

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOLOJİK BESİ MADDESİ GİDEREN ATIKSU ARITMA TESİSİ GERİ
DEVİR ÇAMURUNDA FARKLI DEZENTEGRASYON
UYGULAMALARININ İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Işıl AKPINAR

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

Tez Danışmanı: Yard. Doç. Dr. Nevin YAĞCI

MAYIS 2010

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOLOJİK BESİ MADDESİ GİDEREN ATIKSU ARITMA TESİSİ GERİ
DEVİR ÇAMURUNDA FARKLI DEZENTTEGRASYON
UYGULAMALARININ İNCELENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Işıl AKPINAR
(501081719)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 29 Nisan 2010
Tezin Savunulduğu Tarih : 03 Mayıs 2010**

**Tez Danışmanı : Yard. Doç. Dr. Nevin YAĞCI (İTÜ)
Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Cumali KINACI (İTÜ)
Prof. Dr. Ayşen ERDİNÇLER (BÜ)**

MAYIS 2010

Değerli Aileme,

ÖNSÖZ

Bu tez çalışmamda başta deneyler ve tezin yazım aşamaları olmak üzere her konuda bana değerli bilgilerini ve zamanını ayıran saygıdeğer hocam Yard. Doç. Dr. Nevin Yağcı'ya sonsuz teşekkür ediyorum.

Ayrıca;

Partikül boyut analizi için Prof. Dr. Lütfi Övençoğlu'na ve teknisyen Hasan Gökçe'ye,

Mikroskobik görüntüler için Doç. Dr. Süleyman Övez'e,

Ozonlama deneyinde yardım eden Yard. Doç. Dr. Tuğba Ölmez Hancı'ya ve Gülcan Başar'a,

Iyon kromatografya yürütülen analizlerinde gösterdiği ilgi ve yaptığı yardımlar için Araş. Gör. Gülsüm Emel Zengin Balcı'ya,

Laboratuvar çalışmalarım sırasında beni yalnız bırakmayan ve deneylerime yardım eden ve tez yazım kısmında bana destek olan sevgili arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Son olarak da beni her zaman her konuda destekleyen, hiç yalnız bırakmayan ve daima yanımda olan annem Birgül Akpınar'a, babam Mahmut Akpınar'a ve sevgili kardeşim Güven Murat Akpınar'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Nisan 2010

Işıl Akpınar

(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	v
İÇİNDEKİLER	vii
KISALTMALAR	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET.....	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amaç ve Kapsamı	3
2. BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA SİSTEMLERİNDE ÇAMUR DEZENTTEGRASYONU.....	5
2.1 Evsel Atıksu Arıtımında Çamur Sorunu	5
2.2 Türkiye’de Çamur Sorunu ve Yasal Çerçeve.....	6
2.3 Çamur Arıtımında Uygulanan Yöntemler.....	7
2.4 Çamur Yönetiminde Yeni Uygulamalar – Çamur Minimizasyonu	9
2.5 Çamur Dezentegrasyonu	10
2.5.1 Flok yapısının bozulması ve hücre dezentegrasyonu.....	11
2.5.1.1 Hidroliz	11
2.5.1.2 Dezenfeksiyon	11
2.5.1.3 Çökelme ve susuzlaşma	12
2.5.1.4 Flokülasyon	12
2.5.1.5 Viskozite ve köpürme (köpük oluşumu)	12
2.5.2 Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı	12
2.5.2.1 Parçalanma	13
2.5.2.2 Karbon kaynağı	13
2.5.2.3 Geri devir akımındaki kirlilik yük	13
2.5.2.4 Geri kazanım	14
2.5.3 Biyokimyasal reaksiyonlar.....	14
2.6 Çamur Dezentegrasyonu Yöntemleri ve Yöntemlerin Karşılaştırılması.....	15
2.6.1 Çamur dezentegrasyonu yöntemleri.....	15
2.6.1.1 Fiziksel dezentegrasyon	15
Termal (ısı) dezentegrasyon	16
Ultrases dezentegrasyonu	18
2.6.1.2 Kimyasal dezentegrasyon	24
Alkali ortamda çamur dezentegrasyonu	25
Asit ortamda çamur dezentegrasyonu	27
Ozon ile dezentegrasyon	27
Termo-kimyasal dezentegrasyon	30
2.6.1.3 Biyolojik dezentegrasyon	32
2.6.2 Çamur Dezentegrasyonu Yöntemlerinin Karşılaştırılması	32

3. BİYOLOJİK BESİ MADDESİ GİDERİMİ YAPILAN SİSTEMLERDE ÇAMUR DEZENTEGRASYONU UYGULAMASININ ETKİLERİ.....	35
3.1 Biyolojik Besi Maddesi Giderimi.....	35
3.1.1 Biyolojik azot giderimi	38
3.1.1.1 Nitrifikasyon	38
3.1.1.2 Denitrifikasyon	39
3.1.2 Biyolojik aşırı fosfor giderimi.....	40
3.2 Besi Maddesi Giderimi Üzerine Dezentegre Olmuş Çamur Karakterinin Etkisi	43
3.2.1 Atıksuya yapılan ön arıtma uygulamaları ve sisteme karbon ilavesi ile biyolojik besi maddesi gideriminin iyileştirilmesi	44
3.2.1.1 Atıksuya yapılan ön arıtma uygulamalarının (ön-fermantasyon vs.) besi maddesi giderim verimine etkisi	44
3.2.1.2 Karbon kaynağı ilavesinin besi maddesi giderim verimine etkisi	45
3.3 Çamura Uygulanan Dezentegrasyon Yöntemlerinin Besi Maddesi Giderim Verimine Etkisi	46
3.4 Atık Çamurdan Azot ve Fosfor Geri Kazanımı.....	49
4. MATERYAL VE METOD	51
4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması	51
4.1.1 Dezentegrasyon Yöntemlerinin Uygulanması	51
4.1.1.1 Termal (ısıl) dezentegrasyon	52
4.1.1.2 Termokimyasal (ısıl-kimyasal) dezentegrasyon	52
4.1.1.3 Ultrases ile dezentegrasyon	53
4.1.1.4 Ozon ile Dezentegrasyon	54
4.2 Dezentegrasyon Uygulamaları	56
4.3 Biyolojik Çamur ve Atıksu Karakterizasyonu	57
4.4 Deneysel Ekipman.....	58
4.4.1 Ultrases homojenizatör.....	58
4.5 Analizler	59
4.6 Dezentegrasyon Derecesinin Hesaplanması.....	63
4.7 Oksijen Tüketim Hızı Testleri	64
4.8 Fosfor Salım Testi	64
5. DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME	67
5.1 Dezentegrasyon Yöntemlerinin Biyolojik Aktif Çamur Örneklerine Uygulanması ve Yöntem Seçimi	67
5.1.1 Termal (ısıl) dezentegrasyon yöntemi uygulaması deneysel çalışma sonuçları.....	67
5.1.2 Ultrases dezentegrasyon yöntemi uygulaması deneysel çalışma sonuçları.....	70
5.1.2.1 Ultrases ön-arıtımı sonrası çamur karakterizasyonu	70
5.1.2.2 Ultrases dezentegrasyonu öncesi ve sonrası partikül boyut analizi sonuçları	80
5.1.2.3 Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamurun üstsuyunda respirometrik analiz sonuçları	82
5.1.2.4 Ultrases dezentegrasyonu öncesi ve sonrası mikroskopik görüntüler	85
5.1.3 Termokimyasal (Isıl-kimyasal) Dezentegrasyon	88
5.1.4 Ozon ile dezentegrasyon	91
5.1.4.1 Ozon dozlaması sonrası çamur karakterizasyonu	91
5.1.4.2 Ozon ile dezentegrasyon sonrası partiküler boyut analizi sonuçları	92
5.1.4.3 Ozon ile dezentegrasyonu sonrası mikroskopik görüntüler	94

5.2 Fosfor Salım Testinin Sonuçları.....	95
5.2.1 Fosfor salım hızı testi.....	96
6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	99
KAYNAKLAR	103
ÖZGEÇMİŞ.....	115

KISALTMALAR

AAC	: Atık Aktif Çamur
AKM	: Askıda Katı Madde
ASM1	: Aktif Çamur Modeli No 1
ÇKOİ	: Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
DD	: Dezentegrasyon Derecesi
FST	: Fosfor Salınım Testi
HBS	: Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
K_h	: Yavaş Ayrışan Organik Maddeye Ait Hidroliz Hızı (1/gün)
K_s	: Yarı doygunluk sabiti (mg/L)
K_x	: Hidroliz yarı doygunluk sabiti (mg/L)
OTH	: Oksijen Tüketim Hızı
SE	: Spesifik Enerji
S_s	: Kolay Ayrışan Organik Madde
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TKOİ	: Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
TUKM	: Toplam Uçucu Katı Madde
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
UYA	: Uçucu Yağ Asidi
μH	: Maksimum Çoğalma Hızı (1/gün)
X_H	: Heterotrofik Aktif Biyokütle Konsantrasyonu

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : Dezentegre olmuş ve olmamış çamurun geri devir akımındaki bileşenlerinin konsantrasyonları.(%1 askıda katı) (Müller, 2000a).....	14
Çizelge 2.2 : Atık aktif çamurun mezofilik anaerobik çürütülmesi üzerine termal arıtmanın etkilerinin literatür özeti (Bougrier et al. 2008).....	19
Çizelge 2.3 : Ultrases ile önarıtmada kullanılan terimlerin tanım ve birimleri.	21
Çizelge 2.4 : Sonikasyon değerleri için literature bilgileri.	22
Çizelge 2.5 : Çamur dezentegrasyonu yöntemlerinin karşılaştırılması (Perez- Elvira ve diğ., 2006).	33
Çizelge 4.1 : Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan termal dezentegrasyon uygulamasının yapıldığı geri devir çamur karakteri ...	52
Çizelge 4.2 : Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan ultrases uygulamasının yapıldığı biyolojik geri devir çamur karakteri.....	52
Çizelge 4.3 : Termal (ısııl) dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.	52
Çizelge 4.4 : Termokimyasal (ısııl-kimyasal) dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.	53
Çizelge 4.5 : Ultrases dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.	54
Çizelge 4.6 : Ozonun kimyasal özellikleri.(Material Safety Data Sheet, 2000).....	54
Çizelge 4.7 : Seçilen dezentegrasyon yöntemleri ve şartları.	56
Çizelge 4.8 : İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru karakterizasyonu	57
Çizelge 4.9 : İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru günlük AKM ve UAKM konsantrasyonları.	57
Çizelge 4.10 : Atıksu karakterizasyonu.	57
Çizelge 5.1 : Termal ön-arıtma sonucu elde edilen dezentegrasyon derecesi değerleri	69
Çizelge 5.2 : Ultrases ile ön-arıtma sonucu elde edilen spesifik enerji değerleri ve elde edilen dezentegrasyon dereceleri.	72
Çizelge 5.3 : Ultrases uygulamasının yapıldığı Çamur II'ye ait karakterizasyon.	73
Çizelge 5.4 : Kimyasal dezentegrasyon sonrası Çamur II'ye ait karakterizasyon. ...	74
Çizelge 5.5 : Ultrases ön-arıtımı yapılmış üstsuda respirometrik analiz ile elde edilen kinetik parametreler.	84
Çizelge 5.6 : Ozon dozlaması sonrası çamur karakteri.....	92
Çizelge 5.7 : Farklı yöntemler ile dezentegre edilmiş ve santrifüjlenmiş çamur üstsuyunda besi maddesi konsantrasyonları.	96
Çizelge 5.8 : Fosfor salım testi süresince salınan fosfor konsantrasyonları.	98

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3.1 : Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının şematik gösterimi.	43
Şekil 4.1 : Ultrasonik homojenizatör sisteminin şematik görüntüsü.	58
Şekil 4.2 : Ultrasonik homojenizatör sisteminin fotoğrafı.	59
Şekil 4.3 : Santrifüj aletinin görüntüleri.	60
Şekil 4.4 : Respirometrenin görünümü.	63
Şekil 4.5 : Fosfor salım testinde kullanılan cam şişelerin görüntüsü.	65
Şekil 5.1 : Termal dezentegrasyon deneylerinde santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ konsantrasyonlarının sıcaklık ve zamanla değişimi.	68
Şekil 5.2 : Termal dezentegrasyon deneylerinde çözünmüş KOİ konsantrasyonlarının sıcaklık ve zamanla değişimi.	69
Şekil 5.3 : Termal dezentegrasyon deneylerinde UAKM/AKM oranının sıcaklıklarda ve zamanla değişimi.	70
Şekil 5.4 : Ultrases dezentegrasyonu uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	71
Şekil 5.5 : Ultrases dezentegrasyonu uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	72
Şekil 5.6 : Ultrases dezentegrasyonu (%40 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	74
Şekil 5.7 : Ultrases dezentegrasyonu (%40 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	75
Şekil 5.8 : Ultrases dezentegrasyonu (%60 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	75
Şekil 5.9 : Ultrases dezentegrasyonu (%60 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	76
Şekil 5.10 : Ultrases dezentegrasyonu (%80) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	76
Şekil 5.11 : Ultrases dezentegrasyonu (%80) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.	77
Şekil 5.12 : Farklı amplitüt değerlerinde elde edilmiş olan sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimler için dezentegrasyon derecesi değerleri (a) %40 Amplitüt, (b) %60 Amplitüt ve (c) %80 Amplitüt için.	78

Şekil 5.13 : Farklı amplitüt değerlerinde elde edilmiş olan sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimler için UAKM/AKM oranları değerleri (a) %40 Amplitüt, (b) %60 Amplitüt ve (c) %80 Amplitüt için.	79
Şekil 5.14 : Dezentegrasyon derecesi ve spesifik enerji arasındaki ilişki.	80
Şekil 5.15 : Uygulanan dezentegrasyon işlemi öncesi geri devir çamuru partikül boyut dağılımı.....	81
Şekil 5.16 : Ultrases dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.	82
Şekil 5.17 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen oksijen tüketim hızları.	83
Şekil 5.18 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen oksijen tüketim hızları ve parametre tahmini sonrası simulasyon verileri.	84
Şekil 5.19 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen çözünmüş KOİ konsantrasyonları.....	85
Şekil 5.20 : Geri devir çamuru mikroskobik görüntüleri: 20x objektif büyütmesi....	85
Şekil 5.21 : Geri devir çamuru mikroskobik görüntüleri: 10 objektif büyütmesi.....	86
Şekil 5.22 : Geri devir çamuru mikroskobik görüntüleri: 4x objektif büyütmesi.....	86
Şekil 5.23 : Ultrases dezentegrasyonu sonrası mikroskobik görüntüler (a) 40x, (b) 20x ve (c) 10 x objektif büyütmeleeri.	87
Şekil 5.24 : Termo-kimyasal dezentegrasyon uygulaması sonrası farklı sıcaklıklar için elde edilen farklı pH değerlerinde süreye bağlı olarak santrifüjlenmiş toplam KOİ konsantrasyonlarındaki değişimler: a)80°C, b) 100°C ve c)120°C.....	89
Şekil 5.25 : Termo-kimyasal dezentegrasyon uygulaması sonrası farklı sıcaklıklar için elde edilen farklı pH değerlerinde süreye bağlı olarak çözünmüş KOİ konsantrasyonlarındaki değişimler: (a) 80°C , (b) 100°C ve (c) 120 °C.....	90
Şekil 5.26 : 100°C için süreye bağlı olarak farklı pH değerleri için hesaplanan dezentegrasyon derecesi değerleri.	91
Şekil 5.27 : 0.014 gO ₃ /gAKM ozonla dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.....	92
Şekil 5.28 : 0.085 gO ₃ /gAKM ozonla dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.....	93
Şekil 5.29 : 0.014 gO ₃ /gAKM ozon dozunda dezentegrasyonu sonrası mikroskobik görüntüler: 10 x objektif büyütmesi.	94
Şekil 5.30 : 0.085 gO ₃ /gAKM ozon dozunda dezentegrasyonu sonrası mikroskobik görüntüler: 10 x objektif büyütmesi.	94
Şekil 5.31 : Fosfor salım testlerinde fosfor konsantrasyonu profilleri (a) ultrases, (b) termo-kimyasal, ve (c) ozon dezentegrasyonu sonrası üstsuyun ilave edildiği kesikli reaktörler.....	97

BİYOLOJİK BESİ MADDESİ GİDEREN ATIKSU ARITMA TESİSİ GERİ DEVİR ÇAMURUNDA FARKLI DEZENTEGRASYON UYGULAMALARININ İNCELENMESİ

ÖZET

Artan atıksu arıtımı ihtiyacının doğal bir sonucu olarak çamur oluşumu da artmakta ve arıtma çamurlarının uzaklaştırılması giderek büyüyen ve önem kazanan ve çözüm bekleyen bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır.

Klasik çamur arıtma yöntemleri ile arıtılan çamurun nihai uzaklaştırma yöntemi ise çoğunlukla düzenli depolama alanlarına verilmesi şeklinde olmaktadır. Düzenli depolama alanlarına verilen arıtılmış çamurdaki en önemli problem ise çamurun organik katı madde içeriğinin yeterince azaltılamamış olmasıdır.

Bunun yanı sıra karbon giderimi yanında nütrient gideren biyolojik arıtma sistemlerinde ise sistemin organik madde ihtiyacının arttığı ve atıksuda bulunan organik madde içeriği biyolojik azot ve fosfor gideriminde yetersiz kaldığı bilinmektedir. Dışarıdan karbon ilavesinin ekonomik olmaması araştırmacıları organik madde ihtiyacının karşılanması için alternatif arayışlara yönlendirmektedir. Çamur dezentegrasyon yöntemlerinin kullanılmasındaki amaçlardan biri de dezentegrasyon sırasında ortaya çıkan karbonlu bileşiklerin nütrient giderimi için substrat olarak kullanılabilme imkânıdır.

Dezentegrasyon işlemi biyolojik, kimyasal ve fiziksel yöntemler kullanılarak dışsal zorlamalarla çamur floklarının kırılması ve mikroorganizmaların hücre duvarlarının parçalanarak hücre içindeki maddelerin çözünür formda sıvı faza geçirilmesi işlemidir. Dezentegrasyon işlemine uğramış çamur sıvısının nutrient giderim sistemlerinde substrat olarak kullanılabilirliği üzerindeki etkileri konusunda yapılmış sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmada, dezentegrasyona uğramış biyolojik besi maddesi gideren atıksu arıtma tesisi geri devir çamuruna farklı dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması sonrası çamur üstsuyu karakteri incelenmiştir.

Çalışmada, biyolojik besi maddesi giderimi yapan tam ölçekli bir arıtma tesisinden alınan çamurlar üzerinde çeşitli dezentegrasyon teknikleri uygulanmıştır. Dezentegrasyon işlemi sonrasında oluşan çamur sıvısının biyolojik olarak arıtılabilirliğinin araştırılması amacıyla fosfor salım testi yürütülmüştür. Çamur sıvısındaki ve dezentegrasyona uğramış çamur üstsuyunda KOİ türleri (kolay ve yavaş ayrışabilen organik madde) belirlenmiştir.

Bu çalışmada, ultrases dezentegrasyonunda elde edilen dezentegrasyon derecesi değerleri ile uygulanan spesifik enerji arasında doğru orantılı bir ilişki ortaya konmuştur. Bu durum literatür ile de uyum içersindedir.

Bu çalışmada elde edilen partikül boyut analizleri, biyolojik geri devir çamurunda hacimce %50'ye karşılık gelen partikül boyutu 48.17 µm olarak belirlenmiştir. Partiküllerin hacimce %50'sine karşılık gelen boyutu 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda 44.58µm ve 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda 45.42 µm olarak

belirlenmiştir. Bu durum ozonlamanın partikül boyutunda değişikliğe sebep olmadığını göstermektedir. Partiküllerin hacimce %50'sine karşılık gelen boyutu ultrases (100 mL hacimde, %80 amplitüt ile 30 dakika süreli) dezentegrasyonu ile 7.45µm olarak belirlenmiştir. Bu değer ultrases dezentegrasyonunun partikül boyutlarını önemli ölçüde düşürebildiğini göstermiştir

Oksijen tüketim hızı ölçümleri ultrases dezentegrasyonu yöntemi ile yüksek KOİ çözünürlüğü elde edildiğini ve dezentegrasyon sonrası üstsuyun toplam KOİ konsantrasyonunun %35'inin kolay ayrışabilir formda olduğunu göstermiştir.

Fosfor salım testleri, anaerobik şartlarda belirli bir süre zarfında yüksek fosfor salımlarının yüksek fosfor giderimini gösterdiği esasına dayanmaktadır. Bu çalışmada, kontrol deneyleri ile karşılaştırıldığında dezentegre çamur ilavesinin fosfor salımını 1.5-2 kat arttırabildiği gösterilmiştir. Bu değerler sadece ultrases dezentegrasyonu üstsuyu kullanılarak elde edilmiştir. Diğer yöntemlerde önemli fosfor salımı konsantrasyonlarına ulaşamamıştır.

INVESTIGATION OF DIFFERENT DISINTEGRATION APPLICATIONS ON RETURN SLUDGE OF AN ADVANCED BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT

SUMMARY

As a natural consequence of the increasing demand in wastewater treatment, the increase regarding the amount of produced waste sludge becomes inevitable, and the need for removal of treatment sludges is becoming more and more important and significant on a daily-basis, turning into a crucial problem waiting for a sensible solution.

The conventional solution for eventual disposal of the waste sludges treated via classical sludge treatment schemes is still storage in landfill sites. Yet the most pronounced problem with such applications is that the organic matter content of the treatment sludges cannot be reduced to the level to be appropriate for storage in such sites.

In addition to these, it is agreed on for sometimes that not only in biological nutrient removal (BNR) systems, but also in C-removing conventional schemes, organic matter content of the influents received by these systems become to be insufficient, especially when the target is biological nitrogen and phosphorus removal. High cost of addition of external carbon sources to such systems directs researchers and engineers towards searching for alternative and affordable C-sources. In this regard, one of the reasons for use of disintegration applications in sludge treatment is the possibility of making use of the disintegration-generated organic matter as alternative and low-cost C-sources in BNR processes.

Disintegration process can be described as breaking-up the sludge flocks by external biological, chemical, and/or physical means and disrupting cell membranes of microorganisms so to force release of intracellular contents into the bulk liquid in a soluble form. Till now, there are only a very limited number of studies on applicability of disintegration-subjected sludge-liquor to be used as C-sources in BNR systems. In this regard, the properties of treatment sludges (originating from an aeration basin of a nutrient removal treatment plant) were investigated. The sludge was subjected to various disintegration processes, to determine whether those disintegrated sludges are suitable to be used as C-sources in BNR systems.

In this study, the properties of sludges originating from sludge return line of a nutrient removal treatment plant and their supernatants that are subjected to various disintegration processes were investigated.

As the first step, various sludge disintegration methods were applied on return sludge of a full-scale biological nutrient removal plant. Next, phosphate release test were conducted using supernatant of disintegrated sludge. The characterization of disintegrated sludge and its supernatant were determined by COD measurements. Readily biodegradable and slowly biodegradable COD fractions of the post-

disintegration sludge-liquor were also determined by oxygen uptake rate measurements.

The results of the study showed that the properties of ultrasound disintegrated sludge-liquor in terms of COD were appeared as the best additional carbon source for nutrient removal system. For ultrasound disintegration, disintegration degree is correlated with the specific energy, which is consistent with the results given in the literature.

In the study particle size analysis results revealed that the medium diameter of particles of original sludge was 48.17 μm . The medium diameter of particles after ozonation for ozone doses of 0.014 gO_3/gMLSS and 0.085 gO_3/gMLSS were 44.58 μm and 45.42 μm , respectively. The particle size distribution of sludge was found to be relatively stable during ozonation. Ozonation did not appear to greatly affect particle size at lower ozone doses. Comparing to the remarkable sludge size reduction via sonication, it is clear that ozone does not violently disrupt the floc structure. Ultrasound disintegration under the conditions of 100 mL of volume, 80% amplitude and 30 minutes of duration, remarkable decrease was obtained. The medium diameter of particles after ultrasound pre-treatment was obtained as 7.45 μm .

Oxygen uptake rate measurements showed that ultrasound disintegration technique can provide higher COD solubilization and almost 35% of the total COD is readily biodegradable.

The phosphate release test is based on the release of phosphorus under anaerobic conditions for a specific period of time with the higher P release to indicate a better P removal. In the study, addition of disintegrated sludge was revealed 1.5-2 times higher phosphate release compared to control experiments. These values were only obtained for ultrasound disintegrated sludge supernatant. The other techniques did not showed remarkable increase in phosphate release.

1. GİRİŞ

Günümüzde giderek artan atıksu arıtımı ihtiyacının doğal bir sonucu olarak arıtma tesisi sayısı arttıkça çamur oluşumu da buna paralel olarak artmakta ve çözüm bekleyen bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu arıtma çamurlarının ekonomik ve uygun bir şekilde arıtılması ve değerlendirilmesi giderek önem kazanan bir konu haline gelmektedir.

Ülkemizdeki uygulamalara bakıldığında klasik çamur arıtma yöntemleri ile arıtılan çamurun nihai uzaklaştırma yöntemi çoğunlukla düzenli depolama alanlarına verilmesi şeklinde olmaktadır. Düzenli depolama alanlarına verilen arıtılmış çamurdaki en önemli problem ise çamurun organik katı madde içeriğinin yeterince azaltılamamış olmasıdır.

Çamur miktarının azaltılması ve nihai uzaklaştırma için uygun hale getirilmesi sırasında uygulanan çeşitli işlemlerden geri dönen sıvı akımlarının nütrient (azot ve fosfor) yükleri de ihmal edilemeyecek düzeylerde olup nütrient gideren arıtma tesislerinden beklenen çıkış suyu standartlarının sağlanamamasında önemli bir etken olmaktadır.

Arıtma çamurunun içeriği bölgeden bölgeye ve arıtma biçimine bağlı olarak değişmekle birlikte genellikle organik madde, azot ve fosforca zengin olduğu bilinmektedir.

Son yıllarda, arıtma çamurlarına anaerobik çürütme uygulamasından önce çamurun biyolojik ayrışmasının artırılması amacıyla çamurun hidrolizini hızlandırarak hem çamur miktarında bir azalma yaratan hem de anaerobik çürütücü verimini artırarak daha küçük hacimler kullanılmasını sağlayan dezentegrasyon işlemleri yaygın hale gelmiştir.

Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış kuvvetler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Bu kuvvetler fiziksel, kimyasal veya biyolojik şekilde olmaktadır. Dezentegrasyon işlemi sonrası çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müller ve diğ., 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 ve çözünür forma dönüşmektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Dezintegrasyon işlemi, çamur çürüme işlemi ile karıştırılmakla birlikte, mekanizması itibariyle sadece organik maddenin indirgenmesi işlemini kapsayan çürüme işleminden oldukça farklı ve daha ileri bir arıtma tekniğidir (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).

Dezintegrasyon sonrasında sıvı faz, hücre içi bileşenleri olan aminoasit, nükleik asit ve yağ asitleri gibi çözülmüş organik bileşikler ve çözünebilen formdaki diğer organik bileşenleri içermektedir. Sıvı faz, karbon, azot ve fosfor bileşikleri açısından oldukça zengindir. Karbon bileşikler daha sonraki biyolojik proseslerde kolaylıkla parçalanabildiklerinden bu bileşikler atıksu arıtımında denitrifikasyon veya ileri biyolojik fosfor giderimi proseslerinde karbon kaynağı olarak kullanılabilir (Müller ve diğ., 2004; Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Yüksek konsantrasyonlarda P içeren atıksuların kontrolsüz şekilde alıcı ortama deşarj edilmesi sonucunda su kalitesinde önemli ölçüde bozulmalar oluşabilmektedir. Su kalitesinin korunması ve alıcı ortamlarda ötrofikasyon riskinin azaltılması için gerekli nütrient oranlarının sağlanması amacıyla C ve N gibi nütrientlerin yanı sıra fosforun da arıtılması gerekli olabilmektedir. Arıtılmış su P seviyesinin kontrolünde geliştirilmiş biyolojik yöntemlerin kullanımı yüksek nütrient giderim veriminin yanı sıra, tüm biyolojik arıtma süreçlerini de olumlu yönde etkilemesi nedeniyle günümüzde rutin bir atıksu arıtım uygulaması haline gelmiştir.

Atıksu arıtımında biyolojik aşırı fosfor giderimi (BAFG) ülkemizde ve Avrupa Birliği ülkelerinde oldukça tercih edilen bir süreç haline gelmiştir. BAFG süreçlerinde, konvansiyonel arıtma yöntemlerinden farklı olarak, (karbon) C, azot (N) ve fosforun (P)' nin eşzamanlı olarak, yüksek verimde giderilmesi de mümkün olmaktadır (USEPA, 1987).

Karbon giderimi yanında nütrient gideren biyolojik arıtma sistemlerinde sistemin organik madde ihtiyacının arttığı ve atıksuda bulunan organik madde içeriğinin biyolojik azot ve fosfor gideriminde yetersiz kaldığı bilinmektedir. Anaerobik çamur stabilizasyonunun gerçekleştirildiği biyolojik fosfor giderimi yapan sistemlerde (BAFG) ise anaerobik şartlarda fosfor salımı gerçekleşmekte ve çamurun sıvı

akımlarından geri dönen fosfor, aktif çamur sisteminin fosfor yükünü %40'lara varan oranda arttırmaktadır (Van Hulle, 2005). Ayrıca biyokütlenin parçalanması sonucunda ortaya çıkan amonyum azotu, sistemin toplam azot yükünde de %10-20 mertebesinde artış meydana getirmektedir. Avrupa'da sistemin yan akımlarından kaynaklanan besi maddesi (azot ve fosfor) yüklerinin azaltılması için çeşitli kimyasal ve biyolojik yöntemler uygulanmakla birlikte (Metcalf ve Eddy, 2003) çamur dezentegrasyonunun kullanılmasındaki amaçlardan biri de dezentegrasyon sırasında ortaya çıkan karbonlu bileşiklerin nutrient giderimi için substrat olarak kullanılabilme imkanındır.

Atıksulardan biyolojik azot ve fosfor giderim prosesisin performansı doğrudan karbon kaynağının varlığına bağlıdır. Özellikle fosfor giderimi gerçekleştirilen tesislerde giriş atıksuyunda kısa zincirli yağ asitleri (uçucu yağ asitleri-UYA) formundaki çözünmüş substrat sözü edilen karbon kaynağı olarak önemlidir. Bu nedenle atıksuda düşük konsantrasyonlardaki uçucu yağ asidi konsantrasyonunun arttırılması azot ve fosfor giderim veriminin arttırılması ve standartların sağlanabilmesi açısından büyük önem taşımaktadır.

Biyolojik atık çamurun dezentegrasyonu son yıllarda yoğun çalışmaların yapıldığı bir çamur ön-arıtma işlemidir. Biyolojik azot ve fosfor gideren sistemlerde, dezentegrasyon işlemine uğramış atık çamur veya geri devir çamurunun çamur işleme proseslerinden gelen üstsuları ile nutrient giderimi için ihtiyaç duyulan çözünmüş karbon kaynağı sağlanabilmektedir.

1.1 Tezin Amaç ve Kapsamı

Evsel atıksu arıtma maliyetinin çok önemli bir kısmı, bu tesislerde oluşan çamurların arıtılması ve uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır. Çamur miktarının azaltılması ve nihai uzaklaştırma için uygun hale getirilmesi sırasında uygulanan çeşitli işlemlerden geri dönen sıvı akımlarının nutrient (azot ve fosfor) yükleri de ihmal edilemeyecek düzeylerde olup nutrient gideren arıtma tesislerinden beklenen çıkış suyu standartlarının sağlanamamasında önemli bir etken olmaktadır.

Bu doğrultuda, azot ve fosfor giderim verimlerini arttırmak üzere biyolojik besi maddesi gideren sistemlere dezentegre edilmiş çamur üstsuyunun verilmesi ile ilgili literatürde çok az bilgi bulunduğundan, bu çalışmanın amacı, biyolojik besi maddesi

gideren bir tam-ölçekli biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunun farklı dezentegrasyon uygulamaları sonrası üstsuyu karakterinin ortaya konulmasıdır.

Bu amaç çerçevesinde, ikinci bölümde, biyolojik atıksu arıtma sistemlerinde çamur dezentegrasyonu hakkında bilgi verilmiştir. Bu bölüm kapsamında evsel atıksu arıtmında çevre sorunu, Türkiye çamur sorunu ve yasal çerçeve, çamur arıtımında uygulanan yöntemler, çamur yönetiminde yeni uygulamalar ve çamur minimizasyonu ve çamur dezentegrasyon prosesi, yöntemleri ve bu yöntemlerin karşılaştırılması hakkında bilgi verilmiştir.

Çalışmanın üçüncü bölümünde, biyolojik besi maddesi gideren sistem çamurlarına uygulanan farklı dezentegrasyon yöntemleri üzerine yapılan çalışmaları derlenmiştir. Bu konuda literatürde yer alan fosfor giderimi ve dentrifkasyon üzerine etkilere de yer verilmiştir.

Dördüncü bölümde, çalışmanın materyal metodu verilmiştir. Deneysel çalışmanın planlanması, farklı dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması ve seçilen dezentegrasyon yönteminin planlanması ve fosfor salım testi ve oksijen alım hızı deney metotları açıklanmıştır.

Beşinci bölümde yürütülen farklı dezentegrasyon yöntemlerinin deney sonuçları ayrıntılı bir şekilde verilmiştir. Bu yöntemler arasından uygun yöntemlerin belirlenerek oksijen alım hızı ve fosfor salımı deneyleri ile besi maddesi giderimi üzerine dezentegrasyon işleminin etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Bu aşamada oksijen tüketim hızı deneyleri ile KOİ fraksiyonları belirlenmiş, çamurun canlılığı ortaya konmuş ve dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması ile artış gösteren kolay ayrışabilir substratın etkisi gösterilecektir.

Son bölümde ise deney sonuçlarının genel değerlendirmesi yapılmış ve genel sonuçlar raporlanarak öneriler sunulmuştur.

2. BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA SİSTEMLERİNDE ÇAMUR DEZENTEGRASYONU

2.1 Evsel Atıksu Arıtımında Çamur Sorunu

Evsel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan biyolojik çamurların işlenmesi ve çevreye en az zarar verecek biçimde uzaklaştırılması atıksu arıtımı kadar büyük önem taşımaktadır. Son yıllarda atıksu arıtımı konusunda yapılan çevre yatırımları ile birlikte arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf edilmesi problemi gerek teknolojik gerekse Avrupa Birliği (AB) uyum sürecinde yapılan yasal mevzuat düzenlemeleri ile birlikte üzerinde hassasiyet gösterilen bir konu haline gelmiştir.

Arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurlarının arıtılmasında, uygun arıtma işlemlerinin ardından gerekli çevre sağlığı kriterlerini yerine getirerek şekilde bertaraf edilmesi esastır. Arıtım, iletim, depolama, arazide kullanım amaçlarına yönelik olarak yüksek katı madde içeriğine sahip arıtma çamurlarının doğrudan tesisten uzaklaştırılamaması veya tesis içi döngüye alınamaması gibi nedenlerden dolayı çamur yönetimi; tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de gittikçe artan bir öneme sahiptir.

Arıtma çamurlarının çok çeşitli kaynakları bulunmaktadır. Bu çamurlar nitelik ve niceliksel olarak farklılıklar göstermektedir. Arıtma çamurunun miktarı, atıksuyun kirlilik derecesine ve karakteristiğine, arıtma tesisinde uygulanan işlemlere (fiziksel, fizikokimyasal, biyolojik vb.) ve arıtmanın kalitesine bağlıdır. Arıtma tesislerinde, arıtma çamurlarının işlenmesi ve uzaklaştırılması amacıyla uygulanan işlemler çoğu kez yetersiz kalmaktadır. Bu durum, ya projelendirme aşamasında öngörülen ünitelerin yapılmaması ya da mevcut ünitelerin sağlıklı işletilmemesinden kaynaklanmaktadır. Dolayısıyla arıtma sonrası oluşan çamurlar, nihai olarak uzaklaştırıldığı alanlarda problemlere neden olmaktadır. Bunun en önemli nedeni, arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf edilmesi konusunda başvurulacak ayrı bir yasal mevzuatın mevcut olmamasıdır. Mevcut bazı yönetmeliklerimizde bu konuya yer verilmekle birlikte; mevcut hükümler uygulamada yetersiz kalmaktadır.

Artan atıksu arıtımı ihtiyacının doğal bir sonucu olarak çamur oluşumu da artmakta ve arıtma çamurlarının uzaklaştırılması giderek büyüyen, önem kazanan ve çözüm bekleyen bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır.

2.2 Türkiye’de Çamur Sorunu ve Yasal Çerçeve

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre, 70 Milyon nüfuslu ülkemizde kanalizasyon hizmeti verilen nüfus oranı %63’dür. Bu oran belediye olan yerleşimlerde %78’e kadar çıkmaktadır. 2001 yılı itibariyle üretilen 4.400 mm³ atıksuyun %64’ü kanalizasyon şebekesi ile toplanmaktadır. 2004 yılı verilerinde yıllık 3055 mm³’lük toplam kapasiteye sahip faaliyette olan arıtma tesislerinin sayısı %65’dir. Bu atıksu arıtma tesislerinin %91’i fiziksel ve biyolojik arıtma ünitelerine sahipken, az sayıda tesis ileri arıtma ünitelerine sahiptir. 2004 yılı TÜİK verileri dikkate alınarak atıksu arıtma tesisleri ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı %37’dir. Kişi başı 60 gkatı madde/gün miktarı dikkate alınarak, evsel/kentsel kaynaklı günlük 1600 ton atık çamuru üretildiği tahmin edilmektedir. Üretilen bu çamurların önemli bir miktarı belediye katı atık depolama tesislerinde bertaraf edilmektedir. Arıtma çamurlarının düzenli depolanması bertaraf alternatifleri arasında en az karmaşık, uygulaması en kolay ve bazen de en ucuz alternatif olarak değerlendirilmektedir. Evsel/kentsel arıtma çamuru içeriğindeki değerli besi elementleri, ısı değeri gibi özellikleri dikkate alındığında yararlı kullanım alternatifleri olan bir hammaddedir. Ancak düzenli depolama, atık çamurdaki kaynak olarak nitelenen bu özelliklerden faydalanılmasını engellemektedir. Ayrıca hızla azalmakta olan depolama sahaları ve depolama alternatifine karşı halk/kamuoyu tepkisi bu alternatifi çekici olmaktan uzaklaştırmaktadır.

Arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf edilmesi maliyeti toplam arıtma tesisi maliyeti içinde önemli bir orana sahiptir (işletme maliyetinin yaklaşık %65’i). Atıksu arıtma işlemleri aşamasından itibaren oluşan çamur miktarının azaltılması ve uygun yöntemlerle işlenerek uzaklaştırılması hem teknik hem yasal açıdan önem kazanmıştır.

Ulusal çevre mevzuatında arıtma tesislerinden kaynaklanan atık çamurlarla ilgili çeşitli hükümler yer almaktadır. Bu konudaki ilk yasal düzenleme 1991’de yayımlanan “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (KAKY, 1991) olup bu yönetmelikteki en önemli husus, atık çamurların düzenli depolama alanlarına

verilmeden önce çamurun su oranının en fazla %65 olması gerekliliğidir. Öte yandan, 2004 yılında yürürlüğe giren “Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” çamurlar için tehlikeli atık kapsamına alınma kriterlerini ve bunların yönetimi esaslarını belirtmektedir (TAKY, 2004). Buna göre tehlikeli atık kapsamına giren çamurların geri kazanılması, atık miktarının azaltılması, düzenli depolanabilmesi veya çevreye olan zararlarının en aza indirilmesi için fiziksel, kimyasal veya biyolojik işlemlere tabi tutulmaları gerektiği belirtilmektedir. Çamurlar ile ilgili bir başka mevzuat ise 2005 yılında yürürlüğe giren “Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği”dir (TKKY, 2005). Buna göre arıtma çamurları stabilize ve ham çamur olarak ikiye ayrılmakta ve ham çamurun toprağa serilmesi yasaklanırken stabilize çamurların toprakla karıştırılmasına ağır metal içerikleri esas alınarak belirli düzenlemelerle izin verilmektedir.

Ülkemizde AB Çevre mevzuatına da uyum süreci içerisinde bulunmaktadır. AB mevzuatında, Atık Çerçeve Yönetmeliği kapsamında atıkların yakılması (2000/76/EC), atıkların depolanması (1999/31/EC) ve bazı özel atık arıtım işlemleri kapsamında ise AÇ ile ilgili hususlar 86/278/EC nolu direktif ile esasa bağlanmaktadır. Uyum süreci kapsamında Atık Çerçeve Yönetmeliği kapsamındaki alt yönetmelikler ulusal mevzuata kazandırılmıştır (Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği, Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği, Ambalaj ve Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği vb.). Atık Çerçeve Yönetmeliğinin ulusal çevre mevzuatına uygulanması amacıyla yönetmelik taslağı çalışmaları halen Çevre ve Orman Bakanlığı (ÇOB) tarafından yürütülmektedir. Bu yönetmeliklerdeki esasların uygulanması ve denetim sürecinde en büyük sorumluluk ve yetki Çevre ve Orman Bakanlığı’na aittir.

Ülkemizdeki uygulamalara bakıldığında klasik çamur arıtma yöntemleri ile arıtılan çamurun nihai uzaklaştırma yöntemi çoğunlukla düzenli depolama alanlarına verilmesi şeklinde olmaktadır. Düzenli depolama alanlarına verilen arıtılmış çamurdaki en önemli problem ise çamurun organik katı madde içeriğinin yeterince azaltılamamış olmasıdır.

2.3 Çamur Arıtımında Uygulanan Yöntemler

Klasik çamur arıtma yöntemleri olarak anılan ve arıtma tesisinden kaynaklanan çamurların biyolojik olarak stabilizasyonunun gerçekleştirildiği işlemler iki şekilde

uygulama alanı bulmaktadır. Bunlardan ilki uzun havalandırmalı aktif çamur sistemleridir. Çamur stabilizasyonu yüksek çamur yaşlarında havalandırılarak oksijenli ortamda sağlanmaktadır. Ancak, eşdeğer nüfusu fazla olan yerleşimler için uzun havalandırmalı aktif çamur sistemleri büyük tank hacimleri ve yüksek işletme enerjisi gerektirdiğinden ilk yatırım ve işletme maliyetleri açısından uygun alternatif olmamaktadır (Erdoğan, 2005). İkinci alternatif ise çamur stabilizasyonunun aktif çamur sisteminin dışında gerçekleştirilmesidir. Çamur stabilizasyonu aerobik ve anaerobik çamur çürütücülerle sağlanabilir. Aerobik çamur stabilizasyonunda çamur yine uzun havalandırmalı sistemlerde olduğu gibi hava verilerek sağlanmakta ancak, uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminden tek farkı çamurun yoğunlaştırılması nedeniyle daha küçük hacimlerde gerçekleştirilmesidir. Bunun yanında havalandırma için gerekli oksijen dolayısı ile enerji ihtiyacı değişmemektedir. Anaerobik çamur stabilizasyonunda ise çamur havasız ortamda stabilize edilmektedir. İlk yatırım maliyetinin yüksek olmasına rağmen elde edilen biyogaz (metan, hidrojen) ile enerji elde edilmekte ve reaktörün ısıtılmasının yanında enerji elde edilmesinde kullanılabilmektedir.

Çamur arıtımında en çok kullanılan yöntem olan anaerobik çamur çürütme sonucunda çamurun organik madde içeriğinde meydana gelen azalma en fazla %60 civarında olmakta ve düzenli depolama alanlarına giden çamurda organik madde içeriği bu nedenle %40 ve üzerinde kalmaktadır. Çamurun organik madde içeriğinde beklenen bu azalma için anaerobik çürütme tanklarının bekletme süreleri ve hacimleri çamurun hidrolizi için gereken sürenin uzunluğu nedeniyle büyümekte ve maliyet artmakta buna rağmen depolama alanlarına giden çamurda hala yüksek miktarlarda organik madde bulunmaktadır.

Bu nedenle son yıllarda, arıtma çamurlarına anaerobik çürütme uygulamasından önce çamurun biyolojik ayrışmasının artırılması amacıyla çamurun hidrolizini hızlandırarak hem çamur miktarında bir azalma yaratan hem de anaerobik çürütücü verimini artırarak daha küçük hacimler kullanılmasını sağlayan dezentegrasyon işlemleri yaygın hale gelmiştir.

Ayrıca, karbon giderimi yanında nütrient gideren biyolojik arıtma sistemlerinde sistemin organik madde ihtiyacının arttığı ve atıksuda bulunan organik madde içeriğinin biyolojik azot ve fosfor gideriminde yetersiz kaldığı bilinmektedir. Anaerobik çamur stabilizasyonunun gerçekleştirildiği biyolojik fosfor giderimi yapan

sistemlerde (BAFG) ise anaerobik şartlarda fosfor salımı gerçekleşmekte ve çamurun sıvı akımlarından geri dönen fosfor, aktif çamur sisteminin fosfor yükünü %40'lara varan oranda arttırmaktadır (Van Hulle, 2005). Ayrıca biyokütlenin parçalanması sonucunda ortaya çıkan amonyum azotu, sistemin toplam azot yükünde de %10-20 mertebesinde artış meydana getirmektedir. Avrupa'da sistemin yan akımlarından kaynaklanan nütrient (N,P) yüklerinin azaltılması için çeşitli kimyasal ve biyolojik yöntemler uygulanmakla birlikte (Metcalf ve Eddy, 2003) çamur dezentegrasyonunun kullanılmasındaki amaçlardan biri de dezentegrasyon sırasında ortaya çıkan karbonlu bileşiklerin nütrient giderimi için substrat olarak kullanılabilme imkanıdır.

2.4 Çamur Yönetiminde Yeni Uygulamalar – Çamur Minimizasyonu

Tüm dünyada depolama sahalarının kısıtlı olması, çamurun faydalı kullanımı konusunda yeterli uygulamaların bulunmaması vb. nedenlerle, arıtma çamurlarının yönetimi konusunda yeni yaklaşımlar gündeme gelmektedir. Bu yaklaşımlar içerisinde çamur miktarının azaltılmasına (çamur minimizasyonu) yönelik çalışmalar son dönemde oldukça hız kazanmıştır.

Arıtma çamurlarının minimizasyonu, çamurun katı kütlesinde gerçekleştirilebilecek herhangi bir azaltmayı kapsamaktadır. Kullanılan minimizasyon teknikleri, atıksu arıtımı sonrasında oluşan çamur miktarının azaltılmasının yanı sıra, çamur oluşumunu baştan engelleyerek toplam kütle ve hacimde belli oranda azalmayı sağlayan teknikler olarak bilinmektedir. 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, bu nedenle, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından oldukça önemlidir. Dolayısı ile çamur minimizasyonu ile hem arıtıma giren çamur miktarında azalma sağlanarak arıtım hacimleri ve maliyetlerinin düşürülmesi, hem de arıtım sonunda elden çıkarılması gereken çamur hacimlerinin azaltılması hedeflenmektedir.

Çamur minimizasyonuna yönelik katı madde parçalaması (dezentegrasyon), arıtma çamuru bünyesindeki katı maddelerin mekanik, elektriksel, ısı, kimyasal, ısı/kimyasal, biyolojik ve oksidatif ön arıtım teknikleriyle çözünmüş hale geçirilmesini hedeflemektedir. Dezentegrasyon işlemi, çamurun pek çok özelliğini

değiştirmektedir (Müller ve diğ., 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 ve Lahnsteiner ,2005). Sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri ise büyük oranda inorganik maddeleri içermektedir. Bu sebeple çamur parçalama işlemi uygulanmış çamur susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriğine sahip olmaktadır (Müller ve diğ., 2003). Çamur parçalaması genelde en sık kullanılan stabilizasyon yöntemi olan anaerobik çürütücü öncesi atık aktif çamur (AAÇ) üzerine uygulanmaktadır. Anaerobik çürütme öncesinde ön arıtma olarak çamur parçalama işlemi uygulandığında; anaerobik çürütme prosesinde hız sınırlayıcı aşama olarak ifade edilen hidroliz reaksiyonu hızlandırılmakta; organik maddeler büyük oranda çözünmüş halde bulunduğu anaerobik çürütücünün verimi önemli ölçüde artmakta, oluşan biyogaz miktarı yükselmekte ve oluşan çamur miktarı azalmaktadır. (Tanaka ve diğ., 1997; Kopp ve diğ., 1997; Baier ve Schmidheiny, 1997). Dolayısıyla anaerobik çürütme tankındaki bekleme süresi ve çürütücü tank hacmi gereksinimi düşmektedir. Birçok arıtma tesisinde enerji üretiminde kullanılan biyogazın artması sisteme ekonomik açıdan önemli bir girdi sağlamaktadır.

Çamur dezentegrasyonu ile ilgili detaylı bilgi aşağıda verilecektir.

2.5 Çamur Dezentegrasyonu

Atık çamurun dezentegrasyon işlemi biyolojik, kimyasal ve fiziksel yöntemler kullanılarak dışsal zorlamalarla çamur floklarının kırılması ve mikroorganizmaların hücre duvarlarının parçalanarak hücre içindeki maddelerin çözünür formda sıvı faza geçirilmesi işlemi olup dezentegrasyon işleminin çamur özelliklerinde yarattığı değişiklikler üç farklı gruba ayrılabilir. (Müller ve diğ., 2004):

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

Flok yapısının bozulması ve hücre dezentegrasyonunun çamur karakteristikleri üzerine etkileri hidroliz, dezenfeksiyon, çökeltme, susuzlaşma ve flokülasyon özelliklerinin iyileşmesi olarak belirtilmektedir.

2.5.1 Flok yapısının bozulması ve hücre dezentegrasyonu

Dezentegrasyon prosesi boyunca uygulanan kuvvetler (baskılar, zorlamalar) çamurda yer alan mikroorganizmaların parçalanması ile meydana gelen flok yapılarının bozulmasına yol açmaktadır. Eğer enerji girişi artarsa, çamurun partikül boyutunda güçlü bir azalma gerçekleşmektedir. Flok yapısının bozulması sonucunda partikül boyutundaki bu azalma meydana gelir, fakat mikroorganizmaların parçalanması çok kolaylıkla analiz edilememektedir, çünkü parçalanmamış hücreler ve parçalanmış hücre duvarları boyut olarak çok benzerlerdir.

Çamur dezentegrasyonunda flok yapısının bozulması ve hücre parçalanması açısından yüksek ve düşük enerji girişleri için iki farklı sonuç elde edilmiştir. Düşük enerji girişlerinde flok yapısı bozulur, fakat hücre parçalanması gerçekleşmemektedir. Bu nedenle partikül boyutu flok yapısının bozulmasına bağlı olarak hızlı bir şekilde küçülmektedir. Flok yapısının bozulması ile çamurun çökme özellikleri iyileştirilir, çünkü büyük floklar daha küçük ve daha sıkı floklara mikroorganizmaların aktivitesi neredeyse hiç etkilenmeksizin dönüştürülür. Yüksek enerji girişlerinde dezentegrasyon derecesi hücrelerin parçalanması nedeniyle yüksektir.

2.5.1.1 Hidroliz

Dezentegre olmuş mikroorganizmaların hidrolizi dezentegre olmamış mikroorganizmalardan çok daha kolay gerçekleşmektedir. Genellikle küçültülmüş partikül boyutu, partikül hacmiyle ilişkili olan daha geniş yüzey alanlarına bağlı olarak çamur içindeki katıların kolay hidrolizine izin vermektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.1.2 Dezenfeksiyon

Dezentegrasyon prosesi çamurdaki tüm mikroorganizma çeşitlerini etkilemektedir. Yüksek yapılı organizmaların parçalanması boyutlarından dolayı daha kolaydır, fakat gram pozitif bakterilerin parçalanması onların güçlü hücre duvarlarından dolayı oldukça zordur. Patojenik mikroorganizmalar da dezentegre olmaktadır, bu nedenle arıtma prosesine bağlı olarak çamurun kısmi ya da tamamen dezentegrasyonu gerçekleştirilebilmektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.1.3 Çökelme ve susuzlaşma

Organik katı maddenin önemli bir miktarı güçlü dezentegrasyonla sıvı faza geçirilmektedir. Çamurda kalan katı partiküller yüksek oranda inorganik madde içerirler ve çamurun katı madde içeriği de susuzlaşmadan sonra daha yüksek olmaktadır (Müller ve diğ, 2003). İyi çökmüş çamurun çökelme özellikleri, tamamlanmamış flok parçalanmasının olduğu ortalama bir dezentegrasyonun aksine daha kötüdür. Flok yapılarının bozulması ile kabaran çamurun çökelme özellikleri iyileştirilmektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.1.4 Flokülasyon

Flokların partikül boyutu, flokların toplam yüzey alanında artışa yol açan dezentegrasyon prosesi sayesinde azalmaktadır ve yüzey alanının artmasıyla birlikte çamur şartlandırma prosesi boyunca nötralize edilecek yüzey yükleri, daha yüksek miktarlarda olmakta ve bu da dezentegre olmuş çamurun daha fazla flokülant tükettiği anlamına gelmektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.1.5 Viskozite ve köpürme (köpük oluşumu)

Dezentegrasyon prosesinin bir sonucu olarak çamurun viskozitesi ciddi bir şekilde azalmaktadır. Çamurun düşük viskozitesi karıştırma ve pompaj işlemlerinin kolaylaşmasına olanak sağlamaktadır. Dezentegrasyon prosesi ile filamentli mikroorganizmalar içeren çamurların köpürme problemleri kontrol edilebilir ve tortu tabakasının oluşumu ve çürütücülerdeki köpük problemi azaltılabilmektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.2 Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı

Flok yapısının bozulmasının ve hücrelerin parçalanmasının sonucunda sıvı faza organik çamur bileşenleri salınmaktadır. Çözelti içinde küçük partiküller ya da kolloidal maddeler sıvı fazdan ayıramadıkları için bulunmaktadır. Bu durum, bu maddelerin küçük partikül boyutuna sahip olması ile partiküllerin ve onu çevreleyen suyun yoğunlukları arasında çok az bir farkın olmasından kaynaklanmaktadır. Fakat diğer taraftan bu maddeler biyolojik olarak kolay parçalanabilmektedirler. Bu maddeler sıvılaştırılmış olmasından ve hacmi ile kıyaslandığında daha geniş yüzeye sahip olmalarından dolayı hidroliz prosesi oldukça kolaydır. Salınan karbon, azot ve fosfor miktarları çamur özelliklerini etkilemektedir (Müller ve diğ, 2004).

2.5.2.1 Parçalanma

Karbon bileşikleri partiküler fazdaki çamura göre biyolojik proseslerde daha kolay ve daha hızlı ayrıştırılmaktadır. Böylece aerobik ve anaerobik stabilizasyon sırasında gereken parçalanma süresi kısılmakta ve daha yüksek derecede parçalanma sağlanmaktadır (Müller ve diğ,2004).

Dezintegrasyon prosesinin hücre parçalanması üzerine dayalı olmasından dolayı, dezintegrasyon için çamurun en uygun tipi atık çamurdur. Dezintegrasyon prosesi atık çamurun biyolojik parçalanabilirliği önemli boyutta arttırmakta ve anaerobik olarak  r t lm ş çamurun dezintegrasyonu ile biyogaz üretiminde önemli bir artışa ulaşılabilmektedir. Fakat bu elde edilen sonuçlar sadece yüksek enerji girişlerinde elde edilmektedir. Aksine,  n  keltim çamuru bakteri içermediğinden dolayı biyolojik parçalanabilirliğinde çok az bir artış olmaktadır (Müller ve diğ, 2000a).

2.5.2.2 Karbon kaynağı

Çamur dezintegrasyonu ile elde edilen karbon kaynağı, karbonun kısıtlı olduğu biyolojik fosfor giderimi gibi atıksu arıtma adımlarında ilave karbon kaynağı olarak kullanılabilir. Bu konu tezin 3. bölümünde detaylı olarak anlatılmaktadır.

2.5.2.3 Geri devir akımındaki kirlilik y k

 n arıtım metodu olarak dezintegrasyon prosesinin kullanılması ile organik maddenin artan solubilizasyonunun sonucu olarak, atık çamurun s pernetanttaki organik bileşenlerinin konsantrasyonları artırılır. Atıksu arıtma sistemine atık çamurun üstsuyu geri devir ettirildiğinden geri devir akımı olarak tanımlanmaktadır. Organik madde konsantrasyonunun artışına bağlı olarak ilave bir organik madde yükü ortaya çıkmaktadır. Dezintegre edilmiş ve edilmemiş çamurun geri devir akımındaki organik yükü uçucu askıda katı madde (UAKM), kimyasal oksijen tüketimi (KOÇ), Kjeldahl-N, PO₄-P gibi bazı parametrelerin ölçülmesiyle hesaplanmaktadır. Müller (2000a) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada elde edilen arıtılmış ve arıtılmamış biyolojik çamurun geri devir akımındaki bileşenlerinin konsantrasyonları izelge 2.1’de gösterilmektedir çizelgede dezintegrasyona maruz kalmış ve kalmamış çamur örnekleri arasındaki önemli farklar görülmektedir.

Çizelge 2.1 : Dezentegre olmuş ve olmamış çamurun geri devir akımındaki bileşenlerinin konsantrasyonları.(%1 askıda katı) (Müller, 2000a)

Parametre	Dezentegre olmamış çamur (mg/L)	Dezentegre olmuş çamur (mg/L)	Faktör (dezentegre olmuş/dezentegre olmamış çamur)
UAKM	150-300	3000-5500	10-20
KOİ	50-200	1000-3000	5-20
Kjeldahl-N	30-1000	150-400	2-5
PO4-P	10-40	50-170	3-4

Arıtılmış atıksuyun deşarjından önce çıkış standartları sağlanmalıdır, fakat çıkış kalitesi üzerinde geri devir akımının negatif etkisinden dolayı bu standartları sağlamak oldukça zordur. Geri devir akımı aktif çamur prosesine geri döndürüldüğünde oldukça yüksek organik kirlilik yüküne sahiptir, dolayısıyla organik madde konsantrasyonlarını istenilen seviyeye indirmek için ek kapasiteler hesaba katılmalıdır (Müller ve diğ., 2004).

2.5.2.4 Geri kazanım

Değerli çamur bileşenlerinin geri kazanımı sadece süpernetantta yapılabilmektedir, çünkü aşırı çamurun katı kısmı ağır metaller içerir, fakat dezentegre edilmemiş çamurda organik fraksiyonun pek çoğu (değerli komponentler) katı içerisinde yer almaktadır, dolayısıyla dezentegrasyon prosesi bu organik bileşikler solubilize etmek için ve onları süpernetanta geçirmek için uygulanır, böylece ayrı arıtma sistemlerinde geri devir akımının arıtımı mümkündür (Müller, 2000a). Geri kazanma, amonyak sıyırması, fosfor kristalizasyonu gibi çeşitli yöntemlerle yapılabilir. Çamur arıtımı ön işlemi olarak uygulanan dezentegrasyon artan azot ve fosfor konsantrasyonları sonucu geri kazanımı mümkün hale getirebilmektedir (Müller ve diğ., 2004).

2.5.3 Biyokimyasal reaksiyonlar

Biyokimyasal reaksiyonlar dezentegrasyon sırasında veya sonrasında meydana gelebilir. Çamurun parçalanabilirliği üzerinde bu reaksiyonların ters etkileri söz konusudur.

- Kolay ayrışabilir bileşiklerin salınması veya sürekli oluşumu
- Yavaş ayrışabilir bileşiklerin oluşması

Çamur yüksek sıcaklıklarda dezentegre edildiği zaman, dezentegrasyon prosesi ve biyokimyasal reaksiyonların sonucu olarak, zor ayrışabilen ve hümik madde gibi reaksiyon ürünleri oluşmaktadır. Bu oluşum Maillard Reaksiyonu yardımıyla açıklanmıştır (Müller ve diğ., 2004).

2.6 Çamur Dezentegrasyonu Yöntemleri ve Yöntemlerin Karşılaştırılması

2.6.1 Çamur dezentegrasyonu yöntemleri

Dezentegrasyon yöntemlerini fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler olmak üzere üç ana başlık altında toplamak mümkündür.

2.6.1.1 Fiziksel dezentegrasyon

Biyolojik hidroliz prosesi, fiziksel dezentegrasyonla harekete geçirilir ve böylelikle atık aktif çamurun stabilizasyon hızı önemli ölçüde arttırılabilir.

Dezentegrasyon prosesinde atık aktif çamurun flok yapısı bozulur, bakteri hücreleri parçalanır ve hücre-içi materyaller ortama salınır. Bu çözünmüş bileşenler anaerobik çürütme prosesinde kolaylıkla parçalanabilir. Buna ek olarak, atık aktif çamurun susuzlaşma özellikleri de geliştirilir (Machnicka ve diğ., 2009).

Atık aktif çamurun mekanik dezentegrasyonu, arkasından gelen anaerobik çürütme prosesinde çamur stabilizasyonuna olumlu etkiler sağlamaktadır. Anaerobik çürütme prosenin hidroliz fazı hız sınırlayıcı adımdır. Mekanik dezentegrasyonun uygulanması ile bu adım hızlanmaktadır. Bunun sonucu olarak, anaerobik çürütücüde çamurun bekletme süresi kısaltmakta ve reaktör hacmi azaltılmaktadır. Dolayısıyla ilk yatırım ve işletme maliyetinde tasarruf sağlanmış olmaktadır. Reaktördeki düşük ısıtma ihtiyacından ve kompleks organik yapıların biyolojik olarak parçalanabilir düşük moleküllü bileşiklere oksidasyonu ve dönüşümünden dolayı işletme maliyetleri düşmektedir. Bu bileşiklerin parçalanması sonucunda yüksek biyogaz verimi elde edilmekte ve sonuç olarak, kalan çamurun susuzlaşma özellikleri dezentegrasyon prosesi boyunca filamentli flokların parçalanması ile iyileştirilebilmektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Mekanik cihazların 4 temel dezavantaj bulunmaktadır. Birincisi, pek çok onarım teknolojilerinde olduğu gibi cihazı çalıştırmak için gereken yüksek enerji girdisidir. Bununla birlikte, bu enerjinin önemli bir kısmı çamurun çürütülmesi ve enerji

üretiminde kullanılan artan biogaz üretimi ile telafi edilebilir. İkinci dezavantaj ise, pek çok güç üretiminde olduğu gibi onarımdır. Pek çok cihazda, özellikle de şiddetli olanlarda, onarımla ilgili olan ikinci dezavantaj, işletme sırasında mekanik parçalara uygulanan yüksek gerilim olmaktadır. Üçüncü dezavantaj ise, işletme sırasında mekanik parçaların tam ölçekli hale getirilmesidir. Bu problem daha çok tam ölçekli uygulamalarda ortaya çıkar. Son dezavantaj ise çamurun çöktürme ve susuzlaştırma özelliklerinde oluşan kötüleşmedir (Riedel Jr.D.J., 2009).

Termal (ısı) dezentegrasyon

Fiziksel dezentegrasyon yöntemlerinden birisi olan termal dezentegrasyonda, biyolojik çamurun jel yapısı parçalanır ve hücre içi hapsedilmiş su ortama salınır. Bu metot, organik maddelerin ileri solubilizasyonuna, biyogaz üretiminin artmasına, çamur özelliklerinde değişikliklere (viskozitenin azalması, filtrelenabilirliğin artması) ve patojen mikroorganizma seviyesinde azalmaya yol açmaktadır (Haug ve diğ., 1978; Valo ve diğ., 2004; Anderson ve diğ.,2002; Odegaard ve diğ., 2002). Bu prosesi etkileyen en önemli faktör sıcaklık iken, arıtım süresi düşük bir etkiye sahiptir (Li ve Noike, 1992; Haug ve diğ., 1978; Barlindhaug ve Odegard,1996). Bunun dışında, çamurun biyolojik parçalanabilirliği 200 °C den daha yüksek sıcaklıklarda daha fazla artırılmaz, tam tersi olarak azalma olmaktadır (Stuckey ve Mc Carty, 1978).

Birincil ve ikincil çamurların termal önartımı pekçok araştırmada incelenmiştir. Bu araştırmalar, en düşük 60-100°C (Hiraoka, 1984; Li ve Noike, 1992), ortalama 100-175°C (Haug ve diğ, 1978) ve en yüksek 175-225 (Haug ve diğ., 1983) sıcaklık aralığında yapılan termal dezentegrasyon kapsamaktadır.

Li ve Noike (1992) termal dezentegrasyonun çamurdaki partiküler maddelerin hidrolizinin arttırdığını göstermişlerdir. Bunun sonucu olarak, uçucu organik asitlerden metana kolaylıkla dönüşebilen organik madde üretilmiştir. Pek çok araştırmacıya göre, anaerobik çürütücüde termal olarak dezentegre edilmiş atık aktif çamurun bekleme süresi 10 günden daha kısa süreye indirebilmektedir. Bazı araştırmalarda, asit ya da alkali arıtımla birlikte termal arıtım ya da ultrasonik arıtım gibi önartıma metotlarından biri kullanılarak stabilizasyon veriminin artırılması da incelenmiştir. Bununla birlikte, dezentegre edilmiş çamurun anaerobik çürütücüde metana dönüşüm mekanizması ve kinetikleri tam olarak açıklanamamıştır (Nah ve diğ. 2000). Termal dezentegrasyonda optimum sıcaklık yaklaşık olarak 170-200 °C

arasındadır (Li ve Noike,1992; Tanaka ve diğ.,1997; Neyens ve diğ., 2003). Ayrıca, termal dezentegrasyonu anaerobik çürütücü ile takip edildiğinde termal dezentegrasyonda enerji ihtiyacı anaerobik çürütücüdeki biyogaz üretimiyle sağlanabilmektedir (Kepp ve diğ, 1999). Buna ek olarak, çamurun viskozitesi ve filtrelenebilirliği de aynı zamanda termal dezentegrasyondan etkilenmektedir (Anderson ve diğ., 2002). Anaerobik çürütücüyle sonlandırılan yaklaşık 175 °C'deki termal dezentegrasyon, çamur üretimini önemli ölçüde azaltmaktadır. Prosesle ilgili olarak, çamur üretimindeki azalma %50-70'lere ulaşabilmektedir (Kepp ve diğ, 1999; Graja ve diğ, 2004).

Tanaka ve diğerleri (1997), anaerobik çürümeden önce kombine atık aktif çamurların çözünürlüğünü artırmak için termal ön arıtım uyguladıkları çalışmada askıda katı madde (AKM) çözünürlüğünü 115-150°C'de yaklaşık %15 ve 180°C'de %30'a ulaştığını tespit etmişlerdir. Takip eden anaerobik çürütme prosesinde metan üretimi %90'a yükselmiştir.

Lie ve Noike (1992), termal ön arıtımın atık aktif çamurun degradasyon karakteristiğine olan etkisini, 62 ve 175°C sıcaklık aralığında ve 15 ve 120 dakika süreler aralığında araştırmışlardır. Çalışmada, 30 dakika için 75°C sıcaklıkta çözünürlüğün %55 olduğunu bulmuşlardır. Optimum arıtma koşullarını 60 dakika için 170°C sıcaklık olduğunu ortaya koymuşlardır.

Smith ve Göransson (1992) tarafından ön çökeltilmiş çamurun termal hidrolizini araştırmışlardır ve 160°C sıcaklıkta ve 6MPa basınçta sadece %15 gibi çok düşük bir çözünürlük bulduklarını ifade etmişlerdir.

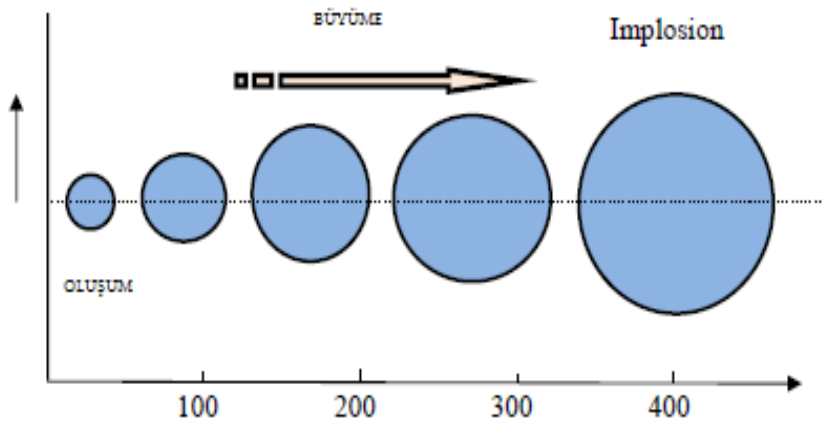
Bougrier ve diğ. (2007), termal dezentegrasyonun protein, karbonhidrat ve yağlar gibi esas çamur bileşenleri açısından yarı kesikli anaerobik çürütücü üzerine etkisini incelemişlerdir. Bu çalışma, 135°C ve 190°C olmak üzere iki sıcaklıkta yürütülmüş ve son çöktürme tankından çıkan çamur kullanılmıştır. KOİ, katılar, yağlar, protein ve karbonhidratlar çamurda ölçülmüştür. Deneyler sırasında çamur toplam katı konsantrasyonu 14,5 g/L azaldığı gözlemlenmiştir. 190°C yapılan dezentegrasyon işlemi sonrasında elde edilen değerler 135°C elde edilenlerden çok daha iyi olduğu rapor edilmiştir. 190°C'de arıtıma uğrayan çamurda parçalanma verimliliği yağ için %67'den %84'e, karbonhidrat %56'dan %82'ye ve proteinin %35 'den %46 'ya yükseldiğini rapor etmişlerdir. 190°C'de dezentegrasyon olmadan %52'lik KOİ

giderim oranı var iken dezentegrasyon sonrası %64'lük KOİ giderim oranında artışa sebep olmuştur. Diğer yandan, toplam askıda katı madde konsantrasyonu (TAKM) termal dezentegrasyon sonrası önemli ölçüde azalmıştır. Buna göre termal dezentegrasyonun önemli ölçüde %30'dan daha fazla çamur üretiminde azalmaya neden olduğu sonucuna ulaşıldığını belirtmişlerdir.

Çizelge 2.2'de, atık aktif çamurun mezofilik anaerobik çürütülmesi üzerine termal dezentegrasyonun etkisini inceleyen araştırma sonuçları derlenmiştir (Bougrier ve diğ., 2008).

Ultras dezentegrasyonu

Önemli uygulama alanı bulan bir diğer fiziksel dezentegrasyon yöntemi ise ultrasound (ultras) ile ön arıtmadır. Ultrasound 20 khz'nin üstündeki frekansta insan kulağının duyamayacağı ses dalgasıdır. İnsanın duyma frekansı 16 ile 20 khz arasındadır. Ultrasound dalgaları çamurun içine nüfuz ettiğinde tekrarlayan türde basınç ve seyrelme üretilir. Seyrelen bölgede (fazlasıyla büyük negatif basınçta) düşük basınç olduğunda çamur ve su birbirinden ayrılır. Azalan basınç nedeniyle mikrokabarcıklar bu bölgede şekillenir. Kavitasyon kabarcıkları olarak bilinen çoğunlukla buharlaşmış sıvı ve gaz içeren bu mikrokabarcıklar sıvı içinde çözünmüştür. Pozitif basınçtaki kavitasyon kabarcıkları dalgalanmakta ve bunlar kararsız boyutlarda büyüyerek belli bir büyüklüğe ulaştıktan sonra şiddetli bir şekilde sönmektedir. (Moonkhum, M., 2007). Şekil 2.1 kavitasyonların şekilleri gösterilmektedir.



Şekil 2.1 : Kavitasyon oluşumunun gösterilmesi.

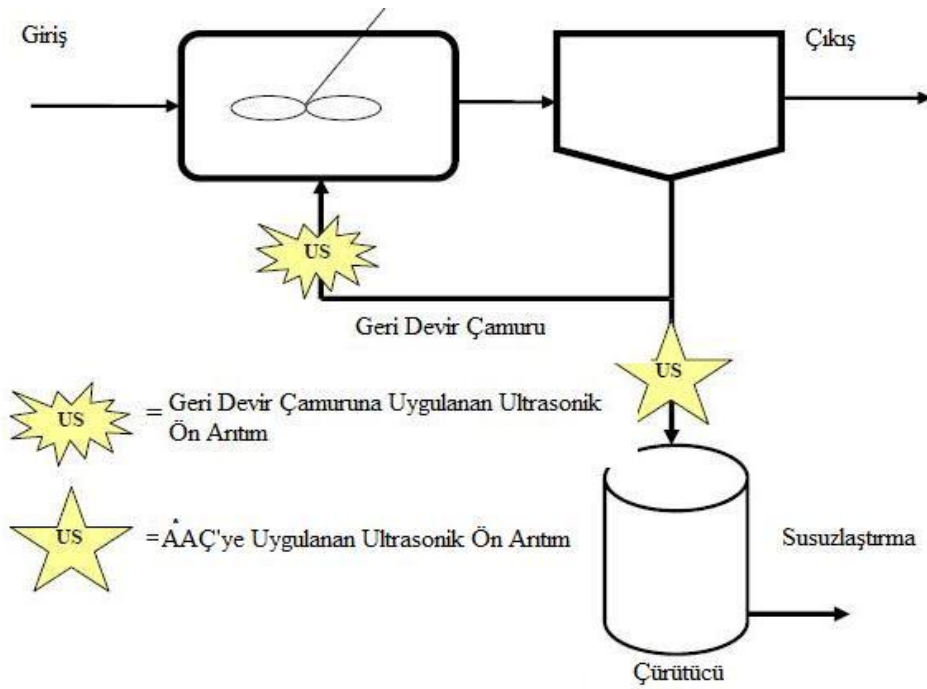
Çizelge 2.2 : Atık aktif çamurun mezofilik anaerobik çürütülmesi üzerine termal arıtmanın etkilerinin literatür özeti (Bougrier et al. 2008).

Kaynak	Termal Arıtım	Anaerobik Çürütücü	Sonuçlar
Haug ve diğ 1978	175 ⁰ C,30 dak.	Tam karışımli reaktör, Hidrolik bekletme süresi=15 gün	CH ₄ üretiminin artması 115 ‘ten 186 ml/g KOİ _{giriş} (+%62)
Stuckey and McCarty 1978	175 ⁰ C 60 dak.	Kesikli, 25 gün	KOİ’nin CH ₄ ’e dönüştürülebilirliğinde artış %48 ‘den %68 (+%42)
Li ve Noike 1992	175 ⁰ C 60 dak.	Tam karışımli reaktör, Hidrolik bekletme süresi =5 gün	Gaz üretiminin artması 108‘den 216 ml/g COD _{in} (+%100)
Tanaka ve diğ,1997	180 ⁰ C 60 dak.	Kesikli,8 gün	Metan üretiminin artması (+%90)
Fjordside 2001	160 ⁰ C	Tam karışımli reaktör,15 gün	Biyogaz üretiminin artması (+%60)
Gavala ve diğ	70 ⁰ C, 7 gün	Kesikli	CH ₄ üretimin artması 8,30 ‘den 10,45 mmol/g Uçucu Katılar _{giriş} (+%26)
Barjenbruch ve Kopplow 2003	121 ⁰ C,60 dak.	Tam karışımli reaktör,20 gün	Biyogaz üretiminin 350 ‘ den 420 ml/g UAKM _{in} (+%20)
Kim et al. 2003	121 ⁰ C, 30 dak.	Kesikli,7 gün	Biyogaz üretiminin artması 3657‘den 4843 L/m ³ AAC _{in} (+%32)
Dobhanyos ve diğ 2004	170 ⁰ C,60 sn	Kesikli,24 gün Termofilik	Biyogaz üretiminin artması (+%49)
Valo et al. 2004	170 ⁰ C,60 dak.	Kesikli,24 gün	Biyogaz üretiminin artması (+%45)
Valo ve diğ 2004	170 ⁰ C,60 dak.	Tam karışımli reaktör,20 gün	CH ₄ üretiminin artması 88’de 142 ml/g KOİ _{in} (+%61)
Graja ve diğ 2005	175 ⁰ C,40 dak.	Sabit film Reaktör Hidrolik bekletme süresi=2,9 gün	% 65 TAKM ‘nin azalması
Bougrier ve diğ 2006a	170 ⁰ C,30 dak.	Kesikli,24 gün	CH ₄ üretiminin artışı 221’den 333 ml/g KOİ _{giriş} ’ye (+%76)
Bougrier ve diğ, 2006b	170 ⁰ C,30 dak.	Tam karışımli reaktör,20 gün	CH ₄ üretiminin artışı 145’ten 256 ml/g Uçucu Katılar _{giriş} (+%51)

Çok sayıdaki mikro kabarcıkların ani ve hızlı şekilde sönmesi kabarcıkları çevreleyen bulk sıvısında güçlü hidro mekanik kesme kuvvetleri üretmektedir. Sönen kabarcıklar hücre duvarı ve membranları parçalayan yüksek kesme kuvvetleri ile

bakteri hücrelerini tamamen parçalanmaktadır. Bölgesel yüksek sıcaklık ve basınç çamur dezentegrasyonuna yardımcı olmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda, sitoplazmik membranlarda yağlar ayrışır, membran içindeki delikler sonucunda hücre içi materyaller sulu faza sızdırılmaktadır (Wang ve diğ., 2005). Ultrasonik prosesin mekanizmaları 3 faktörden etkilenmektedir: ultrasonik frekans, çamur özellikleri ve uygulanan enerji.

Ultrases ile ön-arıtma yönteminin arıtma tesislerindeki uygulama noktaları geri devir hattı ve atılan çamur hattıdır. Şekil 2.2’de ultrases dezentegrasyonunun arıtma tesislerindeki uygulama noktaları gösterilmektedir.



Şekil 2.2 : Ultrases dezentegrasyonunun arıtma tesislerindeki uygulama noktaları

Fiziksel bir proses olan ultrasound (ultrases) yöntemi hücre içi maddelerin salınması için çamur hücre parçalanması amacıyla kullanılmaktadır. Bu yöntemin ikincil toksik madde üretmemek, toksik ve rekalsitrant (inatçı) organik kirleticilerin dezentegrasyonu ve kompleks bileşiklerin daha basit formlara parçalanması gibi pek çok avantajı bulunmaktadır. Ultrases arıtımı boyunca hidroksil, hidrojen, hidroperoksil (HO_2) ve hidrojen peroksit (H_2O_2) gibi yüksek oksidatif radikallerin üretilmesi sebebiyle bu oksidatifler rekalsitrant bileşiklerin parçalanmasına yol açar (Moonkhum, 2007). Tam ölçekli uygulamalarda ultrasonikasyon yöntemi aerobik çürütücü girişinden önce atık çamura uygulanır. Ultrasonikasyonla çamurun

onarıtımı yapıldığında çamurun sıcaklığı artar. Pozitif etkiye sahip yüksek sıcaklıklar su verme özelliğini etkilemektedir (Neyens ve diğ., 2003) .

Ultrasonikasyonun bir diğer uygulama yeri çamur kabarmasını önlemek için filamentli organizmaların sayısını azaltmak amacıyla geri devir çamuruna uygulanır. Atık aktif çamur biyolojik arıtıma geri devir ettirilicek ise ultrasonikasyona bağlı olarak oluşan aşırı sıcaklık gözönünde bulundurulmalı ve bundan kaçınılmalıdır.

Atık aktif çamura ultrasound yöntemi uygulandığı zaman kavitasyon mekanizması önemli bir rol oynamaktadır. Çamurda üretilen kavitasyonların etkileri aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Radikal reaksiyonlar: OH° ve H° radikallerinin oluşması
- Maddelerin kimyasal dönüşümü
- Uçucu maddelerin termal parçalanması
- Yüksek mekanik kesme kuvvetleri

Çamur dezentegrasyon, çamur arıtımının azaltılması, çamur parçalanma hızının artması, hidroliz hızlarının artması ve arıtılmış çamurun su verme özelliği ve patojen inaktivasyonu açısından önemli avantajlara sahiptir. Çizelge 2.3'te Literatürdeki ultrases ile ön-arıtmada kullanılan terimlerin tanım ve birimleri verilmektedir.

Çizelge 2.3 : Ultrases ile önarıtmada kullanılan terimlerin tanım ve birimleri.

Terminoloji	Tanım	Birimler	Kaynak
Ultrasonik Şiddet	Çamurun birim yüzey alanı başına sağlanan güç	W/cm ²	Tiehm ve diğ, 2001
Ultrasonik Yoğunluk	Çamurun birim hacmi başına sağlanan güç	W/mL	Tiehm ve diğ, 2001
Ultrasonik Doz	Çamurun birim hacmi başına üretilen enerji miktarı	W-s/mL	Tiehm ve diğ, 2001
Spesifik Ultrasonik Doz (SUD)	Numunenin, birim hacim ve kütlesi başına maruz kalınan süre için sağlanan güç	W-s/kg-katı	Müller,2006

Çizelge 2.4'te ultrases uygulamalarının yapıldığı bazı çalışmalarda kullanılan dozları ortaya koymaktadır.

Çizelge 2.4 : Sonikasyon değerleri için literature bilgileri.

Kaynak	Şiddet (W/cm ²)	Yoğunluk (s/mL)	Doz (W- s/mL)	SUD(W- s/kg-katılar	Bölge
Show ve diğ., 2007)	0-92	0-0.52	ND	ND	Önarıtım
Cao ve diğ., 2006	ND	0.25-0.50	ND	ND	Geri Dönüşüm
Zhang ve diğ., 2008	125	0.80	1440	9.3*10 ⁷	Önarıtım
Xie ve diğ., 2007	13.70	ND	ND	ND	Önarıtım
Müller, 2006	15.03	0.59-0.94	107-170	ND	Önarıtım ve Geri Dönüşüm
Riedel, 2009	15.03	0.3	90	1.4- 1.5*10 ⁶	Kesikli çürütücü için önarıtım

Çizelge 2.4'te görüldüğü gibi sınırlı sayıdaki literatür değerleri optimal dozun belirlenmesi için yeterli olmamaktadır.

Genel olarak fiziksel yöntemlerde hücrenin parçalanması ve hücre içeriğinin salınması için basınç, döndürme kuvveti uygulanan çeşitli makinaların kullanıldığı mekanik yöntemler, termal yöntemler ile sağlanmaktadır. Fiziksel dezentegrasyon amacıyla kullanılan yöntemler hakkında kısa bilgi aşağıda verilmiştir.

- Karıştırıcı bilyeli değirmenler: Partiküllerin öğütülerek parçalanması esasına dayanmakta olup, mikroorganizma dezentegrasyonu rotasyon sırasında öğütücünün içinde bulunan bilyelerin birbirine çarpması sırasında oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller, 2000a).
- Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi: Ani basınç salımının sonucu oluşturulan kavitasyon etkisi ile dezentegrasyon esasına dayanan yöntemde çok kademeli bir 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 (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).

- 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. Ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).
- Mekanik jet tekniği: Mekanik jet tekniği, çözünmüş hava flotasyonu işlemine benzer şekilde çalışmaktadır. Bu yöntemde çamur 50x105 Pa (509858,1 kg/m²) ile basınçlandırılır ve ardından basıncın kaldırılmasını sağlayan bir ağızdan hızla (30–100 m/s) çıkarak bir plakaya çarpıp ve parçalanmaktadır. (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).
- 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 gerçekleştirmektedir
- 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 gerçekleştirilmektedir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanmaktadır.
- Impact grinding: Basınç yaratarak partikül boyutunu yoketmek üzere farklı yönlerde çalışan ki motorun yerleştirildiği bir öğütücü odasından oluşmaktadır (Perez - Elvira ve diğ., 2006).
- Gama-ışınlaması: Gama ışınlaması pastörizasyon etkisi açısından bilinmekle beraber, aktif çamurun karbonhidrat salmasına neden olduğu bilinmektedir. Işınlama, gama ışını yayan kobalt-60 ile yapılabilir, bu ışınlar çamurun içine sızarak herhangi bir radyoaktivite son ürünü bırakmaksızın ya da çamuru

radioaktif hale getirmeksizin mikroorganizmaları inaktif eder (Perez - Elvira ve diğ., 2006).

- Termal (ısı) dezentegrasyon: Termal dezentegrasyon hücre duvarlarını parçalayarak hücre içeriğinin biyolojik ayrışmada kullanılabilir hale gelmesini sağlamaktadır. Optimum sıcaklık 160-180 °C arasındadır. Termal enerji genellikle bir ısı değiştirici ile veya çamura buhar uygulamasıyla sağlanmaktadır. Cambi ve Krepro prosesleri çamurun termal dezentegrasyonu amacıyla kullanılan patentli proseslerdir. Termal dezentegrasyonun çeşitli uygulamaları bulunmaktadır (Kepp ve diğ., 2000; Barjenbruch and Kopplow., 2003)
- Dondurma ve Çözme: Aktif çamurun dondurulması ve tekrar çözülmesi sonucu flok yapısının dönüşümsüz bir şekilde daha kompakt bir hale gelmesi ile bağlı su miktarının azaltılması ve susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesine dönük bir dezentegrasyon işlemi olup dondurma işleminin doğal olması söz konusu değilse çok yüksek enerji tüketimi gerektiren bir yöntem olmaktadır (Perez - Elvira ve diğ., 2006). Bu konuda yapılmış çok az araştırma bulunmaktadır (Chu ve diğ., 1999).

2.6.1.2 Kimyasal dezentegrasyon

Genel olarak, kimyasal olarak çamurun dezentegrasyonu için kullanılan yöntemler kısaca aşağıda verilmiştir.

- Asit-Alkali ortamda çamur dezentegrasyonu: Bazik ortam koşulları asit ortam dezentegrasyonuna göre daha çok uygulama alanı bulmaktadır. Alkali ortam koşullarında çamurun pH değeri 12'ye kadar artırılmakta ve 24 saat civarında bu değerde tutulmaktadır. Bu proses lipidlerin, hidrokarbonların ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşmesini sağlamaktadır (Perez - Elvira ve diğ., 2006). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'ın kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir. Farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerinin bazik ortamda arıtmaya tabi tutulmayan çamura oranla organik madde indirgenmesini ortalama %25-35, anaerobik çürütücü gaz üretimini ise ortalama %29-112 aralığında artırdığı belirtilmiştir (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).

- Ozon arıtımı: Ozonla ön arıtmanın amacı kısmi oksidasyon ve organik maddelerin hidrolizidir. Tam oksidasyondan çok büyük moleküllerin küçük moleküllere parçalanması ve zor ayrışan bileşiklerin kolay ayrışan bileşiklere dönüştürülmesi hedeflenmektedir (Perez - Elvira ve diğ., 2006). Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır.
- 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. 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).

Alkali ortamda çamur dezentegrasyonu

Alkali ortam koşulları; hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamaktadır (Everet, 1973). Alkali ön arıtım metotları ile ilgili çalışmalarda NaOH'ın kireçten daha yüksek çözünürlük verimine sahip olduğu saptanmıştır (Rajan ve diğ., 1989).

Sodyum hidroksit oldukça düşük dozlarda dahi ortam sıcaklığında atık aktif çamuru etkili bir şekilde çözünürleştirebilme yeteneğine sahiptir.

Woodard ve Wukasch (1994), ilaç endüstrisi atıksuyunun biyolojik arıtımı sonucu üretilen atık aktif çamurun katı stabilizasyonunu geliştirmek için hidroliz/yoğunlaştırma/filtrasyon teknolojilerini geliştirmek için laboratuvar ölçekli çalışmalar yürütmüşlerdir.

Rajan ve diğ. (1989), NaOH kullanarak atık aktif çamurun düşük seviyedeki alkali dezentegrasyonu ile solubilizasyon derecesinin %46'ya kadar yükseltilebilir olduğunu göstermişlerdir.

Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde

NaOH'ın katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Lin ve diğ., 1995; Huang ve Wei- Shiang, 1995; Yoshio ve diğ., 1997).

Ray ve diğ. (1990) farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak dezentegre edilmiş aktif atık çamur örneklerini farklı bekletme 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.

Alkali maddelerin bir ön arıtım metodu olarak kullanımı NaOH'ın 30 ve 125 meq dm⁻³ arasındaki miktarlarda ilaveleri için KOİ'nin %23-35'lere kadar ek bir solubilizasyonuna neden olmuştur. Çözünürlükteki bu artış biyolojik parçalanabilirliğin artmasına sebep olmuştur. Örnek olarak, Lin ve diğ (1995) hidrolik bekletme süresi 20 gün olan bir anaerobik çürütücüde KOİ parçalanmasında %20'ye kadar bir artış elde ettiklerini rapor etmişlerdir (Valo ve diğ., 2004). Ayrıca, Penaud ve diğ. (2000) 5 gNaOH'ten daha fazla NaOH eklendiğinde, 140 derecede ve 30 dakika süre ile yürütülen deneylerde %65 (ortam sıcaklığında) yerine %75-80 KOİ solubilizasyonuna ulaşıldığını bildirmişlerdir.

Kim ve diğ. (2003) yaptıkları bir çalışmada, Koredeki bir atıksu arıtma tesisinden aldıkları atık aktif çamura kimyasal (alkali) dezentegrasyon uygulanmışlardır. pH=12'de olacak şekilde NaOH, KOH, Mg(OH)₂, Ca(OH)₂ gibi çeşitli alkali ajanlar kullanmışlardır. Ayrıca, farklı NaOH konsantrasyonlarının dezentegrasyon üzerinde etkisini incelemek için atık aktif çamura değişik konsantrasyonlarda (0-21 g/L) NaOH eklemişlerdir. Ortam sıcaklığındaki KOİ solubilizasyon değerleri NaOH, KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ için sırasıyla %39.8, %36.6, %10.8 ve %15.3 olarak bulunmuştur. Monobazik ajanların uygulanması ile elde edilen solubilizasyon değerleri dibazik olanların uygulanmasıyla elde edilenlerden daha yüksektir. Bu durumun, monobazik ajanların tamamen çözünmesi, dibaziklerin ise kısmi solubilizasyonundan kaynaklanıyor olabileceği sonucuna varılmıştır. Penaud ve diğ. (1999) yapmış oldukları çalışma ile bu sonuçları desteklemiştir.

Kim ve diğ. (2003) tarafından yürütülen çalışmada, ortam sıcaklığında NaOH'ın artan dozuyla birlikte KOİ solubilizasyonu artış göstermiş ve 7 g/L NaOH konsantrasyonunda bu değer %43,5'e ulaşmıştır. 7 g/L'den 21 g/L'ye kadar olan

NaOH dozlarında KOİ solubilizasyonundaki artış daha düşük kalmıştır. Bu çalışmada, kimyasal dezentegrasyonla atık aktif çamurun partikül boyutu küçülmüştür.

Kompleks organik maddelerin parçalanması kuvvetli mineral asit ve alkali kullanımı ile gerçekleştirilebileceği gibi ozon kullanılarak da yapılabilir. Kimyasal madde ilavesinin olmaması nedeniyle kimyasal prosesler arasında ozonla dezentegrasyon özel bir ilgi alanı oluşturmaktadır.

Asit ortamda çamur dezentegrasyonu

Çamurun izoelektrik noktası çoğunlukla pH 1 ile pH 3 arasında bulunur (Chen ve diğ., 2004). Neyens ve diğ. (2003)'e göre de çamurda parçacık yüzeyinde bulunan net negatif yük yüzünden parçacıkların birbirlerine uyguladıkları itici kuvvet yumaklaşmayı engeller, pH 2,6 ve 3,6 arasında bu itici kuvvet minimuma düşer. Yani çamurun pH değeri eğer izoelektrik noktasının yakınlıklarına bir değere düşürülürse çamurda suyu kolay bırakma ve fiziksel olarak kolay stabilizasyon gözlemlenir (Apul ve diğ., 2007).

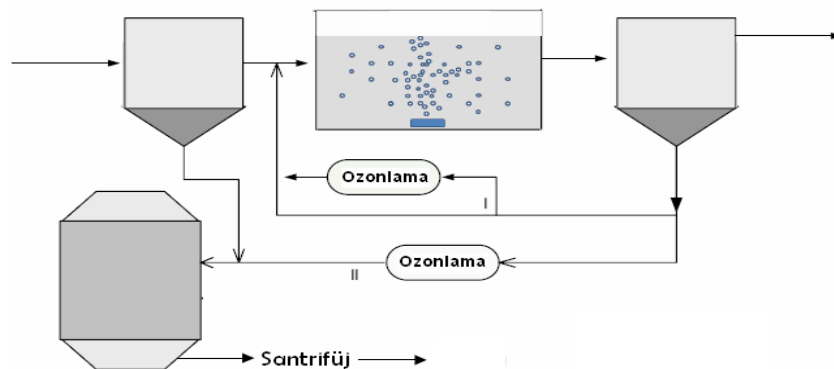
Bu etkilerin yanında düşen pH çamurun flok yapısını bozar ve hücre duvarını parçalamaktadır. Flok yapısından suyun salınması ile çamurun daha kolay susuzlaştırılmasını sağlamaktadır (Neyens ve diğ., 2003). Neyens ve diğ. (2003) yaptıkları çalışmada pH=3'te susuzlaştırmayla çamur hacminin %75'e düşürüldüğünü ve çözünmüş faza geçen katılar yüzünden çözünmüş katı miktarında da artış olduğunu ve pH=3 civarında en iyi sonuçların elde edildiğini rapor etmişlerdir.

Ozon ile dezentegrasyon

Çamur ozonlama prosesi, genellikle, flok dezentegrasyonu, solubilizasyon ve bunları takip eden salınan organiklerin karbondioksit oksidasyonunu (mineralizasyon) kapsayan birbirini takip eden bozunma reaksiyonları olarak tanımlanmaktadır (Ahn ve diğ., 2002; Lee ve diğ., 2005).

Ozon arıtma teknolojisi hem su hem de atıksu endüstrilerinde klor çeşitlerine alternatif dezenfektan olarak kabul edilmektedir. Ozonlama sırasında çözünmüş azot, fosfor ve KOİ konsantrasyonları artış gösterir. Organik azot ve fosfor bileşikleri, çözünmüş azot ve fosfor konsantrasyonlarındaki artışta büyük ölçüde katkıda bulunurlar (Chu ve diğ., 2008; Doğruel ve diğ., 2007).

Şekil 2.3’te bir atıksu arıtma tesisinde ön-arıtma teknolojisi olarak ozonun kullanım alanlarını göstermektedir.



Şekil 2.3 : Çamur ön-arıtmada ozonlama prosesinin kullanıldığı akım şeması.

Çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanıldığında, ozon, flok ve hücre bozulmalarına neden olur. Ayrıca, ozonun denitrifikasyonda karbon kaynağı olarak, çamur ve susuzlaştırma ön- önışlemlerinde kullanıldığı uygulamalar mevcuttur.

Aktif çamurun ozonlaması dezentegrasyonda etkin yollardan ve yüksek derecede dezentegrasyon ürünü veren tekniklerinden biridir (Müller, 2000b). Fazla çamur üretimi, aktif çamur proseslerinde devrettirilen çamurun kısmi ozonlanması ile önemli derecede azaltılabilir (Ramakrishna ve Viraraghavan, 2005; Sakai ve diğ., 1997; Yasui and Shibata, 1994). Ozonlama, çamurun çökeltme özelliklerini de iyileştirirken kabarmayı ve köpürmeyi de azaltır (Caravelli ve diğ., 2006; Deleris ve diğ., 2002; Kamiya and Hirotsuji, 1998; Weemaes ve diğ., 2000). Japonya’da ve bazı Avrupa Birliği ülkelerinde , çamur ozonlaması başarılı bir şekilde pratikte uygulama alanı bulmuş çamur üretimini azaltmada umut veren bir yöntem olarak ortaya çıkmıştır (Caffaz ve diğ., 2005; Sievers ve diğ., 2004; Vergine ve diğ., 2007; Yasui ve diğ., 1996).

Çamur ozonlaması prosesinde, ozon dozu çok önemli bir parametredir. Ozon dozu için gO_3/gTAKM , $\text{mgO}_3/\text{gKOİçamur}$ ve gO_3/gTKM gibi farklı tanımlar kullanılmaktadır.

Yeom ve diğerleri (2002)'nin yaptığı çalışmada, ozon dozunun ozonlanan çamurun durumu üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Bu çalışmada 0.05 gO₃/gTAKM ozon dozunda inert KOİ, çözülmüş KOİ, mikropartiküler KOİ ve mineralizasyonun yüzdeleri sırasıyla %63.9, %19.6, %13.8 ve %2.7'dir. 0.1 gO₃/gTAKM ozon dozunda

ise bu değerler sırasıyla %45.3, %25.7, %23.9 ve %5.1 olarak elde edilmiştir. Ozon dozunun artmasıyla mineralizasyon artmış, 0.5 gO₃/gTAKM yüksek bir ozon dozajında %20.1'lik mineralizasyon elde edilmiştir. Chu ve diğ. (2008) benzer sonuçları elde etmişlerdir. Ozon dozunun 0.06–0.16 gO₃/gTAKM aralığında alınması ise aynı parametreler için sırasıyla %43-15, %15-31, %25-34 ve %16-21 aralıklarında değerleri elde edilmişlerdir.

Çamurun ozonlanması UAKM/AKM oranında ve pH'da önemli bir azalmaya neden olur. Bougrier ve diğ. (2006), ham çamurdaki %78 olan UAKM/AKM oranının 0.16 gO₃/gTAKM ozon dozu uygulaması sonrasında %73'e düştüğünü gözlemlemişlerdir. Benzer çalışmada, 0.5 gO₃/gTAKM ozon dozunun kullanılması ile başlangıçta 6.2 olan pH değeri 3'e düşmüştür (Deleris ve diğ., 2002).

Ozonlama sonucu çamurun özellikleri büyük ölçüde değişmektedir. Flok yapısının bozulmasıyla çamurdaki partikül boyutunda önemli bir düşüş meydana gelmektedir (Filibeli ve Kaynak, 2006). Düşük ozon dozajlarında ozonlamanın partikül boyutuna önemli bir etkisi gözlenmemiştir (Zhang ve diğ., 2009). Bougrier ve diğ. (2006) tarafından yapılan çalışmada, 0.16 gO₃/gTAKM ozon dozunda, partiküllerin ortalama çapı ozonlama öncesi 36.3 µm olarak belirlenmişken ozonlama sonrasında bu değerin 32,6µm'ya düştüğü belirlenmiştir. Zaho ve diğ. (2007), partükül ortalama çapının 0.04 gO₃/gTAKM ozon dozajı sonrası 6 µm'den 4µm'ye düştüğünü belirlemişlerdir. Park ve diğ., (2004) ise 0.5 gO₃/gTAKM ozon dozunda ortalama partikül çapının 70µm'den 40µm'ye düştüğünü rapor etmişlerdir. Park ve diğ. (2003) yaptıkları çalışmada, 5 gO₃/gTAKM gibi yüksek bir ozon dozunda, partikül boyut dağılımının en yüksek pik noktasının 5 µm etrafında tanımlanmış olduğunu tespit etmişlerdir.

Saktaywin ve diğ. (2005), fosfor depolayan organizmalar (PDO) ve heterotrofik bakterilerin ozona maruz kaldıktan sonra canlılıklarını kaybettiklerini gözlemlemişler, çamurun yaklaşık %70'inin 0.03-0.04 gO₃/gTAKM ozon tüketiminde inaktif hale geldiğini ortaya koymuşlardır. Ayrıca, 0.05 gO₃/gTAKM ozon dozunda heterotrofik organizmaların %97'sinin (Lee ve diğ., 2005) ve nitrifikasyon bakterilerinin %80'inin (Kobayashi ve diğ., 2001) inaktif olduklarını rapor etmişlerdir. Yasui ve Shibata (1994), koloni oluşturan birimler 0.05 gO₃/gTAKM ozon tüketiminde %10 civarında azaldığını gözlemlemişlerdir.

Dziurla ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada, düşük ozon dozlarının maksimum oksijen tüketim hızında (OTH) bir azalmaya neden olduğu ve bu azalmanın çamurun özelliklerine bağlı olarak 0.9-13.6 mgO₃/gKOİçamur aralığında olduğu tahmin etmişlerdir.

Yeom ve diğerleri (2002), 0.1 gO₃/gTAKM ozon dozu ile 5 gün için aerobik ve anaerobik koşullarda ham çamur ile ozonlanan çamuru kıyasladıklarında, ozonlanan çamurun ham çamura göre yaklaşık olarak 2-3 kat daha fazla biyolojik olarak parçalanabilir olduğunu göstermişlerdir. Ham çamur için bulunan %36 parçalanma değeri ile karşılaştırıldığında ozonlanan çamurun aerobik şartlarda 15 gün sonra biyolojik parçalanabilirliği, 0.02, 0.05, 0.1 gO₃/gTAKM ozon dozlarında sırasıyla %45.4, %63 ve %77.1 olarak bulunmuştur. Anaerobik çürütücü ile biyolojik parçalanabilirlik 0.2 gO₃/gTAKM ozon dozunda artmıştır. Fakat artan ozon dozlarında biyolojik parçalanabilirlik iyileşmemiştir. Bunun nedeni olarak ozonun başlangıçta ve sonuçta üretilen biyolojik olarak parçalanabilir ürünlerin oksitlemek için kullanılması gösterilmiştir. Bu durumda geriye kalan dayanıklı organiklerin parçalanmasında ozonun tüketilmediği ortaya atılmıştır.

Termo-kimyasal dezentegrasyon

Kimyasal dezentegrasyon uygulamasına ilave olarak fiziksel dezentegrasyon yöntemlerinden termal ön-arıtma ile kimyasal yöntemlerin birlikte uygulandığı termokimyasal dezentegrasyon uygulamaları sözkonusudur. Termal (ısı) parçalama metotlarında başarılı sonuçlara ulaşmak için yüksek sıcaklıklar gerekirken, kimyasal ve termo kimyasal yöntemlerin birleştirilmesi ile daha düşük ya da optimum sıcaklıklarda uygulama yapılması mümkündür. Termokimyasal dezentegrasyonun etkilerini gözlemleyebilmek için bazı araştırmacılar alkali ilavesi ve termal dezentegrasyonu birleştirmişlerdir. Ancak bu çalışmalar oldukça çelişkili sonuçlar ortaya koymuştur.

Haug ve diğ. (1978) yaptıkları çalışmada, termokimyasal ön-arıtma ile biyolojik parçalanabilirlikte %60'lık bir azalmayı ortaya koymuşlardır. Diğer yandan Penaud ve diğ. (2000) termokimyasal arıtımın biyolojik parçalanabilirlik üzerinde herhangi bir farklılık yaratmadığını öne sürmüşlerdir. Tanaka ve diğ.(1997) ise termokimyasal dezentegrasyonun biyolojik parçalanabilirlikte %230'lara varan bir artışa yol açtığını göstermişlerdir.

Lin ve diğ. (1997)'e göre, biyolojik çamurun termokimyasal dezentegrasyonu biyolojik parçalanabilirlikte yaklaşık %70'e kadar bir artışa yol açmaktadır, fakat diğer yandan kimyasalların yanında enerjinin önemli bir miktarı proses süresince tüketilmektedir. Agresif reaksiyon şartları genellikle NaOH'ın kullanıldığı termokimyasal dezentegrasyonun uygulanmasıyla üretilmektedir.

Tanaka ve diğ. (1997) yaptıkları çalışmada anaerobik çürütücüden önce kimyasal (NaOH) ve termokimyasal dezentegrasyon uygulamalarını karşılaştırmışlardır. Kimyasal dezentegrasyon ile alkali dozun 0.6 gNaOH/gUAKM değerinde UAKM çözünürlüğünün arttığını ve bu değerin üzerinde 1 saat temas süresinde yaklaşık %15'te sabit kaldığını bulmuşlardır. Termokimyasal ön arıtmada ise evsel atık aktif çamur için 0.3 gNaOH/gUAKM dozunda ve 130°C'de 5 dakikalık ısıtma ile %70-80 çözünürlüğe ulaşmışlardır.

Woodard ve Wukasch (1994) yaptıkları çalışmada, yüksek sıcaklıklarda sülfirik asitle atık aktif çamurun termokimyasal ön arıtımını ve asit dozunun, sıcaklığın, zamanın ve başlangıç askıda katı konsantrasyonlarının etkisini incelemişlerdir. Bu çalışmada, asit dozunun çözünürlük üzerinde önemli etkiye sahip tek parametre olduğunu rapor etmişlerdir. 4 gsülfirik asit/gTAKM'nin oda sıcaklığında 5 dk'lık temas süresinde eklenmesiyle toplam askıda katı madde konsantrasyonu %61'e düşmüştür. Meunier ve diğ. (1996), sülfirik asit ile yaptıkları asidifikasyonda çok hızlı hidrolizini ve UAKM'nin düşüşünü doğrulamışlardır.

Smith ve Göransson (1992), düşük ve yüksek pH değerlerinde termokimyasal arıtmı inceledikleri çalışmada termal asidik hidrolizde HCl veya H₂SO₄ uygulamışlar ve yaklaşık %30-50 hidroliz verimini elde etmişlerdir. HCl çözünürlük için H₂SO₄'ten daha iyi sonuçlar verdiğini ortaya koymuşlardır.

Endüstriyel uygulamalarla ilgili olarak ise Valo ve diğ., (2004), yüksek sıcaklıktaki dezentegrasyon uygulamalarının daha düşük sıcaklıkta ve yüksek pH'da yapılan uygulamalara oranla daha avantajlı olduğunu ortaya koymuşlardır. Bu durumun ise iki faktörden kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir: kimyasalların ek maliyeti ve çamur azaltımı üzerinde bu kimyasalların olumsuz etkisi. Kimyasalların biyolojik parçalanabilir olmaması nedeniyle sadece sınırlı miktarda çamur azalmasının meydana geldiğini belirtmişlerdir (Valo ve diğ.,2004).

2.6.1.3 Biyolojik dezentegrasyon

Organik maddelerin yapısında bulunan proteinler ve polimerik kabonhidratlar hücreler tarafından doğrudan bünyelerine alınmamaktadır. Bu nedenle mikroorganizmalar, büyük molekül yapılarını kırmak şekerler, aminoasitler ve yağ asitleri gibi daha küçük molekül yapılarına çözmek amacıyla selüloz, proteaz ve lipaz gibi hidroliz enzimleri salgılamaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006). Biyolojik çamur dezentegrasyonu bu enzim aktivitesine dayanmaktadır. Enzimler ortam sıcaklığında kendiliğinden üretilbildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de yapılabilmektedir. Enzimatik dezentegrasyon işleminde hücre duvarı bileşenleri enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Enzimler hücre içi sıvısında da bulunduğu için bu proses mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte de kullanılabilen ve mekanik dezentegrasyon sonrası ilave bir hidroliz yaratmaktadır (Perez- Elvira ve diğ., 2006). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntem olmakla birlikte pahalı ve yeterli araştırmanın yapılmadığı bir işlemdir.

Bir diğer biyolojik dezentegrasyon yöntemi ise termofilik aerobik bakterilerin kullanımıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonudur. 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 (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).

2.6.2 Çamur Dezentegrasyonu Yöntemlerinin Karşılaştırılması

Kullanılan çamur dezentegrasyonu yöntemleri, KOİ solubilizasyonu, anaerobik çamur çürütücüden sonra çamur giderimi, biyogaz üretimi, patojen mikroorganizmaların giderimi ve su verme özelliklerinin iyileştirilmesi gibi pek çok açıdan farklı sonuçlar vermektedir. Bu da, çamur dezentegrasyonu yöntemi seçiminde önemli kriterlerin varlığını ortaya koymaktadır. Çizelge 2.5'te bazı çamur dezentegrasyonu yöntemlerinin bu açıdan karşılaştırmasını ortaya koymaktadır (Perez- Elvira ve diğ., 2006).

Çizelge 2.5 : Çamur dezentegrasyonu yöntemlerinin karşılaştırılması (Perez- Elvira ve diğ., 2006).

Dezenteg. yöntemi	KOİ solub.	Anaerobik çürütücüden sonra çamur giderimi (%)	Biogaz üretimi (%)	Patojen Giderimi	Su verme özellikleri	Avantajlar	Dezavantajlar
Yüksek basınçlı homojenizatörler	18-20	23-64	300 e kadar	Düşük	Yüksek	Koku oluşumu yok. Uygulanması kolay. Daha iyi su verme özelliği.	Patojen azaltılması düşük. Tıkanma probl. Pompa ve homojenizer valfinde yüksek gerilme ve aşınma
Ultrasonik homojenizatörler	6	40-70	10-60	Düşük	Yüksek	Koku oluşumu yok. Tıkanma problemleri yok. Uygulanması kolay. Daha iyi su verme özelliği.	Yüksek enerji tüketimi. Sonotrodda aşınma.
Termal hidroliz	10-20	60-80	400e kadar	Tamamı	Çok Yüksek	Enerji tasarrufu. Çok iyi su verme özelliği. En iyi çamur dezenfeksiyonu.	Gaz akımından kötü koku oluşumu. Isı dönüştürücü.
Karıştırıcı bilyeli değirmenler	15	40-60	10	Yok	Yüksek	Koku oluşumu yok. İşletme güvenilirliği.	Yüksek enerji kaybı. Tıkanma problemleri. Düşük dez. derecesi Kum tutucuda yüksek aşınma.
Asit yada baz hidrolizi	-	-	-	-	Yüksek	Düşük enerji ihtiyacı. Çok iyi su verme özelliği.	Çamur bileşiminin değiştirilmesi. Kötü koku. Ekipmanlarda bozulma ve korozyon. Çıkışta yüksek KOİ.
Ozonlama	5	36	8	-	Yüksek	Daha iyi su verme özelliği.	Yüksek enerji tüketimi. Başlangıç çamurunda metallerin varlığı.
Enzim aktivitesi	-	-	-	-	-	Düşük enerji tüketimi. Ekipmanlar üzerinde herhangi bir stres/zorlama yok.	Yüksek maliyet. Kötü koku. Enzimle arıtımın etkisinin açık olmaması.

3. BİYOLOJİK BESİ MADDESİ GİDERİMİ YAPILAN SİSTEMLERDE ÇAMUR DEZENTEGRASYONU UYGULAMASININ ETKİLERİ

3.1 Biyolojik Besi Maddesi Giderimi

Besi maddelerinin su çevresi üzerindeki etkileri son yıllarda dünyada giderek önem kazanan bir konudur. Karbon, azot ve fosfor gibi mikroskobik hayatın temel taşları olan elementlerin yüzeysel sulara deşarjı bu ekosistemlerde ötrofikasyon olarak bilinen bir seri değişikliğe neden olmaktadır. Özetle ötrofikasyon, su kalitesinin bozulması ve özellikle çözünmüş oksijenin azalmasını beraberinde getiren toplam biyokütle miktarında önemli bir artış (alg patlaması) olarak tanımlanmaktadır. Ötrofikasyon öncelikli olarak doğal göller, rezervuarlar, körfezler ve küçük nehirler gibi sirkülasyonun çok az olduğu su bünyelerini tehdit etmektedir.

Alıcı ortamlara yapılan atıksu deşarjlarında, karbonun elimine edilmesi prensip olarak ötrofikasyon ihtimalini tamamen ortadan kaldırmamaktadır. Atıksudaki karbonlu maddeler konvansiyonel arıtma tesislerinde giderildiğinde ancak karbonlu maddelerin kullanımı ile gerçekleşen heterotrofik biyokütlenin büyümesi önlenebilmektedir. Oysa, arıtılmış çıkış suyunda bulunan azot ve fosforun biyokütle gelişimine daha büyük ölçeklerde katkıda bulunma potansiyeli, karbon kaynağı olarak inorganik karbon türlerini kullanan ototrofların gelişimi nedeniyle hala devam etmektedir. Bu nedenle, azot ve fosforun ötrofikasyona duyarlı su kütlelerine girişinin kontrol edilmesi büyük önem taşımaktadır. Bazı mavi-yeşil alglerin atmosferik azot gazını ilk üretimi gerçekleştirmek üzere kullanabilme kabiliyetleri bulunmaktadır. Bu nedenle ötrofikasyon kontrol stratejileri etkin kısıtlayıcı element olma özelliği taşıyan fosforunun kontrolüne dayandırılmalıdır.

Su ortamlarına verilen atıksuların oluşturduğu artan olumsuz etkiler atıksu arıtma tesislerinden deşarj edilen suların kontrolü için her geçen gün daha sıkı sınırlamalar getirilmesine sebep olmaktadır. Bu nedenle kullanılan en yaygın yöntem evsel atıksulara, ötrofikasyona sebep olan, azot ve fosfor gibi besi maddelerinin deşarjına getirilecek kısıtlamalardır. Atıksulardan su kaynaklarına fosfor girişinin azaltılması amacıyla, Avrupa Birliği'nin Direktifi (EU Directive 91/271/EEC) doğrultusunda

yerleşim alanlarından toplanan atıksulara uygulanacak çıkış standartları küçük ve büyük yerleşim yerleri için sırasıyla 2 mgL⁻¹ (10.000-100.000 nüfus eşdeğeri) ve 1 mgL⁻¹ (>100.000 nüfus eşdeğeri). Bu kısıtlamaları sağlayabilmek için hem karbon, hem de azot ve fosforun giderilmesi esas alınmaktadır. Evsel atıksu arıtımında azot giderimi için uygulanabilecek hemen tek yöntem nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi ile azotun biyolojik olarak giderilmesidir. Atıksudaki fosforun klasik biyolojik arıtma yöntemleri ile istenilen limitlere düşürülmesi mümkün olmadığından ilave fosfor giderim yöntemlerinin kullanılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Bu nedenle, aktif çamur sistemlerinin modellenmesinde yeni bir grup organizmanın çoğalması tanımlanmalıdır. Evsel atıksularda biyolojik aşırı fosfor giderimi (BAFG); sistemden sadece karbon ve fosfor giderimi beklendiğinde nispeten kolay uygulanabilir olmakla beraber, azot ve fosfor giderimi birlikte düşünüldüğünde prosesin karmaşıklığı artmakta, çıkış suyu kalitesini etkileyen biyolojik prosesler ve bu prosesleri etkileyen bileşen sayısı artmakta ve kontrol edilebilmesi için BAFG mekanizmasının çok iyi bilinmesi ve azot giderimi proseslerinden nasıl etkilendiğinin araştırılması gerekmektedir.

Biyolojik besi maddesi giderimi, biyolojik atıksu arıtma sistemlerinde gerekli düzenlemeler yapılmak suretiyle azot giderimi, fosfor giderimi veya azot ve fosforun birlikte giderimi şeklinde gerçekleştirilebilir. Bu amaçla sistemde, karbon gideriminin gerçekleştirildiği aerobik bölgenin yanı sıra anaerobik ve anoksik bölgeler oluşturulmalıdır. Çizelge 3.1 biyolojik besi maddesi giderimin gerçekleştirilmesi için uygulanan farklı bölgeler ve bunların amaçlarını göstermektedir.

Biyolojik besi maddesi giderimini etkileyen pek çok etmen bulunmaktadır, bu nedenle bu sistemlerin tasarımı ve işletilmesin büyük önem arz etmektedir. Biyolojik besi maddesi gideriminde en önemli etken kullanılabilir substrat (karbon kaynağı) ve kolay ayrışabilir organik maddelerin varlığıdır. Bu nedenle, biyolojik besi maddesi giderimini arttırmak üzerine geliştiren tüm yöntemler (dezentegrasyon gibi) atıksuda uygun organik maddenin arttırılmasını amaçlamaktadır. Çizelge 3.1'te biyolojik besi maddesi gideriminde kullanılan bölgelerin fonksiyonları ve hangi amaçlarla kullanıldıkları belirtilmiştir (Graddy ve diğ., 1999).

Çizelge 3.1 : Biyolojik besi maddesi gideriminde kullanılan bölgeler (Graddy ve diğ., 1999)

Bölge	Biyolojik değişim	Fonksiyon	Uygulama nedeni
Anaerobik	-UYA' nın FDO' lar tarafından alımı ve depolanması. -Heterotrofik bakteriler tarafından yavaş ayrışan organik maddelerin fermentasyonu. -Fosfor salımı.	FDO' ların seçimi	Fosfor giderimi
Anoksik	-Denitrifikasyon -Alkalinite oluşumu	-Nitratin azot gazına çevrilmesi -Denitrifikasyon bakterilerinin seçimi	Azot giderimi
Aerobik	-Nitrifikasyon -Depolanmış karbonun FDO'lar tarafından metabolize edilmesi - Heterotrofik bakteriler tarafından dışsal karbonun kullanılması -Fosfor tüketimi -Alkalinite tüketimi		Azot giderimi Fosfor giderimi

Kısaltmalar:

UYA: Uçucu yağ asidi

FDO:Fosfor depolayan organizmalar

3.1.1 Biyolojik azot giderimi

Biyolojik azot giderimi aerobik şartlarda nitrifikasyon prosesi ile oluşan nitratin anoksik şartlara geçildiğinde elektron alıcısı olarak kullanılması ve azotun atmosferik azot formuna çevrilmesi prensibine dayanmaktadır.

3.1.1.1 Nitrifikasyon

Aerobik şartlarda amonyaktan başlayarak, nitrit üzerinden nitrata yükseltgenme reaksiyonları her bir adımı aslında aynı zamanda gerçekleşen enerji ve sentez reaksiyonlarının toplamı olarak ifade edilebilmektedir. Biyolojik nitrifikasyon sürecinde inorganik azot kaynağının enerjisinin bir kısmı ototrofik organizmaların hücre bakımı (maintenance) reaksiyonları için, bir kısmı aynı organizmalara uygun çevre koşulları sağlandığı takdirde yeni biyokütle sentezi için kullanılırken, bir kısmı da ısı enerjisi olarak kaybolmaktadır.

Enerji transferi verimi, sentez reaksiyonlarında kullanılabilir enerjiyi göstermektedir.

Yükseltgenen inorganik azotun bir kısmı enerji bir kısmı da sentez reaksiyonlarında kullanılmaktadır. Diğer bir ifade ile inorganik azot kaynağının yükseltgenirken verdiği elektronların bir kısmı oksijene transfer olurken, bir kısmı da sentezlenen biyokütlede kalmaktadır.

Nitrifikasyon prosesi amonyağı önce nitrite sonra da nitrata dönüştüren bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir. Bu proseste yer alan 2 önemli bakteri türü "*nitrosomonas*" ve "*nitrobakter*" dir. Her iki tür de enerji gereksinimlerini inorganik azotun oksidasyonundan sağladıkları için ototrofik organizmalar sınıfına dahil edilmektedirler. Ayrıca bu organizmalar, sentez için organik karbon yerine inorganik karbonu (CO_2) kullanmaktadırlar. *Nitrosomonaslar* sadece amonyağı nitrite, *nitrobakterler* ise nitriti nitrata oksitlemektedirler. Nitrifikasyon, bu iki prosesin ardışık olarak gerçekleşmesinden ibaret olduğu için arıtma tesisi tasarımında bu iki nitrifikasyon bakterisinin yaşayabilmesi için gerekli koşulların sağlanması gerekmektedir.

3.1.1.2 Denitrifikasyon

Bu proses nitratin önce nitrite ve daha sonra da inert azot gazına dönüştürülmesi aşamalarını içerir. Böylece azotun doğal çevreye zararlı olan çözünmüş formları, zararsız gaz formuna dönüştürülmüş olur. Bu reaksiyonda, mikrobiyal solunumda oksijenin yerini nitrat ve nitrit alır. Bu nedenle denitrifikasyon genellikle, çözünmüş oksijenin bulunmadığı anoksik ortamlarda gerçekleşir. Hücre solunumunda oksijenin yerini nitrit ve nitratin aldığı anoksik koşullarda, denitrifikasyon bakterilerinin, nitrati indirgemelerine nitrat disimilasyonu adı verilir. Nitrifikasyonun tersine, denitrifikasyon bakterileri çok çeşitli olup, fakültatif özelliktedirler. Ortamda nitrat ile birlikte oksijenin de bulunması durumunda, bu bakteriler derhal oksijeni elektron alıcısı olarak kullanmaya başlamakta ve denitrifikasyon prosesi inhibe olmaktadır.

Denitrifikasyon prosesi, farklı elektron alıcılarının kullanılması dışında, karbon giderim prosesi ile tamamen aynı ilkelere dayanmaktadır. Bununla beraber karbon gideriminde elektron vericisi olan organik maddenin son ürünlere dönüştürülebilmesi için yeterince elektron alıcısının sisteme verilmesi gerekmektedir. Denitrifikasyon prosesinde ise esas amaç, yeterince organik madde mevcut olması durumunda, elektron alıcısı olan nitrati gidermektir. Biyolojik denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için aşağıdaki dört temel koşulun sağlanması gereklidir:

- Nitratin (veya nitritin) varlığı
- Ortamda çözünmüş oksijenin bulunmaması
- Fakültatif bir biyokütle topluluğu
- Uygun bir elektron vericisinin (enerji kaynağı) varlığı.

Denitrifikasyon sistemlerinde elektron vericisi olarak hizmet edecek üç farklı karbon kaynağı sözkonusudur.

- Dışarıdan karbon ilavesi (metanol, etanol, asetik asit vb.)
- Atıksudaki organik karbonun kullanılması
- İçsel solunumdan kaynaklanan karbonun kullanılması.

Atıksudaki organik karbon ve metanol en çok kullanılan karbon kaynaklarıdır. Ancak uygun karbon kaynağının seçiminde maliyet, arazinin uygunluğu vb. faktörler de göz önüne alınmalıdır.

3.1.2 Biyolojik aşırı fosfor giderimi

Yüzeysel sularda ötrofikasyon kontrolü için evsel ve endüstriyel atıksulardan fosfor giderimi amacıyla biyolojik ve kimyasal fosfor giderimi yöntemleri kullanılmaktadır. Kimyasal fosfor giderimi, demir ve alüminyum tuzları ile fosforun çöktürülmesi ile gerçekleşmektedir. Biyolojik fosfor giderimi (BAFG: Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimi), hücre sentezi için gerekli fosfordan fazlasını depolayabilme yeteneğine sahip bir grup organizmanın seçimi ile sağlanmaktadır. Çamurun kuru ağırlıkça %2'lik normal fosfor içeriği %10 değerine kadar yükselebilmektedir. Biyolojik olarak azot gideren sistemlerin çeşitli kademelerinde kimyasal madde ilave edilmesi ile fosfor giderimi için istenen limitlerin sağlanması mümkündür ve yaygın olarak da kullanılmaktadır. Ancak biyolojik sistemde bu şekilde fosfor gideriminin hem işletme maliyetini arttırması hem de fazla çamur üretilmesi dolayısı ile çamur uzaklaştırma maliyetini arttırması alternatif çözüm arayışlarını zorlamaktadır. BAFG ile kimyasal fosfor giderimi karşılaştırıldığında;

1. Kimyasal madde ihtiyacının olmaması,
2. Oluşan çamur miktarının az olması,
3. İlave klorit ve sülfid tuzları deşarjının olmaması ve
4. İlave edilen kimyasallar ile çamura geçen ağır metallerin söz konusu olmaması.

gibi sebeplerden dolayı daha avantajlı bir yöntemdir. Kısaca biyolojik fosfor gideriminin avantajları; kimyasal madde kullanımının, enerji tüketiminin, çamur üretiminin azaltılması ve çamurun çökeltme ve susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesi, olarak sıralanabilir. BAFG'nin atıksudaki substratın miktarı ve cinsine bağlı olması ise bu yöntemin olumsuz yönünü oluşturmaktadır (Morgenroth, 1998).

Biyolojik fosfor giderimi ekolojik ve ekonomik olarak kimyasal fosfor giderimine olan üstünlüklerine rağmen, henüz çok iyi bilinmemesi ve kontrol stratejilerinin belirlenmemiş olması dolayısı ile güvenilirliği şimdilik az olan bir prosestir.

BAFG'nin ilk gözlenmesinin ardından aşırı fosfor giderimi mekanizması ile ilgili çalışmalar başlamıştır. Mekanizmanın, inorganik bileşenlerinin çökeltmesi mi yoksa organizma içinde veya üzerinde fosforun biyolojik olarak giderimi mi olduğu konusunda deneysel çalışmalar yürütülmüştür. BAFG'nin polifosfatın biyolojik olarak depolanması olduğu, bunun yanında kimyasal çökeltmenin sadece belirli

şartlarda (yüksek pH, atıksuda yüksek kalsiyum konsantrasyonu) gerçekleşebileceği ortaya konulmuştur (Morgenroth, 1988).

Aktif çamur sistemlerinde, normal metabolik gereksinimlerinin üstünde fosfor depolayabilen mikroorganizmaların seçilmesi yönünde modifikasyonlar yapılmak suretiyle biyolojik olarak aşırı fosfor giderimi (biological excess phosphorus removal: BEPR) mümkündür. Bu konudaki yoğun araştırmalara rağmen henüz üzerinde anlaşılamamış konular bulunmaktadır.

Biyolojik fosfor gideriminin temelinde iki adımda oluşan bir biyokimyasal mekanizma yatmaktadır ve bu mekanizma ortamda ancak anaerobik ve aerobik (veya anoksik) kademelerin sırasıyla bulunması halinde gerçekleşebilmektedir.

BAFG, aerobik ve anoksik şartlarda fosforu polifosfat olarak depolama yeteneğine sahip organizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir. Wentzel ve diğ. (1986), fosfor alımını gerçekleştiren organizmaların *Acinetobacter* olduklarını belirtmektedir. Günümüzde BAFG'ni gerçekleştiren organizmalar kısaca Fosfor Depolayan Organizmalar (FDO) olarak ifade edilmektedir. FDO'lar organik substratı anaerobik şartlarda depolamaları sayesinde, uygun bir elektron alıcısı olmadan bu substratı kullanamayan diğer heterotroflara karşı avantaj elde ederler. Wentzel ve diğ. (1988), anaerobik şartlarda depolanan organik substratın asetat olduğunu belirtmektedir. Ayrıca Satoh ve diğ. (1996) propiyonat, malat ve suksinat gibi düşük molekül ağırlıklı organik substratların da depolanabildiğini ortaya koymaktadırlar. Glukozun ise BAFG'ni olumsuz yönde etkilediği (Cech ve Hartman, 1990), bazı durumlarda ise BAFG'ni desteklediği (Carucci ve diğ., 1995) bildirilmektedir. Biyolojik aşırı fosfor giderimi için gerekli asetat, anaerobik şartlarda fermantasyonla oluşur (Randall ve diğ., 1997).

Hücre içine alınan asetat Asetil CoA'ya çevrilirken ATP hidrolizi gerçekleşir. ATP'nin hidrolizi ile bazı katyonlar (özellikle K^+ ve Mg^{2+}) ve $H_2PO_4^-$ anyonu çözeltiliye salınır. ADP'den ATP'nin yeniden oluşabilmesi polifosfattan yüksek enerjili fosforil gruplarının transferi ile gerçekleşir.

Anaerobik reaktörde, fermantasyon ürünleri (genellikle asetat) FDO'lar tarafından hemen bünyeye alınır ve hücre içinde depolanır. En çok kullanılan depolama ürünleri olarak PHB (polihidroksi - bütirikasit) ve PHV (polihidroksi valerat) görülmektedir. Anaerobik fazda depolanan PHB, aerobik/anoksik şartlarda FDO'ların çoğalması ve

fosfor alımı için kullanılır (Comeau ve diğ., 1986; Gerber ve diğ., 1987; Kern-Jespersen ve Henze, 1993).

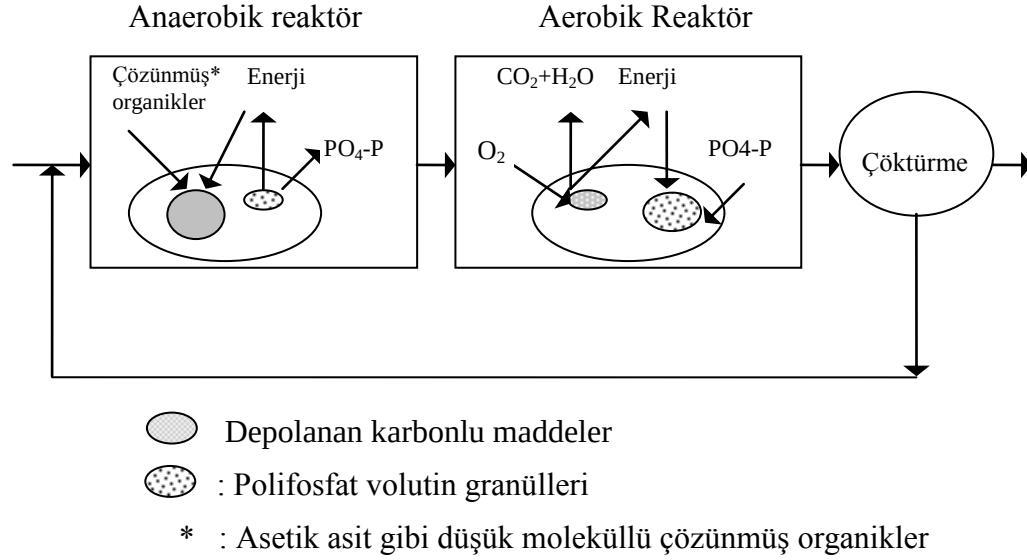
Bakterilerin karbon ve enerji kaynağı olan PHA'lar BAFG proste fosfor gideren organizmaların (FDO) önemli bir bileşenidir (Chuang ve diğ., 1998). Çeşitli biyolojik fosfor giderimi modelleri PHA depolanması/bozunması ve fosfor salınması/alınması arasındaki ilişkiyi ortaya koymaya çalışmaktadır (Comeau ve diğ., 1986; Wentzel ve diğ., 1986; Mino ve diğ., 1987). PHA üzerinde yapılan çalışmalar biyolojik fosfor gideriminde gerekli temel PHA bileşenlerinin polihidroksibütirat ve polihidroksivalerat olduğunu ortaya koymuştur (Comeau ve diğ., 1987; Chuang ve diğ., 1998; Maurer ve diğ., 1997). Liu ve diğ. (1994), Asetil Co-A'nın anaerobik şartlarda PHB dışında polihidroksialkonatlara (PHA) (PHV gibi) dönüştüğü bildirilmesine rağmen esas olarak polihidroksibütirata (PHB) dönüştüğü bildirilmektedir. Temmink ve diğ. (1996), fosfor alımında çamurun başlangıç PHB konsantrasyonunun çok önemli olduğunu vurgulamaktadır. PHB'den Asetil Co-A oluşarak TCA çevrimine girer ve bu sırada indirgeme kuvvetleri ve ATP oluşur. Oluşan ATP hücrenin enerji ihtiyaçları (sentez vs) ve polifosfat sentezinde kullanılır.

Bu mikroorganizmalar fosforu polifosfat granülleri halinde depolarlar. FDO'ların organik polimerler veya polifosfat olarak adlandırılan içsel enerji depo maddelerini oluşturmak için ardıl anaerobik/aerobik (veya anoksik) şartlar gerekmektedir. FDO'ların anaerobik şartlarda polifosfat depolayabilmesi özellikle yağ asitleri gibi düşük molekül ağırlıklı organik maddelere bağlıdır. Bu organik substratlar atıksuda veya anaerobik tankta yüksek molekül ağırlıklı organik maddelerin fermentasyonu ile elde edilir. Fermentasyon ürünlerini depolamak için gerekli enerjiyi daha önce aerobik bölgede depolamış oldukları polifosfatlardan sağlarlar. Bu enerji ile substratın hücre içine aktif geçişi sağlanırken, polifosfatların hidrolizi ile mikroorganizmaların bünyesinden fosfor salınması sonucu ortamda yüksek fosfor konsantrasyonları oluşur.

Aerobik ve anoksik şartlarda hücre bünyesindeki organik madde depo ürünleri (polihidroksialkanoatlar-PHA) hem anabolik hem de katabolik metabolizmada kullanılır. Aerobik kademede anaerobik şartlarda depolanmış substrat ürünlerinin tüketilmesinden sağlanan enerji ile, ortamdaki çözünmüş fosfor polifosfat olarak tekrar mikroorganizmaların bünyesine fazlası ile alınır ve bu şekilde çözünmüş fosfor konsantrasyonunda net bir azalma meydana gelir. Aynı zamanda fosfor

depolayan bakterilerin miktarında, oksijen tüketimi ve substrat kullanımı ile hücre sentezi sonucu bir artış görülür.

Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının şematik gösterimi Şekil 3.1’de verilmiştir.



Şekil 3.1 : Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının şematik gösterimi.

3.2 Besi Maddesi Giderimi Üzerine Dezentegre Olmuş Çamur Karakterinin Etkisi

Farklı dezentegrasyon yöntemlerinin çözünmüş KOİ ve UYA miktarını artırma dereceleri (Chiu ve diğ., 1997) ve dezentegrasyonun anaerobik çürütme verimine etkileri (Kopp ve diğ., 1997; Baier ve Schmidheiny, 1997, Dohanyos ve diğ., 1997) konularında çalışmalar bulunmakla birlikte dezentegrasyonun besi maddesi gideren sistemler üzerindeki etkileri çok detaylı olarak çalışılmamıştır.

Atıksuların biyolojik besi maddesi giderimine uygunluğunun göstergesi olarak en çok kullanılan parametre karbon/azot ve karbon/fosfor oranıdır. Bu oranı artırmak için en yaygın kullanılan yöntemler atıksuların ön arıtmadan geçirilmesi veya ilave karbon eklenmesi şeklinde uygulama alanı bulmaktadır.

3.2.1 Atıksuya yapılan ön arıtma uygulamaları ve sisteme karbon ilavesi ile biyolojik besi maddesi gideriminin iyileştirilmesi

3.2.1.1 Atıksuya yapılan ön arıtma uygulamalarının (ön-fermantasyon vs.) besi maddesi giderim verimine etkisi

Biyolojik besi maddesi giderimi farklı ön-arıtma yöntemleri kullanılmak suretiyle iyileştirilebilmektedir. Bunların en çok kabul göreni atıksuyun tamamının veya bir kısmının (ön çöktürme çıkışının) ön-fermantasyonudur. Bu sırada çamur hidrolizi ve asidifikasyonu prosesleri gerçekleşir. Hidroliz prosesi biyolojik, kimyasal veya termal (ısı) işlemler sonucunda gerçekleşebilir. Genellikle kimyasal ve termal hidroliz ürünleri düşük uçucu yağ asidi (UYA) içerirler (Metcalf and Eddy, 2003). Çizelge 3.2’de bazı ön-arıtma uygulamaları için azot ve fosfor giderimi ile denitrifikasyon hızı değerleri özetlenmiştir (Kampas, 2006).

Çizelge 3.2 : Bazı ön-arıtma uygulamaları için azot ve fosfor giderimi ile denitrifikasyon hızı değerleri (Kampas, 2006)

Ön-arıtma	N giderimi (%)	P giderimi (%)	Denitrifikasyon hızı	Kaynak
Ön fermentasyon	64 88	77 98 92		McCue ve diğ. (2003) German ve diğ. (1998) Danesh ve Oleszkiewicz (1997)
	78	95		Rustrian ve diğ. (1999)
Ön çöktürme çamuru fermentasyonu			6 mgNO ₃ -N/g KOİ.saat	Moser-Engeler ve diğ. (1998)
	87	87		Charlton (1994)
Ön çöktürme çamuru hidrolizi	80			Kristensen ve diğ. (1992)
			4,1 mgNO ₃ -N/g UAKM. saat	Isaacs ve Henze (1995)
			9 mgNO ₃ -N/g AKM. saat	Hatziconstantinou ve diğ. (1996)
Ozonlanmış fazla aktif çamur			0,45-3,4 mgNO ₃ -N/g UAKM. saat	Ahn ve diğ. (2002)
Mekanik dezentegrasyona uğramış çamur			15 mgNO ₃ -N/g UAKM.saat	Muller ve diğ. (2000a)

Çokgör ve diğ., (2004), birincil çökelme tankı çamuruna fermentasyon uygulanması üzerine yaptıkları çalışmada %40 UYA artışı gözlenmiştir.

McCue ve diğ., (2003) ön fermentörün kullanıldığı ve kullanılmadığı evsel atıksu arıtılan biyolojik besi maddesi gideren sistemleri karşılaştırdıkları sistemlerde kolay ayrışabilen KOİ ve uçucu yağ aside (UYA) konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Ön fermentasyonla UYA artışı %25 oranında gerçekleşmiştir. Bu sistemde azot ve fosfor giderim verimlerindeki artış ise sırasıyla %5 ve %30 olarak gerçekleşmiştir. Ancak bu tür yöntemler tesis büyütülmesi gerektirdiği ve fermentörlerin sürekli kullanım için tasarlanması nedeniyle işletmede değişiklik yapılması esnekliğini sağlamamaktadır. Ayrıca fermentasyon sırasında nütrientler de salındığından giderilmesi gereken toplam nütrient miktarı artmaktadır.

Evsel atıksuların fermentasyona uğramış organik fraksiyonunun kullanılmasının yanısıra endüstriyel atıklar, fermente olmuş çöp sızıntı suyu gibi alternatifler de UYA ve çözünmüş KOİ açısından yüksek organik madde içeriği ile BNR sistemlerinde organik madde kaynağı olarak kullanılabilir (Bolzonella ve diğ., 2001; Choi ve diğ., 1996). Bu tür atıkların BNR prosesine eklenmesinin azot ve fosfor giderimini sırasıyla maksimum %109 ve %410 artırdıkları belirlenmiştir (Lim ve diğ., 2000; Lee ve diğ., 1997). Ancak endüstriyel atıklar gerek taşıma maliyeti gerekse bazı endüstrilerin nütrient içeriklerinin proses yükünü artıracak kadar yüksek olması nedeniyle her zaman atıksu arıtma tesislerine uygulanamamaktadır.

3.2.1.2 Karbon kaynağı ilavesinin besi maddesi giderim verimine etkisi

Ayrıca, biyolojik sistem içerisinde uygulanan ilave karbon kaynağı olarak metanol, etanol, asetik asit ve glukoz gibi substratların kullanıldığı seçenek de mevcuttur. Ancak, dışarıdan karbon ilavesi yüksek işletme maliyeti nedeniyle tercih edilmemektedir.

Denitrifikasyon ve fosfor giderimi için dışsal karbon kaynağının ilavesi üzerine çalışmalar iki yönde gerçekleşmiştir. Birincisi, alkol formundaki organik karbon, uçucu yağ asitleri veya glukozun doğrudan atıksuya ilavesi, ikincisi ise organik maddece zengin olan endüstriyel atıkların ilavesidir.

Çizelge 3.3'te farklı karbon kaynaklarının ilavesi ile biyolojik besi maddesi gideriminde gözlenen azot ve fosfor giderim verimleri ile elde edilen denitrifikasyon hızları verilmiştir.

Çizelge 3.3 : Farklı karbon kaynakları için besi maddesi giderim verimleri.

Karbon Kaynağı	Azot Giderimi %	Fosfor Giderimi %	Denitrifikasyon hızı	Kaynak
Metanol			3 mg N/g UAKM sa	Nyberg ve diğ.,(1996)
	66	80		Tam ve diğ.,(1992)
Etanol			10 mg N/g UAKM sa	Nyberg ve diğ.,(1996)
			3-5 mg N g ⁻¹ UAKM sa ⁻¹	Hasselblad ve Hallim (1998)
Asetik Asit	89	84		Tam ve diğ., (1992)
			3.2-7.3 mg N/g AKM sa	Naidoo ve diğ.,(1998)
			2.42 mg N/g MLSS sa	Takai ve diğ.,(1997)
UYA			19.9 mg N-NO _x /g AKM sa	Fas ve diğ.,(1994)
Glukoz	61	40		Tam ve diğ.,(1992)
Glukoz/Asetat (50/50)	85	90		Kargi ve Uygur (2003)

Bu nedenle yüksek işletme maliyeti getirmeyecek alternatif karbon kaynaklarının araştırılması son yıllarda önem kazanmaya başlayan bir konu haline gelmiştir. Biyolojik besi maddesi giderimini arttırmak amacıyla geri devir çamuruna (kısmi olarak) veya santrifüj öncesi atık çamura dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması son yıllarda araştırmacıların önemle üzerinde durdukları ve çalışmalarını yoğunlaştırdıkları bir alan olarak ortaya çıkmıştır.

3.3 Çamura Uygulanan Dezentegrasyon Yöntemlerinin Besi Maddesi Giderim Verimine Etkisi

Çamur dezentegrasyonu ile biyolojik besi maddesi gideren sistemlere ilave karbon kaynağı sağlanması üzerine yapılan çalışmaların nihai amacı köpük kontrolü, biyogaz üretiminin artırılması ve çamur miktarının azaltılması ile sınırlı olup (Müller, 2000a) dezentegrasyona uğramış çamurun biyolojik nütrient giderme

sistemlerinde azot ve fosfor giderimini artırmaya yönelik kullanımı hakkında kısıtlı bilgiye ulaşılabilmektedir.

Çamur dezentegrasyonu çoğunlukla anaerobik çamur çürütmenin verimini artırmak, sistemin genel çamur miktarını azaltmak ve organik madde içeriğini düşürmek gibi amaçlarla kullanılmakla beraber evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde uygulanan biyolojik besi maddesi gideriminin başarısındaki en önemli faktor olan uygun karbon kaynağının temini için de bir alternatif olarak gündemde olan bir konudur.

Çamur dezentegrasyonuna uğramış çamurun anoksik tanka geri devir ettirilmesi ile dezentegrasyon ile elde edilen çözünmüş organik bileşikler sistemin denitrifikasyon kapasitesini arttırabilir (Kunz and Wörne, 1998; Diehm ve diğ., 2004). Böylece, metanol gibi karbon kaynaklarını eklemek yerine dezentegre olmuş fazla çamuru karbon kaynağı olarak kullanmak yeni bir alternatif olarak ortaya çıkmaktadır. Bu uygulama ilave edilen karbon kaynağı maliyetlerini düşürmesinin yanısıra uzaklaştırılması gereken çamur miktarını da azaltmaktadır (Müller, 2000a).

Uygulanan dezentegrasyon yöntemleri ile biyolojik besi maddesi giderimi gerçekleştirilen sisteme girecek uygun organik maddenin arttırılması sağlanabilmekte, bu sırada diğer besi maddeleri de ortama salınmakta ve sisteme verilmektedir. Uygulanan dezentegrasyon yöntemleri ile önemli ölçüde UAKM, KOİ, azot ve fosfor bileşenleri çözeltiye salınmaktadır.

Hücre içinden salınan organik karbon ve diğer besi maddelerinin çamur karakteristikleri üzerine etkileri birkaç kategoride incelenebilir (Müller ve diğ., 2004).

Parçalanma: Karbon bileşikleri partiküler fazdaki çamura göre biyolojik proseslerde daha kolay ve daha hızlı ayrıştırılmakta böylece aerobik ve anaerobik stabilizasyon sırasında gereken parçalanma süresi kısaltmakta ve yüksek derecede parçalanmaktadır.

Karbon kaynağı: Kolay ayrışabilir karbon kaynağı karbonun kısıtlı olduğu denitrifikasyon veya biyolojik fosfor giderimi gibi atıksu arıtma adımlarında kullanılabilir.

Geri Devir Akımındaki Kirlilik Yükü: Salınan azot ve fosfor bileşiklerinin atıksudan giderilmesi gerekmektedir, geri devirden gelecek bu yük hesaba katılmalıdır.

Geri kazanım: Ayrı arıtma ve geri kazanma amonyak sıyırması, fosfor kristalizasyonu gibi yöntemlerle yapılabilir ve çamur arıtımı ön işlemi olarak uygulanan dezentegrasyon artan azot ve fosfor konsantrasyonları sonucu geri kazanımı mümkün hale getirebilir.

Denitrifikasyon prosesine ilave karbon kaynağı sağlamak üzere laboratuvar ölçekli deneysel çalışmada Kunz ve diğ. (1996) fazla çamura uygulanan dezentegrasyon sonrası denitrifikasyon hızının 1.5 ile 5 mgNO₃-N/gUAKM sa arasında değiştiğini ortaya koymuşlardır. Bu değer atıksu ile elde edilen 3.1 mgNO₃-N/gUAKM sa değerine oldukça yakındır. Müller ve diğ. (2000a) tarafından bulunan 3.5 NO₃-N/g UAKM sa denitrifikasyon hızı değeri Kunz ve diğ. (1996) tarafından elde edilen değere oldukça yakındır. Bu oran dezentegre çamura alışmış biyokütle ile yapılan denitrifikasyon hızı deneylerinde 15 NO₃-N/gUAKM sa değerine kadar arttırılabilmektedir. Bu nedenle, dezentegre çamurun denitrifikasyon için uygun karbon kaynağı sağlayabildiği sonucuna varılmıştır.

Mekanik dezentegrasyon yöntemi (karıştırıcı bilyeli değirmenler) ile denitrifikasyon için karbon kaynağı eldesi konusunda Müller ve diğ. (2000a) tarafından yapılan deneysel çalışmada maksimum denitrifikasyon oranı olarak 15mgNO₃-N/gVSS.sa değeri elde edilmiştir. Çizelge 3.4'te bu çalışmada elde edilen dezentegrasyon uygulanmamış ve uygulanmış çamurda UAKM, KOİ, azot ve fosfor parametrelerinin değişimi görülmektedir (Müller ve diğ., 2000a).

Çizelge 3.4 : Dezentegre olmuş ve olmamış çamur üst suyunda UAKM, KOİ, azot ve fosfor konsantrasyonları için genel değişim aralıkları (Müller, 2000a).

Parametre	Dezentegre edilmiş örnek (mg/L)	Dezentegre edilmemiş örnek (mg/L)	Dez edilmiş/dez. edilmemiş konsantrasyon oranı
UAKM	150-300	3000-5500	10-20
KOİ	50-200	1000-3000	5-20
Kjeldahl azotu	30-100	150-400	2-5
Fosfat	10-40	50-170	3-4

Denitrifikasyon potansiyelini arttırmak üzere uygulanan dezentegrasyon işlemlerinde, dezentegrasyon işlemi sonrası artan çözünmüş karbon ile birlikte azotun da artacağı ve bu azotun geri devrettirilmesinin havalandırma tankı hacminin arttırılmasını gereği dikkate alınması gereken önemli bir husustur.

Kampas (2009), 25 mgKOİ/L olacak şekilde asetat ilave ettiği çalışmada asetat ilaveli ve ilavesiz (kontrol) durumlarda fosfor salımını belirlemiştir. Bu çalışmada, kontrol sistemine göre %71-180 daha fazla fosfor salımı gözlenmiştir. Mekanik dezentegrasyon (deflaker) uygulanmış çamur ilave edilmesi ile en yüksek fosfor salım konsantrasyonlarına ulaşılmıştır. Dezentegre ilave edilmiş çamur şişelerinde başlangıç fosfor konsantrasyonu yüksek olarak teste başlanmıştır. Mekanik dezentegre edilmiş çamur ilaveli ve asetat ilaveli reaktörlerde ilk 1 saatte sırasıyla 12.9 ve 10.1 mg/L fosfor salım hızları elde edilmiştir. Aynı miktarda UYA ilave edilen dezentegre çamur ilaveli reaktörde ise fosfor salım hızı 19.2 mg/L olarak gerçekleşmiştir. Bu durumun dezentegre çamurun sadece üstsuyu değil tamamının konmuş olmasından kaynaklandığı şeklinde açıklanmıştır.

Bu çalışmada kimyasal dezentegrasyona uğramış farklı çamurların özellikleri incelenerek içeriğinin biyolojik nütrient giderme sistemlerinde subsubstrat olarak kullanılmaya uygunluğu ve anaerobik çamur çürütücü verimi üzerine etkileri araştırılacaktır.

3.4 Atık Çamurdan Azot ve Fosfor Geri Kazanımı

Çamurdaki değerli azot ve fosfor gibi bileşikler çamur içinden ayrılmak suretiyle geri kazanımı için farklı prosesler geliştirilmiştir: Sıyırma, çöktürme ve kristalleştirme gibi.

Çamur bileşenlerinin geri kazanımı sadece çözünmüş kısmı için yapılabilir, fakat organik fraksiyonun çoğu katılar içindedir. Bir ön arıtma metodu olarak dezentegrasyon azot ve fosforun çözeltiye salınmasını sağlar. Atıksu arıtma sisteminin azot ve fosfor yükünü de azaltmayı amaçlayan bu yöntemlerin ilavesi önümüzdeki yıllarda önem taşıyacak araştırma konuları arasındadır. Gezi kazanma aynı zamanda işletme maliyetlerini düşürecek etkin bir yöntem olmaya adaydır.

4. MATERYAL VE METOD

4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması

Deneysel çalışmada, evsel atıksularda besi maddesi gideren aktif çamur sistemlerinin geri devir hattına uygulanacak dezentegrasyon proseslerinin sistemin besi maddesi giderme verimine olan etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla, İstanbul Kartal İlçesi sınırları içerisinde bulunan Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan çamur örnekleri üzerinde çalışılmıştır. Tesiste anaerobik, anoksik ve aerobik fazlar sağlanan sistem konfigürasyonunda karbon giderimi yanı sıra azot ve fosfor giderimi amaçlanmaktadır. Tesiste çamur giderimi sadece santrifüj ile çamurun su içeriğinin azaltılması şeklinde gerçekleştirilmektedir. Santrifüj üstsuyu tesis girişine verilmektedir.

Çalışmada öncelikle uygun dezentegrasyon yöntemi ve yöntemin şartlarının seçilebilmesi için farklı dezentegrasyon yöntemlerinin çözünmüş KOİ verimleri (dezentegrasyon verimi) ölçülmüştür. Seçilen dezentegrasyon yöntemlerinde besi maddesi giderimine etkinin ortaya konabilmesi amacıyla oksijen tüketim hızı (OTH), fosfor salınım testi uygulanmıştır.

4.1.1 Dezentegrasyon Yöntemlerinin Uygulanması

Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile farklı şartlarda dezentegrasyon verimlerini elde etmek üzere Temmuz ve Eylül 2009 Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan biyolojik çamur numunelerinde termal (ısıl), termokimyasal (ısıl-kimyasal), ultrases ve ozonlama yöntemleri uygulanmıştır.

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan geri devir çamuru karakterleri Çizelge 4.1'de ve Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.1 : Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nden alınan termal dezentegrasyon uygulamasının yapıldığı geri devir çamur karakteri

Karakter	Değeri	Birimi
	Temmuz 2009	
AKM	12,920	mg/L
UAKM	82.80	mg/L
Toplam KOİ (TKOİ)	167	mgKOİ/L
Çözünmüş KOİ (ÇKOİ)	15	mgKOİ/L
pH	6.95	-

Çizelge 4.2 : Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nden alınan ultrases uygulamasının yapıldığı biyolojik geri devir çamur karakteri.

Karakter	Değeri	Birimi
	Temmuz 2009	
AKM	11,880	mg/L
UAKM	7720	mg/L
Toplam KOİ (TKOİ)	89	mgKOİ/L
Çözünmüş KOİ (ÇKOİ)	15	mgKOİ/L
pH	6.95	-

4.1.1.1 Termal (ısıl) dezentegrasyon

Termal (ısıl) dezentegrasyon derecesinin farklı şartlarda aldığı değerleri belirlemek üzere yürütülen deneysel çalışmada 100°C’nin altındaki sıcaklıkları sağlamak üzere etüv 100°C’nin üzerindeki sıcaklıkları sağlamak için ise otoklav kullanılmıştır. 10, 30 ve 60 dakikalık süreler uygulanmıştır.

Çizelge 4.3 : Termal (ısıl) dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.

Sıcaklık (°C)	Zaman (dak.)		
	10 dak	30 dak	60 dak
80	X	X	X
121°C	X	X	X
160°C	X	X	X

Uygulanan termal dezentegrasyonu deneylerinin sonrasında santrifüjlenen numunelerde AKM, UAKM, toplam KOİ ve çözünmüş KOİ analizleri yapılmıştır.

4.1.1.2 Termokimyasal (ısıl-kimyasal) dezentegrasyon

Termokimyasal (ısıl-kimyasal) dezentegrasyon derecesinin farklı şartlarda aldığı değerleri belirlemek üzere yürütülen deneysel çalışmada sıcaklıkları sağlamak üzere etüv kullanılmıştır. pH ayarlaması için de kimyasal olarak NaOH kullanılmıştır.

80⁰C,100⁰C ve 120⁰C, sıcaklıklar 8,10 ve 12 pH değerleri ve 10, 30 ve 60 dakikalık süreler uygulanmıştır.

Çizelge 4.4 : Termokimyasal (ısıl-kimyasal) dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.

Sıcaklık (°C)	Zaman (dak.)	pH		
		8	10	12
80 °C	10	X	X	X
80 °C	20	X	X	X
80 °C	30	X	X	X
80 °C	60	X	X	X
80 °C	120	X	X	X
100 °C	10	X	X	X
100 °C	20	X	X	X
100 °C	30	X	X	X
100 °C	60	X	X	X
100 °C	120			
120 °C	10	X	X	X
120 °C	20	X	X	X
120 °C	30	X	X	X
120 °C	60	X	X	X
120 °C	120	X	X	X

Uygulanan termokimyasal (ısıl-kimyasal) dezentegrasyonu deneylerinin sonrasında santrifüjlenen numunelerde AKM, UAKM, toplam KOİ, çözülmüş KOİ ve UYA analizleri yapılmıştır.

4.1.1.3 Ultrases ile dezentegrasyon

Ultrasonik dezentegrasyon derecesinin belirlenmesi için geri devir çamuru farklı şartlarda ultrasonik homojenizatör kullanılarak ultrasese maruz bırakılmıştır. Deneysel çalışmada, 50,100 ve 250 mL çamur hacimleri, 1,5,10 ve 30 sonikasyon süreleri ve %40, %60 ve %80’lik amplitüt değerlerinde ultrasonik arıtma uygulanmıştır. Ultrasonik arıtma ile işlem gören bu çamur numuneleri santrifüjlenmiş ve sonrasında gerekli analizler yapılmıştır. Deneysel çalışmanın planlanmasında kullanılan matris aşağıda verilmiştir.

Çizelge 4.5 : Ultrases dezentegrasyon yönteminin şartlarını gösterir matris.

Numune Hacmi (mL)	Zaman (dak.)	Amplitüt (%)		
		%40	%60	%80
50	1	X	X	X
50	5	X	X	X
50	10	X	X	X
50	30	X	X	X
50	60	X	X	X
100	1	X	X	X
100	5	X	X	X
100	10	X	X	X
100	30	X	X	X
100	60	X	X	X
250	1	X	X	X
250	5	X	X	X
250	10	X	X	X
250	30	X	X	X
250	60	X	X	X

Uygulanan ultrases dezentegrasyonu deneylerinin sonrasında santrifüjlenen numunelerde AKM, UAKM, toplam KOİ, çözünmüş KOİ ve UYA analizleri yapılmıştır.

4.1.1.4 Ozon ile Dezentegrasyon

Ozonun kimyasal özellikleri Çizelge 4.6’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.6 : Ozonun kimyasal özellikleri.(Material Safety Data Sheet, 2000)

Özellik	Değeri
Kimyasal formül	O ₃
Moleküler ağırlık	48 g/ mol
Özgül Ağırlık	2.144 g/L
Buhar Yoğunluğu	1.7
Sudaki Çözünürlük	%0.49

Oksijenin allotropik formu olan ozon (O₃) 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 ve diğ., 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. ·OH radikallerinin ozon oksidasyonundaki rolünün belirlenmesine yönelik olarak R_c değeri kullanılmaktadır. Bu değer ozonun ·OH radikallerine oranı olarak ifade edilmektedir. 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 reaksiyonları 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.

Bu çalışmada ozon kaynağı olarak PCI model GL-1 marka, hava ile beslenen ve 20 SCFH'e kadar ($9,44 \text{ Ldk}^{-1}$) hava debisi ayarlanabilen, 15 PSIG hava basıncında ($1,056 \text{ kg/cm}^2$) bir jeneratör kullanılmıştır.

Ozon jeneratörü ve diğer deneysel düzenekler arasındaki bağlantılar teflon borular kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Oksidasyon, 40 cm yüksekliğinde ve 8 cm iç çapında cam reaktörde gerçekleştirilmiştir. Oksidasyon reaktöründen kullanılmadan çıkan ozonun absorblanması için bu reaktörü takip eden, içinde KI (Potasyum Iyodr) zeltisi bulunan 2 adet seri bağlı, 250 mL hacmindeki gaz yıkama şişeleri kullanılmıştır.

Ozon jeneratöründen çıkan teflon boru vanalar yardımı ile iki ayrı hatta ayrılmaktadır. Hattın birisi oksidasyon reaktörüne, diğeri ise jeneratörün veriminin

ölçülmesi için 2 adet seri bağlı 250 mL’lik gaz yıkama şişelerine bağlıdır. Jeneratör ve bu iki düzenek arasındaki akım ayrımı paslanmaz çelikten vanalar yardımı ile gerçekleştirilmiştir.

Bu çalışma için farklı ozon dozları uygulanmıştır. Bu dozları sağlamak üzere farklı sürelerde geri devir çamuru ozonlanmıştır. 1saat ve 3saatlik sürelerde ozonlama yapılarak 0.014 gO₃/gAKM ve 0.085 gO₃/gAKM dozajları denenmiştir. 0.085 gO₃/gAKM ozon dozu uygulanan çamur ultrases ile dezentegre edilerek sonuçları değerlendirilmiştir. Çamurun dezentegrasyon öncesi ve sonrası partikül boyut analizi sonuçları ve mikroskopik görüntüleri elde edilmiştir.

Ozonun reaktörde tüketim miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanmaktadır. Çamura uygulanan ozon dozunun hesabı aşağıdaki eşitlikteki gibi hesaplanmıştır.

$$x = \frac{\text{Giriş Ozon Miktarı} - \text{Çıkış Ozon Miktarı} \left(\frac{\text{gO}_3}{\text{L. sa}} \right)}{\text{Giriş AKM} \left(\frac{\text{g}}{\text{L}} \right)} \text{Süre (sa)}$$

4.2 Dezentegrasyon Uygulamaları

Seçilen dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması sonucu elde edilen dezentegre çamurun karbon kaynağı olarak kullanılabilirliğinin araştırılması için 1 Mart 2010 tarihinde ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru alınmış ve karakterize edilmiştir.

Oksijen tüketim hızı (OTH) ve fosfor salınım testi yürütülmek üzere seçilen dezentegrasyon yöntemleri ve şartları aşağıda Çizelge 4.7’ de verilmiştir.

Çizelge 4.7 : Seçilen dezentegrasyon yöntemleri ve şartları.

Dezentegrasyon yöntemi	Dezentegrasyon şartları
Termo-kimyasal (ısıl-kimyasal)	pH: 10, Sıcaklık: 80°C Süre: 1 saat
Ultrases	Süre: 30 dakika Amplitüt: %80 Hacim: 100 mL
Ozon	Ozon dozu: 0,085 gO ₃ /gAKM.

4.3 Biyolojik Çamur ve Atıksu Karakterizasyonu

1 Mart 2010 tarihinde ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru alınmış ve karakterize edilmiştir. Çamur karakterizasyonu aşağıda Çizelge 4.8’de verilmiştir.

Çizelge 4.8 : İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru karakterizasyonu.

Karakter	Değeri	Birimi
Toplam katı madde	15,300	mg/L
Uçucu katı madde	8,300	mg/L
Toplam KOİ	12100	mgKOİ/L
Toplam org. karbon (TOK)	4,296	mgKOİ/L
Çöz. org. karbon (ÇOK)	4.7	mg/L
TKN	537	mg-N/L
Toplam fosfor	278	mg-P/L
pH	7.21	-

Geri devir çamurun AKM ve UAKM konsantrasyonları deneysel çalışma süresince günlük olarak ölçülmüştür. Çizelge 4.9’da değerleri verilmiştir.

Çizelge 4.9 : İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamuru günlük AKM ve UAKM konsantrasyonları.

Uygulama Adı	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)
Birinci deneme	15200	9130
İkinci deneme	13000	7890
Üçüncü deneme	13000	7800
Dördüncü deneme	12200	7560
Beşinci deneme	11850	7320

Yapılan fosfor salım testlerinde kullanılmak üzere aynı gün tesisten alınan atıksu kullanılmıştır. Atıksuya ait karakterizasyon çalışmasına ait değerler Çizelge 4.10’da verilmiştir.

Çizelge 4.10 : Atıksu karakterizasyonu.

Karakter	Değeri	Birimi
Toplam KOİ	534	mgKOİ/L
Uçucu yağ asidi	24.3	mg/L
TKN	51	mg-N/L
Toplam fosfor	7	mg-P/L
pH	7.02	-

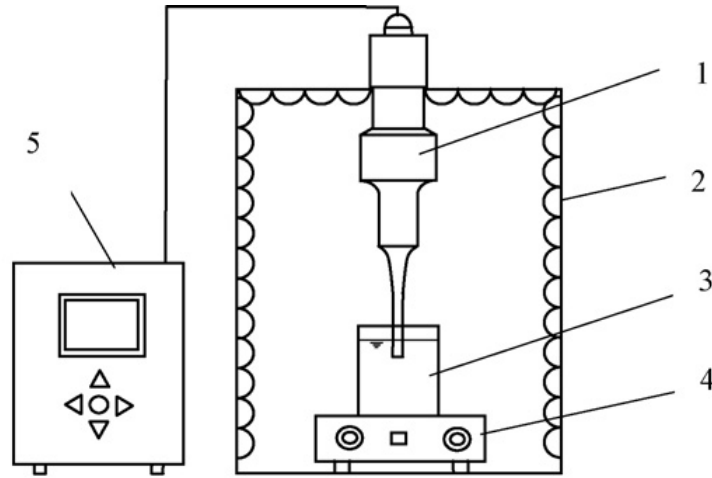
Tesisin geri devir hattından alınan biyolojik çamur deneysel çalışmanın yürütüldüğü bir haftalık süre içerisinde yukarıda karakteri verilen atıksu ile günlük olarak beslenmiş ve çamur karakterinin değişimi izlenmiştir.

4.4 Deneysel Ekipman

4.4.1 Ultrases homojenizatör

Ultrases dezentegrasyonu için Bandelin-Sonopuls HD 2200 marka bir ultrasonik homojenizatör kullanılmıştır.

Ultrasonik homojenizatör 20-40 kHz aralığında yüksek voltajlı bir jeneratör, elektrik enerjisini ultrasonik enerjiye dönüştüren bir transdüser ve transdüser tarafından yayılan ses dalgaları ile akustik enerji oluşturan ve bu enerjiyi çamura ileten bir probdan oluşmaktadır. Bu çalışmada VS 70 T model bir ultrasonik prob kullanılmıştır. Bu ultrasonik sistem 20 kHz gibi düşük frekansa ve 200 W güce sahiptir . Sisteminin şematik görüntüsü Şekil 4.1’de, fotoğrafı ise Şekil 4.2’te verilmiştir.



1-Prop 2-Ses engelleme kutusu 3-Beher
4-Magnetic karıştırıcı 5-Ultrasonik jeneratör

Şekil 4.1 : Ultrasonik homojenizatör sisteminin şematik görüntüsü.



Şekil 4.2 : Ultrasonik homojenizatör sisteminin fotoğrafı.

Ultrases dezentegrasyonunu etkileyen faktörler reaksiyon süresi ve uygulanan sonik enerjidir. Uygulanan enerjinin ölçüsü olarak ultrasonik spesifik enerji kullanılmaktadır. Spesifik enerji, heterojen sisteme verilen enerjinin toplam katı maddeye oranlanması ile bulunmaktadır.

Ultrases uygulamalarında özgül enerji değeri ultrasonik güç (P), uygulama süresi (t), örnek hacmi (V) ve başlangıç katı madde konsantrasyonu (KM₀) kullanılarak aşağıda verilen bağıntı ile hesaplanmaktadır (Bougrier ve diğ., 2006).

$$\text{Özgül Enerji} = P \text{ (W)} * t \text{ (s)} / V \text{ (L)} * KM_0 \text{ (g/L)} \quad (4.1)$$

4.5 Analizler

Çalışmada çamur ve atıksu karakterizasyonu ve yürütülen kesikli deneylerde (oksijen alım hızı ve fosfor salım testleri) Askıda Katı Madde (AKM), Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Katı Madde (TKM), Uçucu Katı Madde (UKM), Toplam Kjeldahl Azotu (TKN), Toplam Fosfor (TP), ortofosfat (PO₄-P), nitrat (NO₃-N), Çözülmüş Organik Karbon (ÇOK), Uçucu Yağ Asitleri (UYA) ve pH analizleri Standart Metotlarda verilen prosedüre uygun olarak yapılmıştır (APHA, 2005).

Çamur numuneleri 9000 rpm'de ve 4⁰C'de 15 dakika süreyle Hettich Zentrifugen marka Universal 320 model bir santrifüj aletinde santrifüjlenmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 : Santrifüj aletinin görüntüleri.

Toplam Askıda Katı Madde (TAKM) ve Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM): Cam elyaf filtre kağıtlar 105°C etüvde en az 1 saat bekletildikten sonra yaklaşık 30 dakika desikatörde soğumaya bırakılır ve kullanmadan önce cam elyaf filtre kağıtlarının darası alınır. Daha sonra süzme setinde, numunenin katı içeriğine bağlı olarak uygun hacimde numune darası alınan cam elyaf filtre kağıtlarından süzülür. 105°C’ deki etüvde 1 saat süreyle kurutulduktan sonra desikatörde soğuması beklenir ve tartımı alınır. Bu işlemleri takiben, filtre ve kalıntı 30 dakika süreyle 550°C kül fırınında yakılarak desikatörde soğuduktan sonra yeniden tartımı yapılır. Askıda katı madde (AKM) (4.2) ve uçucu askıda katı madde konsantrasyonu (UAKM) (4.3) değerleri aşağıdaki eşitliklere göre hesaplanmıştır.

$$TAKM[mg/L] = \frac{(A-B) \cdot 1000000}{C} \dots\dots\dots(4.2)$$

A = Filtre ve kalıntının ağırlığı [g]

B = Filtrenin Darası [g]

C = Filtre edilen numunenin hacmi [ml]

$$UAKM[mg/L] = \frac{(A-B) \cdot 1000000}{C} \dots\dots\dots(4.3)$$

A = Filtre ve kalıntı ağırlığı[g]

B = Filtre darası + inorganik kalıntı ağırlığı [g]

C = Filtre edilen numunenin hacmi [mL]

Toplam Katı Madde (TKM) ve Toplam Uçucu Katı Madde (TUKM): Buharlaştırma kabı (porselen kroşe) darası alınmak için 550°C kül fırınında 1 saat süre ile yakılır. Bu işlem sonunda kroşe desikatöre alınarak soğutulur ve darası alınır. Çamur örneğinden uygun hacim alınarak krosede 95°C’de su banyosuna konularak çamurun suyu buharlaşıp kuruyana kadar bekletilir. Daha sonra kroselerde kalan katı madde 105°C’ de 1 saat kurumaya bırakılır. Desikatöre alınarak soğutulur ve soğuduktan sonra tartımı yapılarak TKM değeri belirlenir. Bu işlemden sonra elde edilen katı madde 550°C ‘de kül fırınında 1 saat yakıldıktan sonra desikatöre alınarak soğutulur ve bunu takiben soğuduktan sonra tartım yapılarak TUKM değeri hesaplanır. TKM (4.4) ve TUKM (4.5) konsantrasyonları aşağıdaki eşitliklere göre hesaplanmıştır

$$TKM [mg/L] = \frac{(A-B)*1000000}{c} \quad (4.4)$$

A=Porselen kroşe ve kalıntı ağırlığı [g]

B = Porselen kroşe darası

C = Numunenin hacmi [mL]

$$TUKM [mg/L] = \frac{(A-B)*1000000}{c} \quad (4.5)$$

A = Porselen kroşe ve kalıntı ağırlığı [g]

B = Porselen kroşe darası + inorganik kalıntı ağırlığı [g]

C = Numunenin hacmi [mL]

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi: Dezentegre olmamış ve dezentegre olmuş çamurda yürütülen KOİ analizleri için çamur numunesi santrifüjlenmiştir. Santrifüjlenmiş numunenin üst suyunda doğrudan ve 0.45 µm millipore millex-HV hidrofilik PVDF filtreden süzildükten sonra KOİ analizi yapılmış ve sırasıyla Toplam Kimyasal Oksijen ihtiyacı (TKOİ) ve Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı (ÇKOİ) değerleri hesaplanmıştır. KOİ analizleri ISO 6060 ve closed reflux ile analiz edilmiştir.

Toplam ve Çözünmüş Organik Karbon Analizi: Toplam ve çözünmüş karbon analizleri için Shimadzu marka TOC-VCN model cihazla bir otomatik örnekleyici kullanılmıştır.

TOK analizi için, dezentegre olmamış ve dezentegre olmuş çamur numunelerinin 9000 rpm’de 15 dakikada santrifüjlenmiş ve analizden önce çamur üst sıvısı distile su ile seyreltilmiştir.

Uçucu Yağ Asidi Analizi: Dezentegre olmamış ve dezentegre olmuş ve santrifüjlenmiş çamurun üst suyunda uçucu yağ asidi analizleri yürütülmüştür. Numuneler santrifüj sonrası 0,20µm filtreden süzülerek fosforik asit ile korunmuştur. Uçucu yağ asidi analizleri Agilent marka 6890N model bir gaz kromatografte gerçekleştirilmiştir.

Ortofosfat analizleri: Çamur ve atıksuda yürütülen ortofosfat analizleri için Dionex marka ICS-1500 model bir iyon kromatograf kullanılmıştır. Numuneler santrifüj sonrası 0,20µm filtreden süzölmüştür.

pH Ölçümü: Çamurun pH’ı Orion marka 720A+ model pH metrede yapılmıştır.

Mikroskobik görüntöleme: Mikroskobik görüntüler için Olympus BX50 model bir araştırma mikroskobu kullanılmıştır. Mikroskop Ikegami marka ICD 803P model bir renkli kamera ile teçhizatlandırılmıştır. Mikroskopta U-PMTVC model bir mercek kullanılmaktadır.

Partiköl Boyut Analizi: Partiköl boyut analizleri İTÜ Kimya Metalurji Faköltesi’nde bulunan Malvern marka Mastersizer 2000 ile gerçekleştirilmiştir. Mastersizer deiyonize olmuş suda yayılan çamur partiköllerinin ışık yayılımını tespit etmek için kullanılan bir analiz cihazıdır.

Respirometrik analizler (Oksijen Tüketim Hızı-OTH): Respirometrik analizler Applitek RA Combo sürekli respirometre (1numune/dak.) ile gerçekleştirilmiştir. Respirometrenin görüntüsü Şekil 4.4’te verilmiştir.



Şekil 4.4 : Respirometrenin görünümü.

4.6 Dezentegrasyon Derecesinin Hesaplanması

Dezentegrasyonun etkisinin bir sayısal ölçümünü elde etmek amacı ile Kunz ve Wagner (1994) tarafından Dezentegrasyon Derecesi (DD) olarak adlandırılan bir katsayı önerilmiştir. Müller (1996) tarafından bu katsayı daha sonra yeniden düzenlenmiştir.

Çalışmada uygulanan dezentegrasyon yöntemi ve şartlarının dezentegrasyon verimi üzerine etkisinin ortaya konulması için Müller (1996) tarafından geliştirilen “dezentegrasyon derecesi, DD” parametresi hesaplanmıştır.

Dezentegrasyon derecesinin hesaplanması için biyolojik çamur, dezentegrasyon sonrası çamur ve aynı çamur örneğinde kimyasal dezentegrasyon sonrası çamur numunelerinde çözünmüş KOİ parametreleri kullanılmaktadır. Bu amaçla çamur numuneleri 0.45 µm filtrelerden süzülmemekte ve altsuda (santrat) KOİ analizi yapılmaktadır.

Dezentegrasyon derecesi parametresi aşağıdaki eşitlik kullanılarak % olarak hesaplanmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006).

$$DD (\%) = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (4.6)$$

Burada;

KOİ₁: Dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₂: Biyolojik çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₃: Kimyasal dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu Kimyasal dezentegrasyon sonrasında maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği kabul edilmektedir. Kimyasal dezentegrasyona için aynı çamur numunesi 1N sodyumhidroksit (NaOH) ile 10 dakika süreyle 90°C’de kimyasal olarak işlem görmektedir.

4.7 Oksijen Tüketim Hızı Testleri

Respirometrenin havalandırma hücresinde 1500 mg/L AKM olacak şekilde havalandırma tankından alınan biyolojik çamur, F/M oranı 0.25 olacak şekilde hesaplanan KOİ değerini verecek hacimde dezentegre olmuş çamurun santrifüjlenmiş üst suyu ile 5’er mL A ve B çözeltileri ilave edilmiştir. Hücrede toplam hacim 2 litre olacak şekilde dinlenmiş çeşme suyu ilavesi yapılmıştır.

Bu hücrede oksijen konsantrasyonunun 5-6 mgO₂/L değerinin altına düşmediği kontrol edilmiştir. Nitrifikasyondan kaynaklanan oksijen tüketiminin olmaması için nitrifikasyon inhibitörü eklenmiştir.

Deney başlangıcında karbon kaynağı ilave edilmeden havalandırma hücresi havalandırılmış ve respirometrik veriler alınmıştır. Biyokütlenin içsel solunumuna gelmesi beklendikten sonra (yaklaşık 90-120 dakika) dezentegre olmuş çamurun santrifüjlenmiş üst suyu ilave edilmiştir. Oksijen tüketim hızı (OTH) verileri 1’er dakikalık aralıklar ile içsel solunum seviyesine kadar ölçülmüştür (Sözen ve diğ., 2008; İnel ve diğ., 2003). Havalandırma hücresinden 0., 15., 30., 45., 60., 75., 90., 120., 150., 180., 210., 240., 270., 300. ve 330. dakikalarda alınan numuneler 0,45 µm filtreden süzülerek KOİ analizleri yapılmıştır.

4.8 Fosfor Salım Testi

Dezentegre olmuş çamurun biyolojik fosfor giderimi üzerine etkisini değerlendirmek için anaerobik koşullarda seri fosfor salınım deneyleri yapılmıştır. Anaerobik şartların sağlanması için test şişelerinden azot gazı geçirilmiştir. Testler için 1 litrelik 3 adet cam kapaklı şişe kullanılmıştır. Şişeler deney süresince kapalı tutulmuş ve manyetik karıştırıcı ile karıştırılmıştır.

Herbir şişede 1500 mg/L AKM olacak şekilde havalandırma tankından alınan biyolojik çamur ilave edilmiştir. Şişelere ilave edilen atıksu miktarı F/M oranı 0.25

olacak şekilde hesaplanmıştır. Herbir şişeye 2.5 mL B çözeltisi ilave edilmiştir. Gerekli mikronütrientler B çözeltisinden sağlanmıştır. 1 litrelik şişenin kalan kısmı dinlenmiş çeşme suyu ile doldurulmuştur.

Birinci şişe kontrol için kullanılmış ve sadece atıksu eklenmiştir. İkinci ve üçüncü şişelere dışarıdan ilave karbon olarak sırasıyla dezentegre olmuş çamur ve sodyum asetat eklenmiştir. İlave karbon kaynağı olarak dezentegre çamurun ilave edildiği durumda santrifüjlenmiş numunenin üst suyu kullanılmıştır. Şişelere ilave karbon kaynağı olarak 100 mg/L KOİ verecek şekilde santrifüjlenmiş dezentegre çamur üst suyu veya sodyum asetat ilave edilmiştir.

Herbir test 2 saat boyunca yürütülmüş ve testler sırasında 30 dk aralık ile alınan numuneler anyon analizlerinin yapılması için hemen 0.20 µm'lik filtreden süzölmüştür.

Şekil 4.5'te deney düzeneğinde kullanılan cam şişelerin 1 gün sonraki görüntüleri verilmiştir.



Şekil 4.5 : Fosfor salım testinde kullanılan cam şişelerin görüntüsü.

5. DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME

5.1 Dezentegrasyon Yöntemlerinin Biyolojik Aktif Çamur Örneklerine Uygulanması ve Yöntem Seçimi

Çalışmada biyolojik azot ve fosfor giderimi yapılan tam ölçekli bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan geri devir numunelerine farklı dezentegrasyon yöntemleri uygulanarak dezentegrasyon yöntemlerinin çözünmüş KOİ artışı üzerine etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla;

- Termal (ısıl) dezentegrasyon
- Termokimyasal dezentegrasyon
- Ultrasound (ultrases) dezentegrasyonu

yöntemleri seçilmiştir. Ayrıca, ozonun etkisini ortaya koymak amacıyla ozon farklı ozon dozlarının kullanıldığı durumlardan geri devir aktif çamurunun karakterindeki değişim gözlenmiştir.

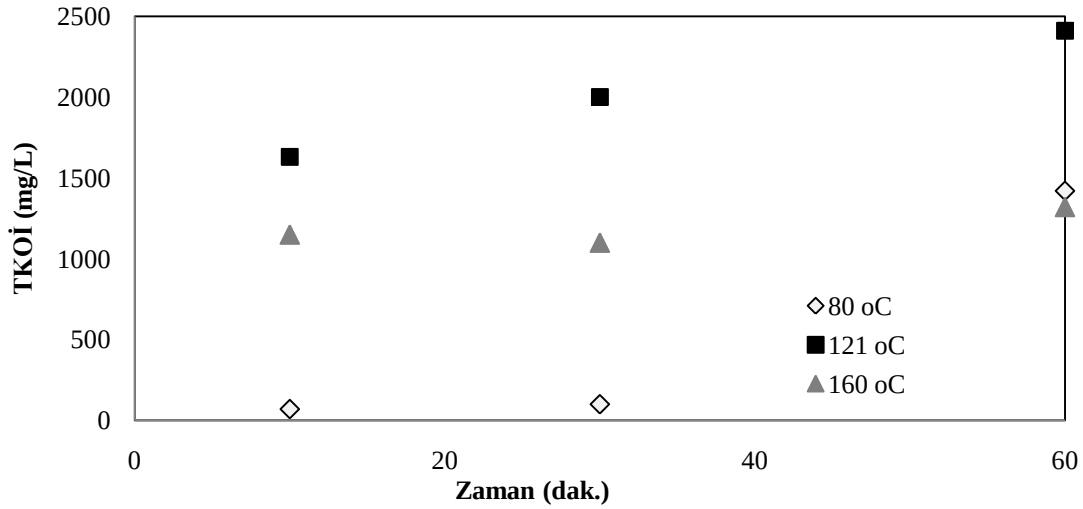
5.1.1 Termal (ısıl) dezentegrasyon yöntemi uygulaması deneysel çalışma sonuçları

Termal dezentegrasyon uygulamasının yapıldığı biyolojik geri devir çamuru karakteri: AKM= 12,920 mg/L, UAKM= 8,280 mg/L, santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ= 167 mg/L ve çözünmüş KOİ=15 mg/L. Kullanılan biyolojik geri devir çamurunda yürütülen kimyasal dezentegrasyon işlemi sonrası santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ konsantrasyonu 4,390 mg/L'dir. Bu numunenin çözünmüş KOİ konsantrasyonu ise 2,280 mg/L'dir. Maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği kabul edilen kimyasal dezentegrasyon sonrası AKM konsantrasyonu 9,680 mg/L'ye düşmüştür. Buna göre AKM konsantrasyonunda %25'lik bir azalma hesaplanmıştır. Aynı numunede UAKM konsantrasyonu 4,600 mg/L'ye düşmüş ve UAKM'de %45'lik azalma elde edilmiştir.

Termal dezentegrasyonun çözünmüş KOİ ve UAKM azalması üzerine etkilerini ortaya koymak amacıyla yürütülen deneylerde farklı sıcaklık ve süreler denenmiştir.

Bu amaçla termal (ısıl) dezentegrasyon işlemi 80°C, 121°C ve 160°C sıcaklıklarda, 10, 30 ve 60 dakikalık sürelerde gerçekleştirilmiştir.

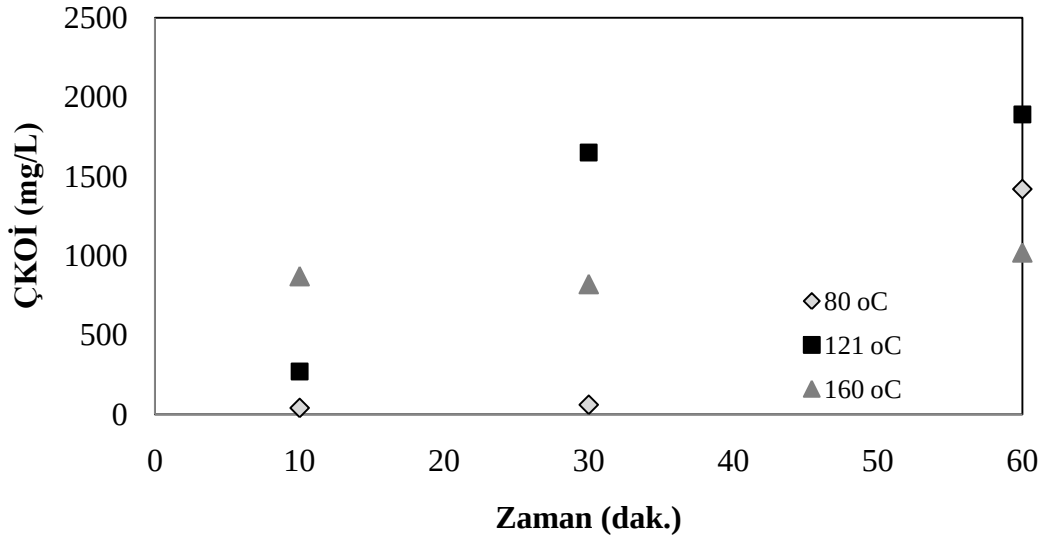
Bu çalışmada elde edilen santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ ve çözülmüş KOİ'nin sıcaklık ve zamana bağlı değişimleri sırasıyla Şekil 5.1 ve Şekil 5.2'te verilmiştir.



Şekil 5.1 : Termal dezentegrasyon deneylerinde santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ konsantrasyonlarının sıcaklık ve zamanla değişimi.

Şekilden de görüldüğü üzere, termal dezentegrasyon uygulamasında sıcaklığın daha fazla arttırılması toplam KOİ çözünmesini fazla arttırmamıştır. Bu veriler Smith ve Göransson (1992) tarafından yapılan çalışmayı da desteklemektedir. Bu çalışmada 160°C’de ve 6 MPa basınçta %15 gibi çok düşük bir KOİ çözünmesi elde edilmiştir.

Bu sonuçlara göre, 80°C’lik sıcaklık artışında sürenin uzatılması toplam KOİ artışını sağlayabilmiştir. Ancak bu süreler pratikte oldukça uzun olduğundan uygulanabilirliği zordur. Buna göre, bu sıcaklıklarda termal (ısıl) dezentegrasyonunun tek başına KOİ çözünmesinde yeterli olmadığı belirlenmiştir.



Şekil 5.2 : Termal dezentegrasyon deneylerinde çözünmüş KOİ konsantrasyonlarının sıcaklık ve zamanla değişimi.

Çözünmüş KOİ konsantrasyonları, santrifüjlenmiş toplam KOİ konsantrasyonları ile benzer eğilim göstermişlerdir. Aynı şekilde düşük sıcaklıklarda ancak uzun süreler izin verilmesi durumunda çözünmüş KOİ’de artış gözlemlenmiştir. Aynı şekilde, yüksek sıcaklıklar çözünmüş KOİ’nin artışını sağlayamadığı gibi 121°C’de yürütülen deneyler ile karşılaştırıldığında daha düşük çözünme kapasitesi gözlemlenmiştir.

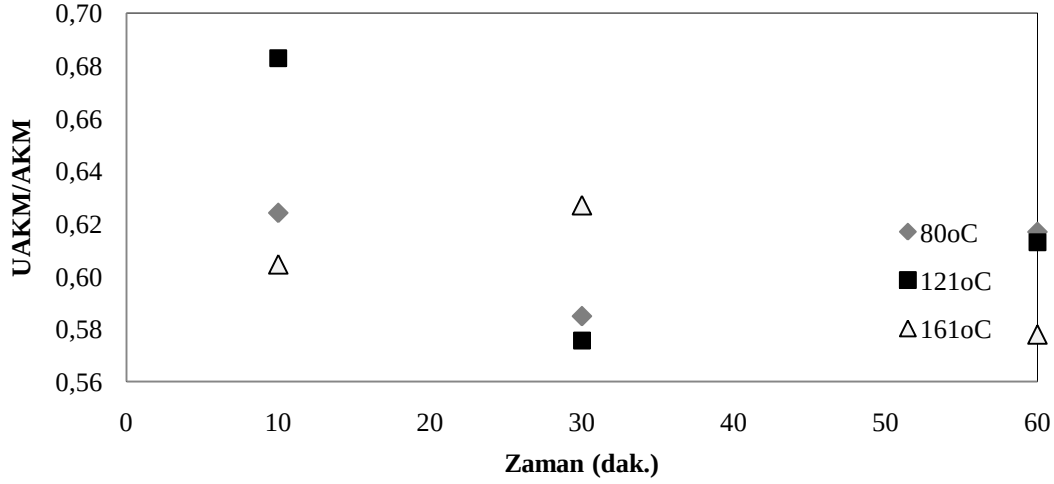
Termal ön-arıtma sonucu farklı sıcaklık ve sürelerde elde edilen dezentegrasyon derecesi değerleri Çizelge 5.1 ’de verilmiştir.

Çizelge 5.1 : Termal ön-arıtma sonucu elde edilen dezentegrasyon derecesi değerleri

Sıcaklık\Süre	Dezentegrasyon derecesi (%)		
	10 dk	30 dk	60 dk
80°C	1.1	7.6	62.9
121°C	58.5	74.8	83.9
160°C	37.0	47.7	60.8

Çizelge 5.1’den de görüldüğü üzere, ısı ön-arıtma ile elde edilen dezentegrasyon dereceleri için optimum sıcaklık 121°C civarındadır. Daha fazla sıcaklığın artırılması dezentegrasyon derecesinde bir iyileşme sağlamamıştır. Dezentegrasyon derecesi zamanla arttığından süre ısı dezentegrasyonda önemli bir parametredir. Düşük sıcaklıklarda dahi yeterli süre verildiğinde yüksek dezentegrasyon derecelerinin elde edilmesi mümkündür.

Termal dezentegrasyon uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada elde edilen UAKM/AKM oranlarının sıcaklık ve zamana bağlı değişimleri ise Şekil 5.3'te verilmiştir.



Şekil 5.3 : Termal dezentegrasyon deneylerinde UAKM/AKM oranının sıcaklıklarda ve zamanla değişimi.

Biyolojik geri devir çamurunda 0.64 olan UAKM/AKM oranı farklı sıcaklık ve sürelerde termal önartım sonrası 0.58-0.68 aralığında değerler almıştır. Bu aralık çamurun UAKM/AKM oranından çok farklı gözükmemektedir. Ancak biyolojik geri devir çamuru UAKM konsantrasyonu dikkate alınarak termal önartım sonrası UAKM konsantrasyonlarında sıcaklık artışı ile artan giderimler hesaplanmıştır. Bu çalışmada elde edilen UAKM azalması değerleri 80°C’de %10-15 aralığında, 121°C’de %15-25 aralığında ve 160°C’de %54-57 aralığında gerçekleşmiştir.

5.1.2 Ultrases dezentegrasyon yöntemi uygulaması deneysel çalışma sonuçları

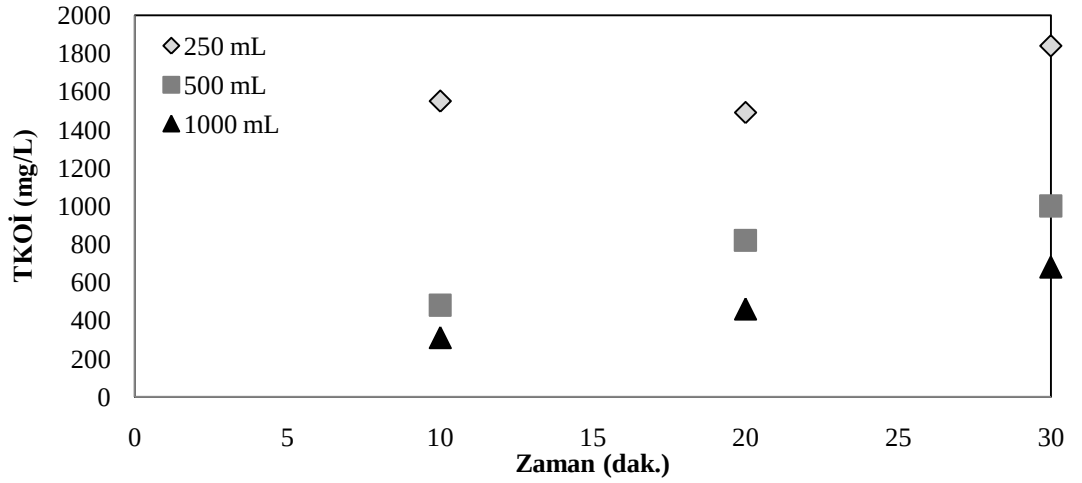
Ultrases dezentegrasyonu uygulaması farklı zamanlarda biyolojik atıksu arıtma tesisinden alınan biyolojik geri devir çamurunda gerçekleştirilmiştir. Yaz ve sonbahar aylarında alınan biyolojik geri devir çamuru numunelerinde yapılan iki deneysel ultrases ön-arıtma çalışmasında kullanılan çamurlar Çamur I (yaz) ve Çamur II (sonbahar) olarak adlandırılacaktır.

5.1.2.1 Ultrases ön-arıtımı sonrası çamur karakterizasyonu

Ultrases uygulamasının yapıldığı Çamur I’e ait karakterizasyon: AKM= 11,880 mg/L, UAKM= 7,720 mg/L, santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ= 89 mg/L ve çözülmüş KOİ=15 mg/L. Kullanılan biyolojik geri devir çamurunda yürütülen

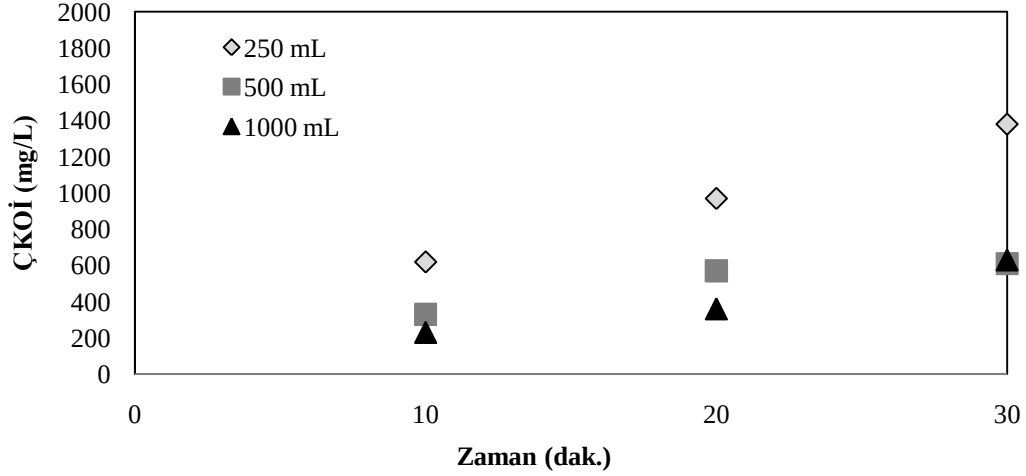
kimyasal dezentegrasyon işlemi sonrası santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ konsantrasyonu 3,960 mg/L'dir. Bu numunenin çözünmüş KOİ konsantrasyonu ise 2,250 mg/L'dir. Maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği kabul edilen kimyasal dezentegrasyon sonrası AKM konsantrasyonu 8,560 mg/L'ye düşmüştür. Buna göre AKM konsantrasyonunda %28'lik bir azalma hesaplanmıştır. Aynı numunede UAKM konsantrasyonu 3,720 mg/L'ye düşmüş ve UAKM'de %52'lik azalma elde edilmiştir.

Çamur I'de ultrases dezentegrasyonu % 60 amplitütte (genlikte) gerçekleştirilmiştir. 250, 500 ve 1000 mL hacimlerde ve 10, 30 ve 60 dakikalık sürelerde yürütülen deneysel çalışmada elde edilen santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ ve çözünmüş KOİ'nin sıcaklık ve zamana bağlı değişimleri sırasıyla Şekil 5.4 ve Şekil 5.5'te verilmiştir.



Şekil 5.4 : Ultrases dezentegrasyonu uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

Görüldüğü üzere zamanla TKOİ konsantrasyonlarında artış olmaktadır. Ultrases dezentegrasyonunda önemli bir parametre olan uygulanan spesifik enerji eşitliğinde hacim ve spesifik enerji ters orantılıdır. Elde edilen sonuçlar da artan hacimle elde edilen KOİ değerlerindeki düşüşü ortaya koymaktadır. Bunun sebebi artan hacimler ile uygulanan spesifik enerjideki azalma olarak açıklanmaktadır.



Şekil 5.5 : Ultrases dezentegrasyonu uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

Benzer şekilde artan zaman ve azalan hacim ile uygulanan spesifik enerji arttığından çözünmüş KOİ parametresinde artış gözlenmiştir. Buna göre dezentegrasyon derecesi ve spesifik enerji değerleri hesaplanmış ve Çizelge.5.2’te verilmiştir. Aynı Çizelgede, UAKM/AKM oranındaki değişim de verilmiştir.

Çizelge 5.2 : Ultrases ile ön-arıtma sonucu elde edilen spesifik enerji değerleri ve elde edilen dezentegrasyon dereceleri.

Süre (dak.)	Hacim (mL)	Spesifik Enerji (kj/kgAKM)	Dezentegrasyon derecesi (%)	UAKM/AKM Oranı
10	250	24242	27.1	0.66
	500	12121	11.6	0.64
	1000	6061	8.4	0.62
20	250	48485	42.7	0.62
	500	24242	24.3	0.62
	1000	12121	14.3	0.62
30	250	72737	61.1	0.57
	500	36364	-	0.64
	1000	18182	26.5	0.65

Çizelgeden de görüldüğü üzere artan sonikasyon süreleri ile dezentegrasyon derecesinin %60 değerine kadar çıkarılması sağlanmıştır. Buna göre yüksek hacimlerde uygulanan spesifik enerji düşük olacağından düşük dezentegrasyon dereceleri kaçınılmazdır. Bu nedenle tam ölçekli tesislerde yüksek dezentegrasyon dereceleri elde etmek için verilecek enerji miktarının yüksekliği bu yöntemin en önemli dezavantajı olarak ortaya çıkmaktadır.

Ultrases uygulamasının yapıldığı Çamur II'ye ait karakterizasyon analizleri deneysel çalışmanın devam ettiği dört gün için ayrı ayrı yapılmıştır. Bu amaçla 50, 100 ve 250 ml hacimler, %40, %60 ve %80 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases dezentegrasyonu uygulaması gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla,

Birinci deneme: 50 mL hacim, %40 ve %60 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması

İkinci deneme: 50 ml hacimde %80 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması ile 100 ml hacim, %40 ve %60 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması

Üçüncü deneme: 100 ml hacimde %80 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması ile 250 ml hacimde %40 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması

Dördüncü deneme: 250 ml hacimde %60 ve %80 amplitüt oranları ve 1, 5, 10, 30 ve 60 dakika sürelerde ultrases uygulaması

Buna göre dezentegrasyon öncesi çamur karakteri Çizelge 5.3.'te verildiği gibidir.

Çizelge 5.3 : Ultrases uygulamasının yapıldığı Çamur II'ye ait karakterizasyon.

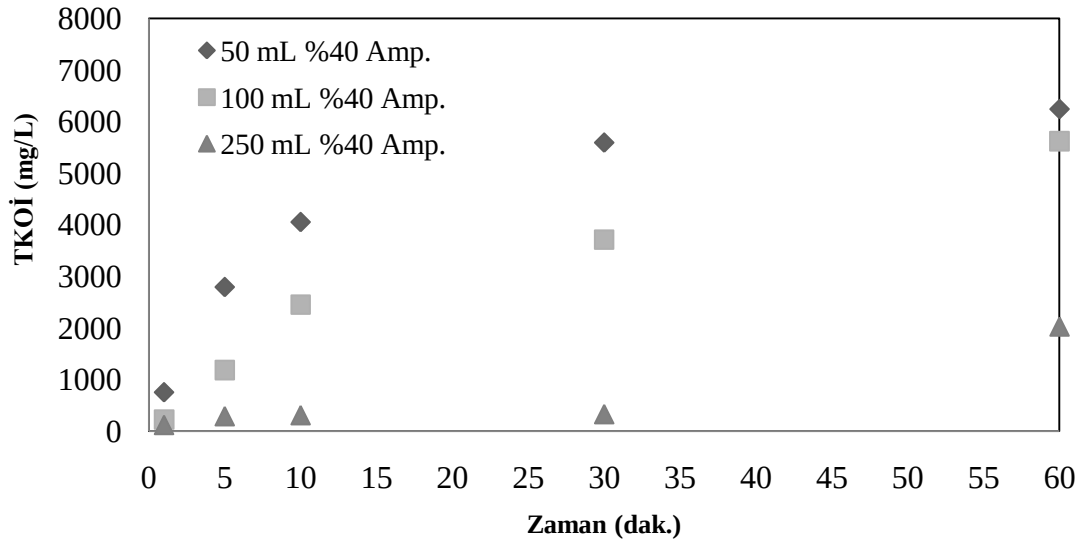
Uygulama Adı	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
Birinci deneme	12,490	8,000	110
İkinci deneme	12,850	8,250	225
Üçüncü deneme	12,250	8,050	120
Dördüncü deneme	13,070	8,600	64

Farklı günlerin herbirinde biyolojik çamura ayrı ayrı kimyasal dezentegrasyon işlemi uygulanmıştır. Maksimum dezentegrasyonu temsil eden uygulama sonrası çözünmüş KOİ, AKM ve UAKM konsantrasyonları Çizelge 5.4'te verilmiştir.

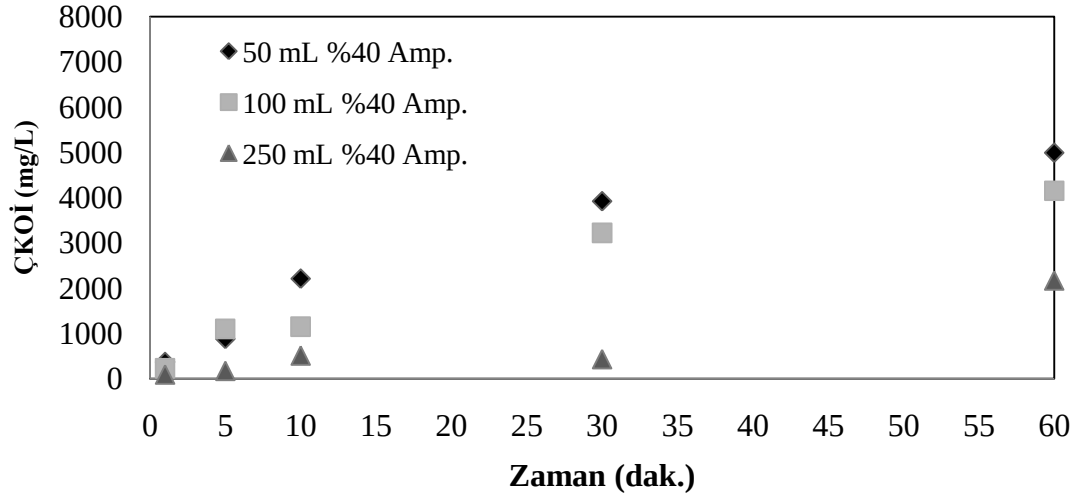
Çizelge 5.4 : Kimyasal dezentegrasyon sonrası Çamur II'ye ait karakterizasyon.

Uygulama Adı	Toplam santrifüjlenmiş KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)
Birinci deneme	3,100	2,640	9,980	5,430
İkinci deneme	3,075	2,765	9,735	5,215
Üçüncü deneme	3,910	2,950	7,320	3,920
Dördüncü deneme	2,600	2,300	9,720	5,215

Amplitütün %40 olduğu deneysel çalışmada elde edilen santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ ve çözünmüş KOİ'nin hacim ve süre ile değişimleri sırasıyla Şekil 5.6. ve Şekil 5.7.'te verilmiştir.



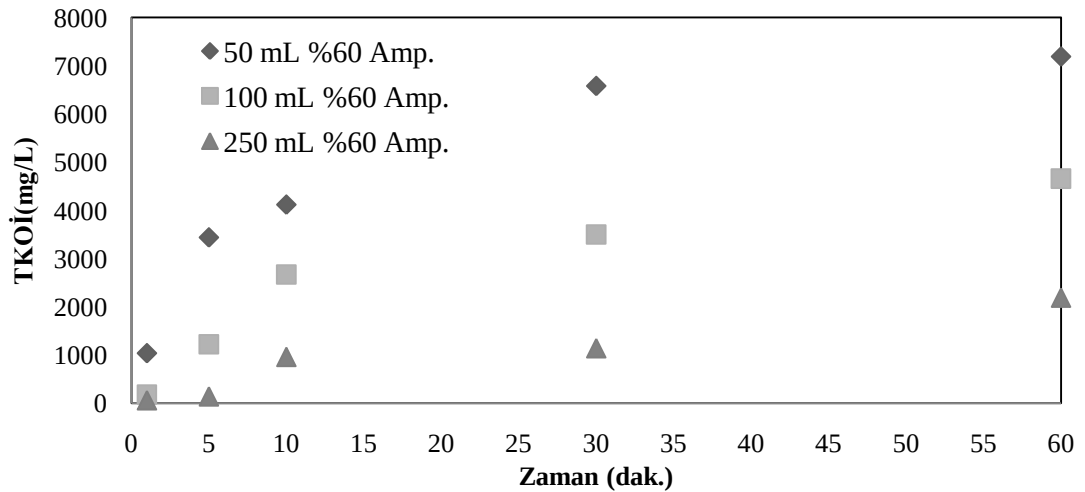
Şekil 5.6 : Ultrases dezentegrasyonu (%40 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.



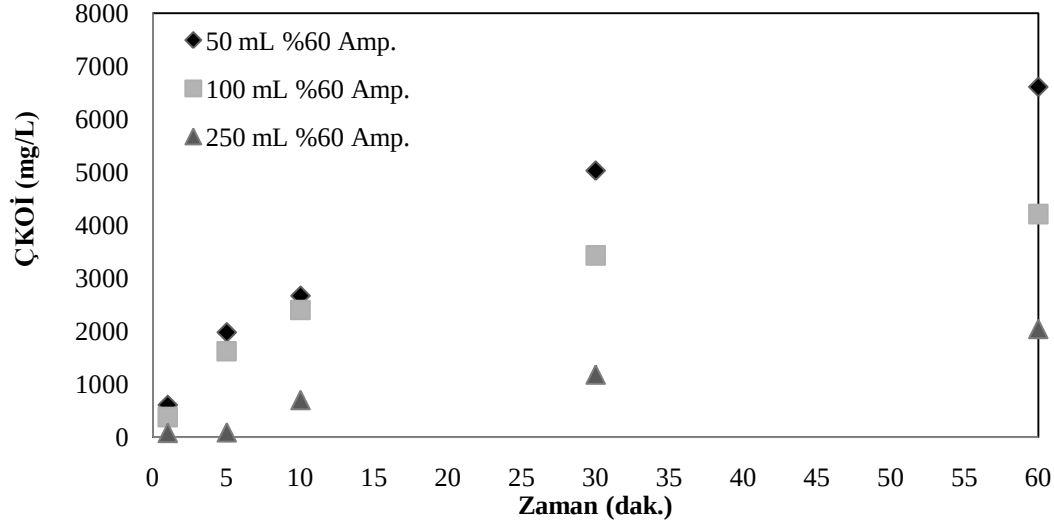
Şekil 5.7 : Ultrases dezintegrasyonu (%40 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

Şekilden de görüldüğü üzere, sonikasyon süresi KOİ artışında önemli ölçüde etkili olmaktadır. Düşük hacimlerde uygulanan enerjinin yüksekliği nedeniyle dezintegrasyon sonrası yüksek KOİ konsantrasyonlarına ulaşmak mümkün olabilmektedir.

Amplitütün %60 olduğu deneysel çalışmada elde edilen santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ ve çözünmüş KOİ'nin hacim ve süre ile değişimleri sırasıyla Şekil 5.8 ve Şekil 5.9'da verilmiştir.

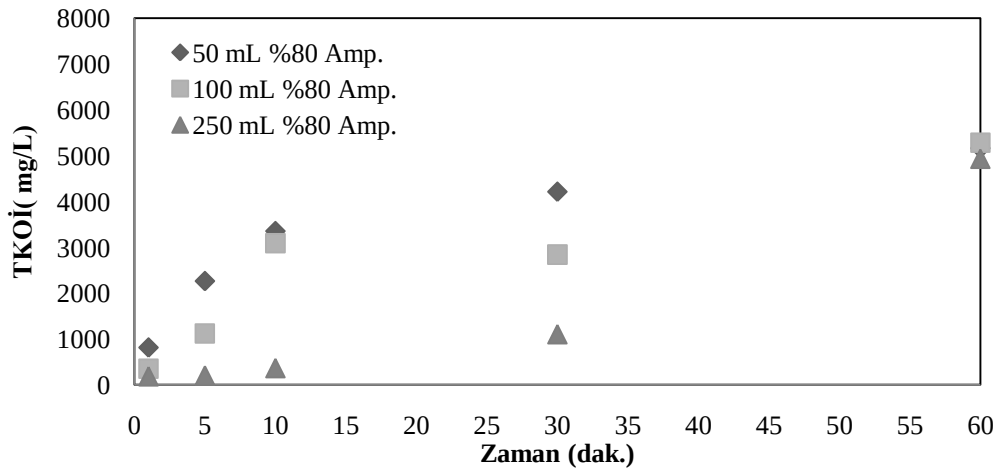


Şekil 5.8 : Ultrases dezintegrasyonu (%60 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

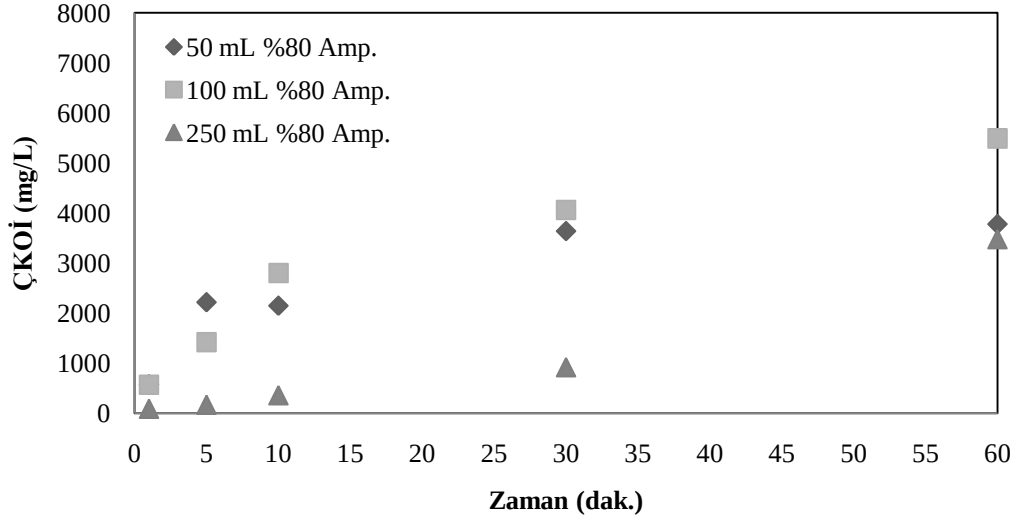


Şekil 5.9 : Ultrases dezentegrasyonu (%60 amplitüt) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

Şekilden de görüldüğü üzere, sonikasyon süresi KOİ artışında önemli ölçüde etkili olmakta, düşük hacimlerde uygulanan enerjinin yüksekliği nedeniyle dezentegrasyon sonrası yüksek KOİ konsantrasyonlarına ulaşmak mümkün olabilmektedir. %40 amplitüt uygulandığı durum ile karşılaştırıldığında KOİ değerlerinde önemli bir artışın gözlemlendiği söylenebilmektedir. Örneğin, 50 mL numune hacminde 60 dakikada 4,990 mg/L çözünmüş KOİ konsantrasyonuna ulaşılırken bu değer %60 amplitüt için 6,610 mg/l'ye kadar çıkmıştır. Amplitütün %80 olduğu deneysel çalışmada elde edilen santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ ve çözünmüş KOİ'nin hacim ve süre ile değişimleri sırasıyla Şekil 5.10 ve Şekil 5.11'de verilmiştir.



Şekil 5.10 : Ultrases dezentegrasyonu (%80) uygulanmış geri devir çamurunda santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.



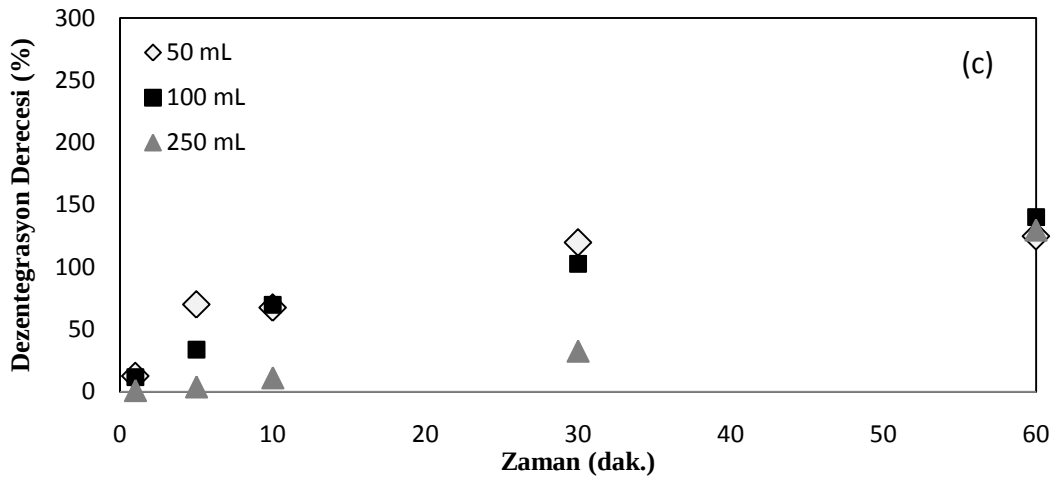
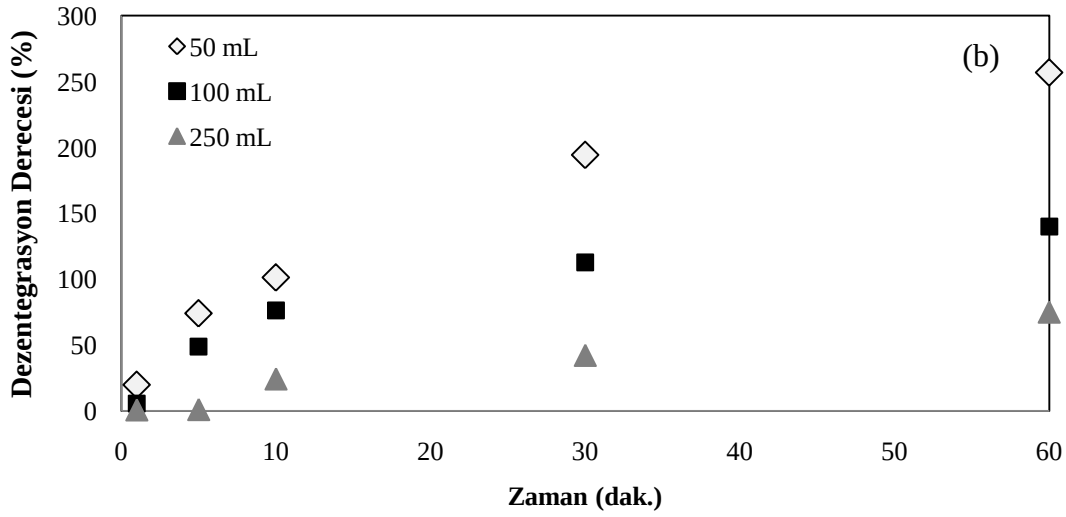
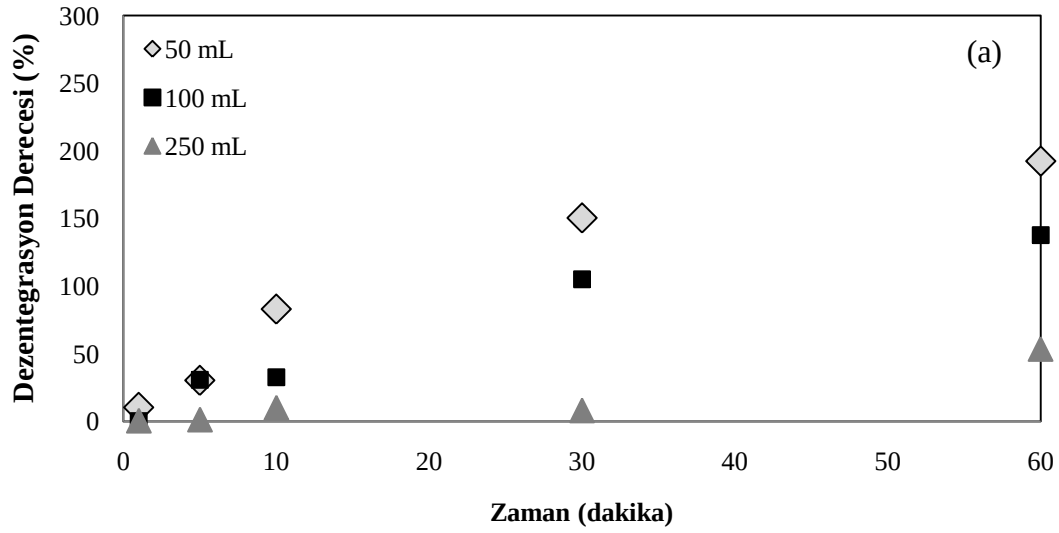
Şekil 5.11 : Ultrases dezentegrasyonu (%80) uygulanmış geri devir çamurunda çözünmüş KOİ parametresi üzerine numune hacminin ve uygulama süresinin etkisi.

Buna göre, ultrases ile dezentegrasyon uygulamalarında uygulanan enerjinin önemi büyük ölçüde benzerlikler gösteren bu şekillerden de ortaya çıkmaktadır. Ultrases ile ön-arıtma ile, artan sonikasyon süreleri ve amplitüt değerleri ile azalan hacimlerde, diğer dezentegrasyon yöntemleri ile karşılaştırıldığında, yüksek çözünmüş KOİ artışları gözlenmiştir. Bu nedenle ultrases uygulaması için optimum süre, hacim ve amplitütte detaylı araştırma yapılmasına karar verilmiş ve aşağıda bu detaylı çalışmanın sonuçları verilmiştir.

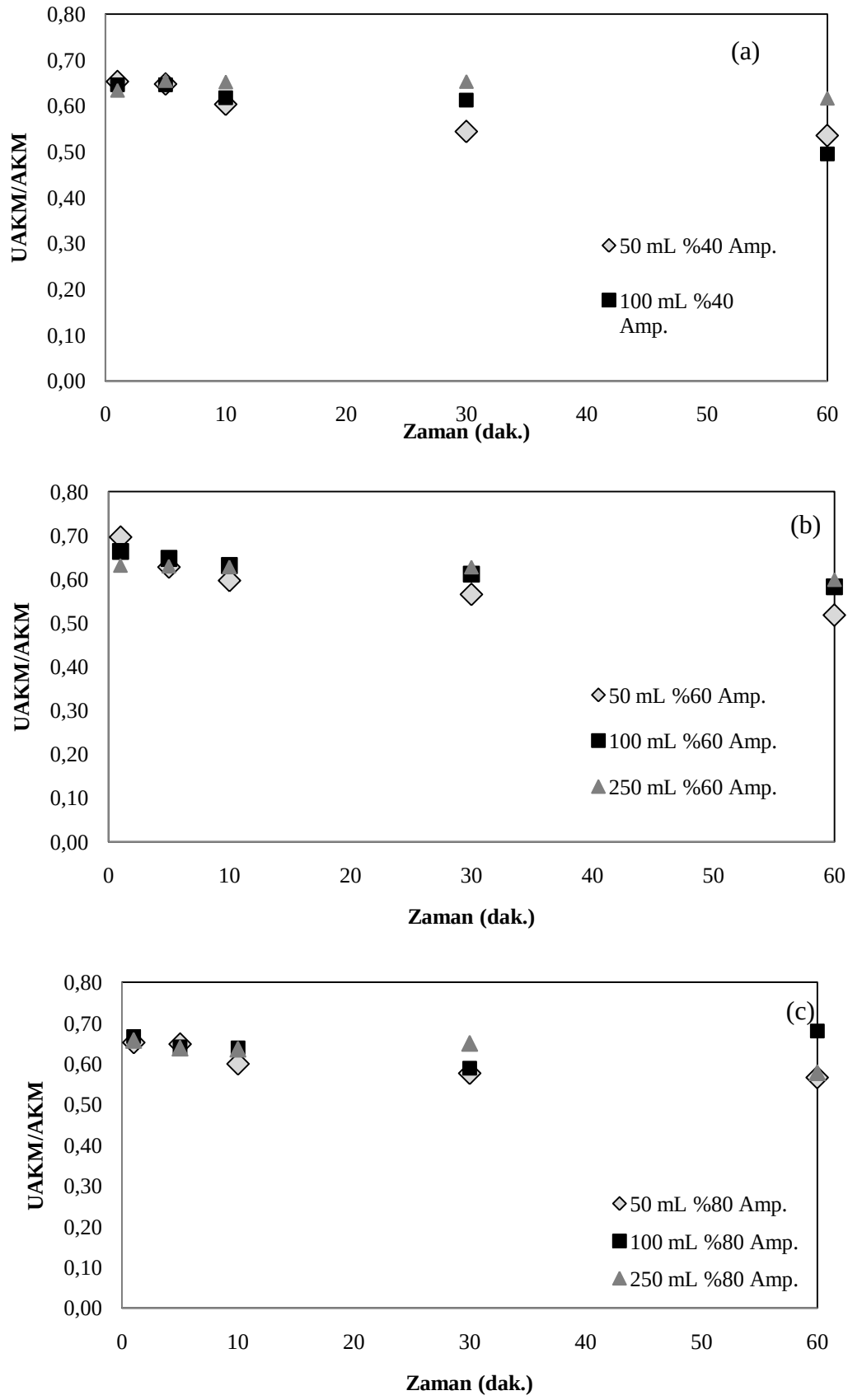
Detaylı araştırma yapmak üzere sonikasyon süresi, hacim ve amplitüt seçiminde enerji ihtiyacı nedeniyle uygulanabilirliği mümkün olan ve dezentegrasyon derecesinin yeterli olduğu 30 dakikalık süre, 100 mL hacim ve %80 amplitüt seçilmiştir.

Şekil 5.12’de farklı amplitüt değerlerinde elde edilmiş olan sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimlerde dezentegrasyon derecesi değerleri grafiklenmiştir.

Şekil 5.13’te ise ultrases uygulaması sonrası UAKM/AKM oranlarının sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimlerdeki değerleri gösterilmektedir.



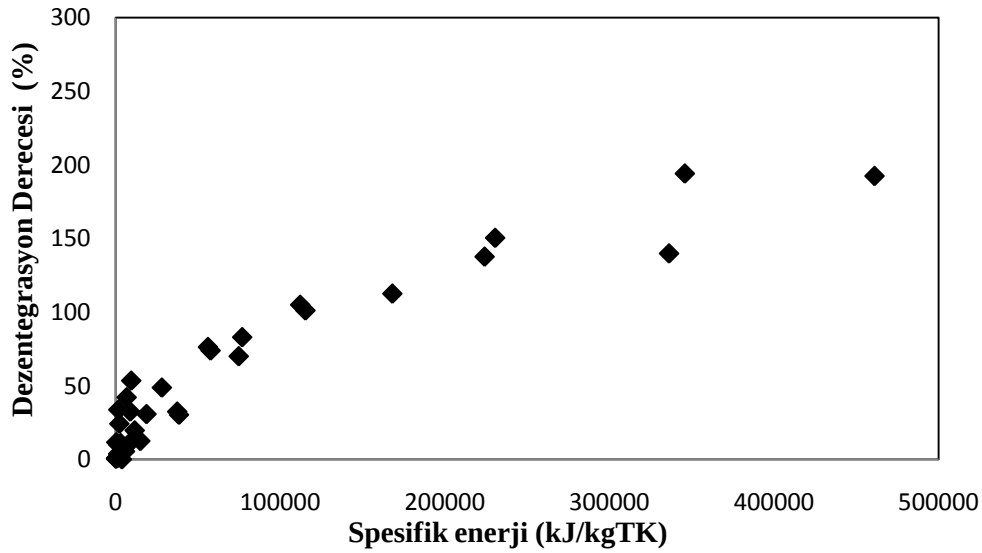
Şekil 5.12 : Farklı amplitüt değerlerinde elde edilmiş olan sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimler için dezentegrasyon derecesi değerleri (a) %40 Amplitüt, (b) %60 Amplitüt ve (c) %80 Amplitüt için.



Şekil 5.13 : Farklı amplitüt değerlerinde elde edilmiş olan sonikasyon süresine bağlı olarak farklı hacimler için UAKM/AKM oranları değerleri (a) %40 Amplitüt, (b) %60 Amplitüt ve (c) %80 Amplitüt için.

Elde edilen dezentegrasyon derecesi değerlerinde 30 dakikalık sonikasyon süresi sonrasında önemli bir artış gözlenmemiştir. Bu nedenle bu süreden daha fazla sonikasyon uygulamasının yapılması harcanacak enerji maliyetleri dikkate alındığında ekonomik gözükmemektedir. Bu durum UAKM/AKM oranlarında gerçekleşen azalma eğilimi içinde benzer bir eğilim göstermektedir.

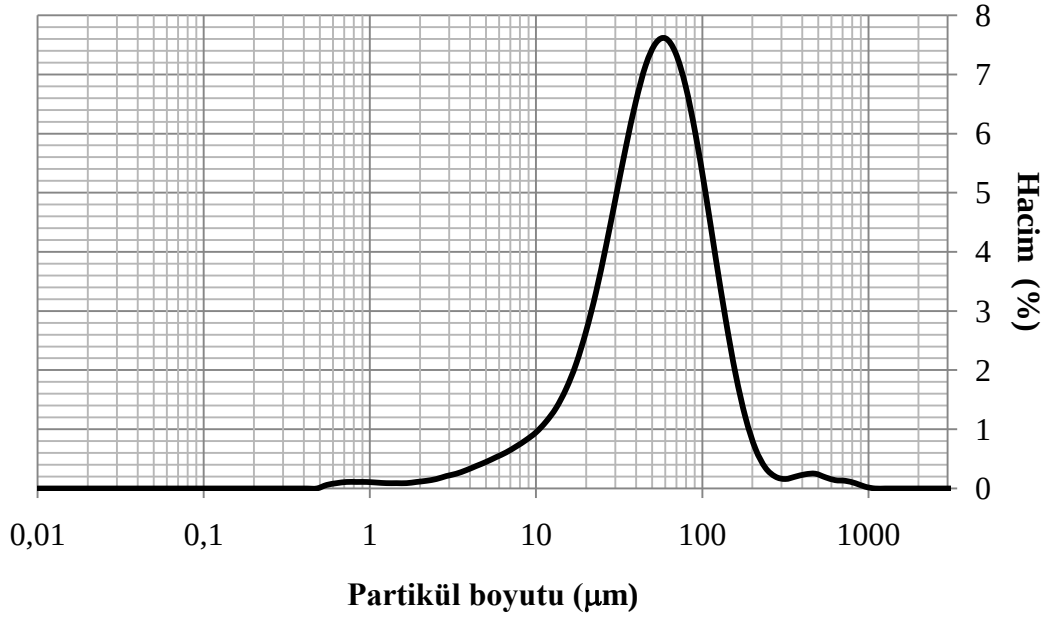
Sonuç olarak uygulanan spesifik enerjiye bağlı olarak dezentegrasyon derecelerindeki değişim Şekil 5.14'te verildiği gibi elde edilmiştir. Grafikten anlaşıldığı üzere, spesifik enerji ile dezentegrasyon derecesi arasındaki ilişki pek çok araştırmacı tarafından da belirtildiği gibi doğru orantılıdır (Müller, 1998; Bougrier, 2005; Boehler and Siegrist, 2006; Erden ve Filibeli, 2009; Gündüz, 2009).



Şekil 5.14 : Dezentegrasyon derecesi ve spesifik enerji arasındaki ilişki.

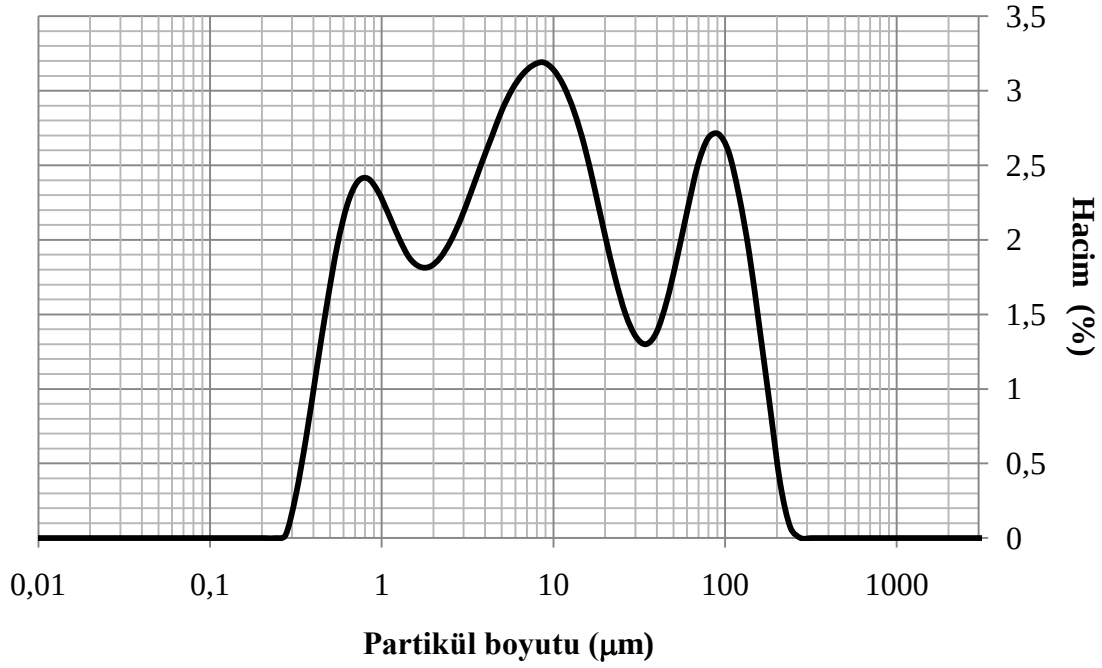
5.1.2.2 Ultrases dezentegrasyonu öncesi ve sonrası partikül boyut analizi sonuçları

Dezentegrasyon öncesi biyolojik çamurda partiküller 0.479 µm ila 954.993 µm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 48.17 µm boyuta sahiptir. Dezentegrasyon işlemi öncesi geri devir çamuru partikül boyut dağılımı Şekil 5.15'te görülmektedir. Geri devir çamurunda hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 14.4 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu 114.2 µm'dir.



Şekil 5.15 : Uygulanan dezentegrasyon işlemi öncesi geri devir çamuru partikül boyut dağılımı.

Ultrases ise 100 ml hacimde, %80 amplitüt ile 30 dakika süreli ön-arıtma uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada, biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda sonrası yapılan partikül boyut analizi sonuçları Şekil 5.16’da verilmiştir. Ön-arıtma uygulanmasının ardından partiküllerin hacimce %50’si 7.45 µm boyuta sahiptir. Bu dezentegrasyon yöntemi sonrası çamurun hacimce %10’una karşılık gelen partikül boyutu 0.71 µm ve hacimce %90’ına karşılık gelen partikül boyutu 89.1 µm’dir.



Şekil 5.16 : Ultrases dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.

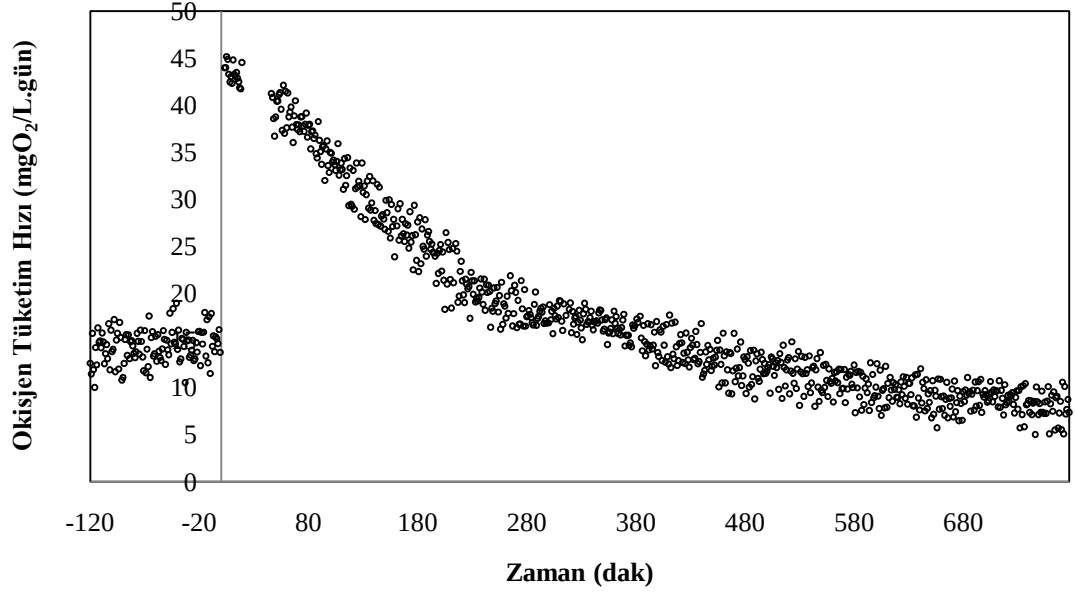
Buna göre, ultrases ön-arıtma uygulamasının partikül boyutunda önemli değişikliğe sebep olduğu görülmektedir. Bu çalışmada dezentegrasyon öncesi kütlenin hacimce %50'si 48.17 µm partikül boyutuna sahipken dezentegrasyon sonrası bu değer 7.45 µm boyuta düşmüştür.

5.1.2.3 Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamurun üstsuyunda respirometrik analiz sonuçları

En yüksek KOİ çözünürlüğü elde edilen ultrases dezentegrasyon yöntemi için respirometrik analiz yapılmıştır.

Çalışmada, yöntemin respirometrik analizinde oksijen tüketim hızı testleri için 100 mL hacim, %80 amplitude ve 30 dakika süre ultrasese maruz kalmış çamur numunesinin karbon olarak kullanıldığında belirli sürelerde alınan numuneler 0,45 µm filtreden anında süzülerek KOİ (mg/L) konsantrasyonları analiz edilmiştir.

Bu çalışmada respirometre tarafından otomatik olarak 1 dakikalık aralıklar ile alınan numunelerde oksijen tüketim hızları ölçülmüştür. İlk 120 dakikada endojen fazın gözlenmesi için süre verilmiştir. Şekil 5.17'de respirometrik analiz sonucu ölçülen oksijen tüketim hızları görülmektedir.



Şekil 5.17 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen oksijen tüketim hızları.

Oksijen tüketim hızı (OTH) verileri kullanılarak modelleme yaklaşımıyla atıksudaki kolay ayrışan organik madde (SS) konsantrasyonu, maksimum çoğalma hızı (μ_H), yarı doygunluk sabiti (K_s), yavaş ayrışan organik maddeye ait ayrışma (hidroliz) hızı (k_h) saptanabilmektedir (Insel ve diğ., 2003). Oksijen Tüketim Hızı (OTH) profilleri kullanılarak modelleme çalışmaları yürütülmüş ve modele ait kinetik katsayılar saptanmıştır. Modelleme çalışmasında Henze ve diğ. (1987) tarafından geliştirilen ve daha sonra Orhon ve Artan (1994) tarafından modifiye edilen içsel solunum modeli (ASM 1) kullanılmıştır.

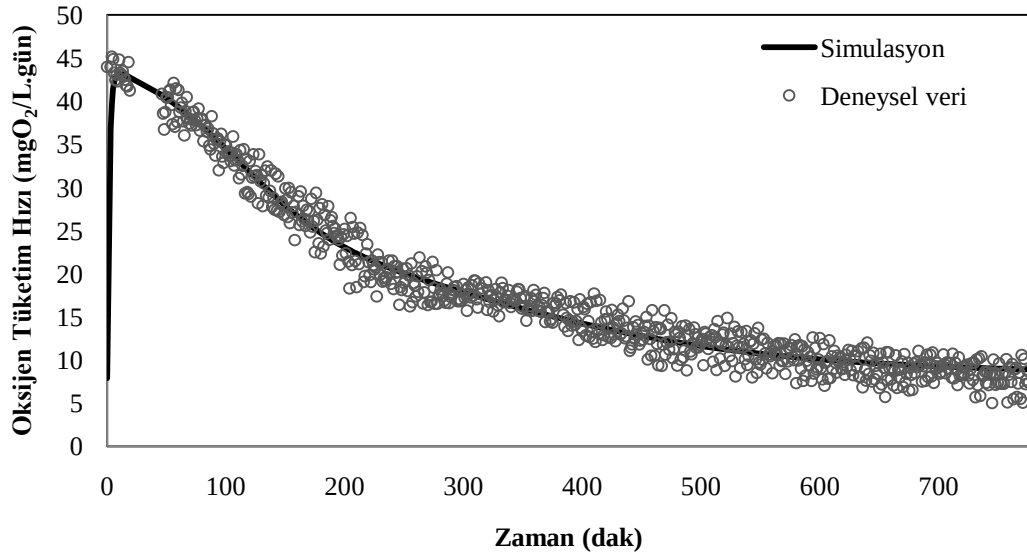
Bu veriler ışığında ASM1 modeli kullanılarak parametre tahmini çalışması gerçekleştirilmiş (Aquasim simulasyon programı kullanılarak) ve aşağıdaki Çizelge 5.5'te verilen kinetik karakterizasyon belirlenmiştir. Parametre tahmini ile heterotrofik aktif biyokütle konsantrasyonu (X_H) 1185 mg/L olarak belirlenmiştir.

Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamurun üstsuyunun karakterizasyon respirometrik analizin yürütüldüğü 2 L'lik havalandırma reaktöründe toplam teorik KOİ'nin yaklaşık 375 olduğu kabulü ile parametre tahmini belirlenmiştir. Buna göre kolay ayrışabilir kısmının 130 mg/L olduğu ortaya çıkmıştır. Geri kalan kısmın ise yavaş ayrışan partiküler KOİ fraksiyonuna ait olduğu kabul edilmiştir.

Çizelge 5.5 : Ultrases ön-arıtımı yapılmış üstsuda respirometrik analiz ile elde edilen kinetik parametreler.

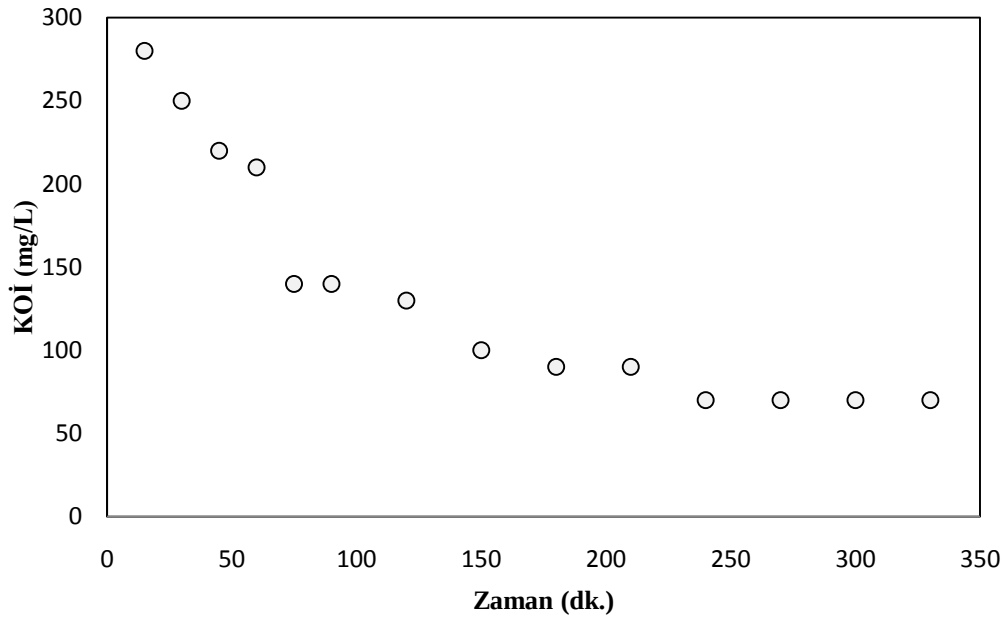
Parametre	Birimi	Değeri
Hidroliz hızı (Kh)	1/gün	1.5
Yarı doygunluk sabiti (KS)	mg/L	6.1
Hidroliz yarı doygunluk sabiti (KX)	mg/L	0.12
Heterotrofik çoğalma hızı (μH)	1/gün	2.05

Buna göre, ultrases dezentegrasyon yöntemi %35 civarında kolay ayrışabilir KOİ sağlayabilmektedir. Kalan kısım ise yavaş ayrışan KOİ'den oluşmakta ve mikroorganizmalar tarafından hemen kullanılabilir durumda değildir.



Şekil 5.18 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen oksijen tüketim hızları ve parametre tahmini sonrası simulasyon verileri.

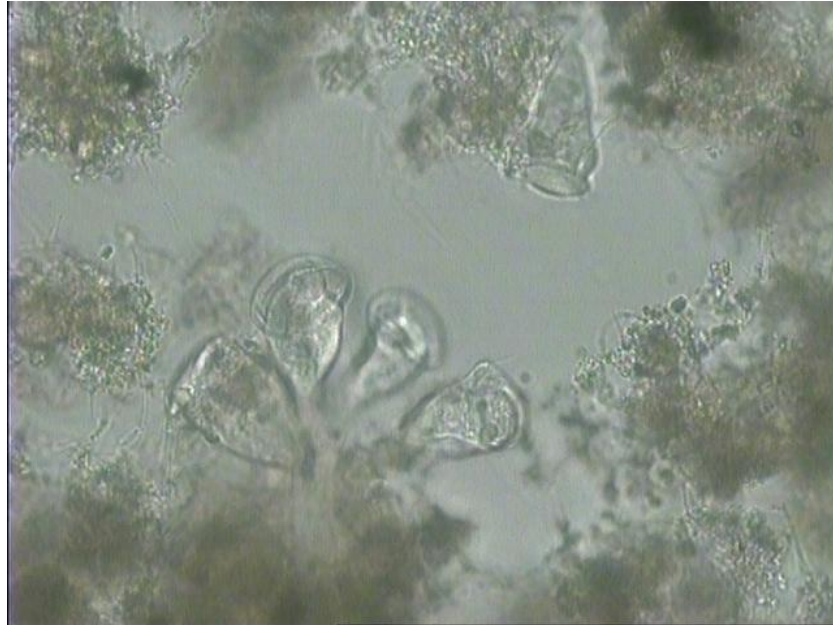
Deneyssel çalışma süresinde belirli süreler ile alınan numunelerde elde edilen çözünmüş KOİ konsantrasyonları Şekil 5.19'da gösterilmiştir. Buna göre, deneyssel çalışmanın başlangıcında KOİ tüketilmiş ve 330 dakikalık süre sonunda dengeye ulaşarak daha sonra KOİ giderimi gözlenmemiştir. Bu durum OTH verileri ile de desteklenmektedir.



Şekil 5.19 : Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamur üstsuyunda respirometrik analiz sonucu ölçülen çözülmüş KOİ konsantrasyonları.

5.1.2.4 Ultrases Dezentegrasyonu Öncesi ve Sonrası Mikroskobik Görüntüler

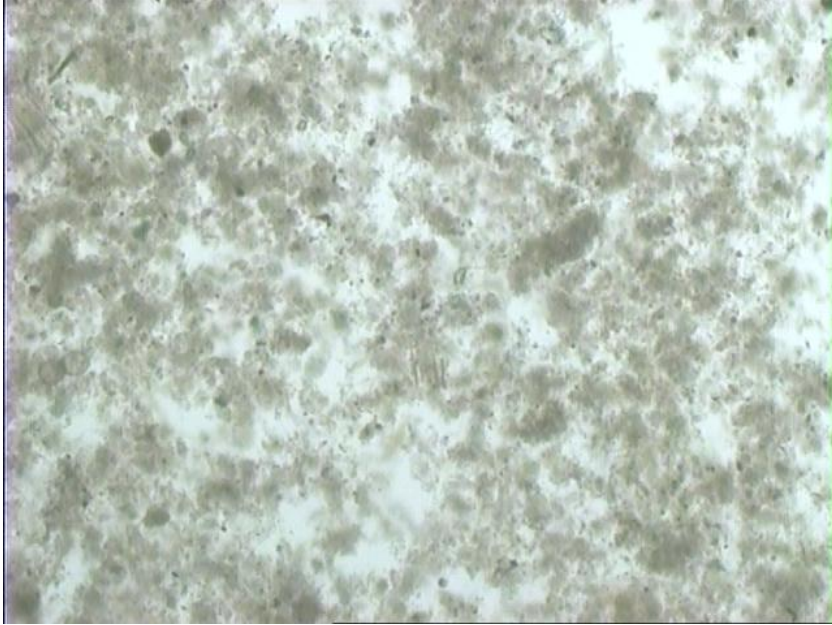
Ultrases ön-arıtma işlemleri öncesi geri devir çamurundan alınan mikroskobik görüntüler Şekil 5.20, Şekil 5.21 ve Şekil 5.22’de farklı objektif büyütmeleri için verilmiştir.



Şekil 5.20 : Geri devir çamuru mikroskobik görüntüleri: 20x objektif büyütmesi.

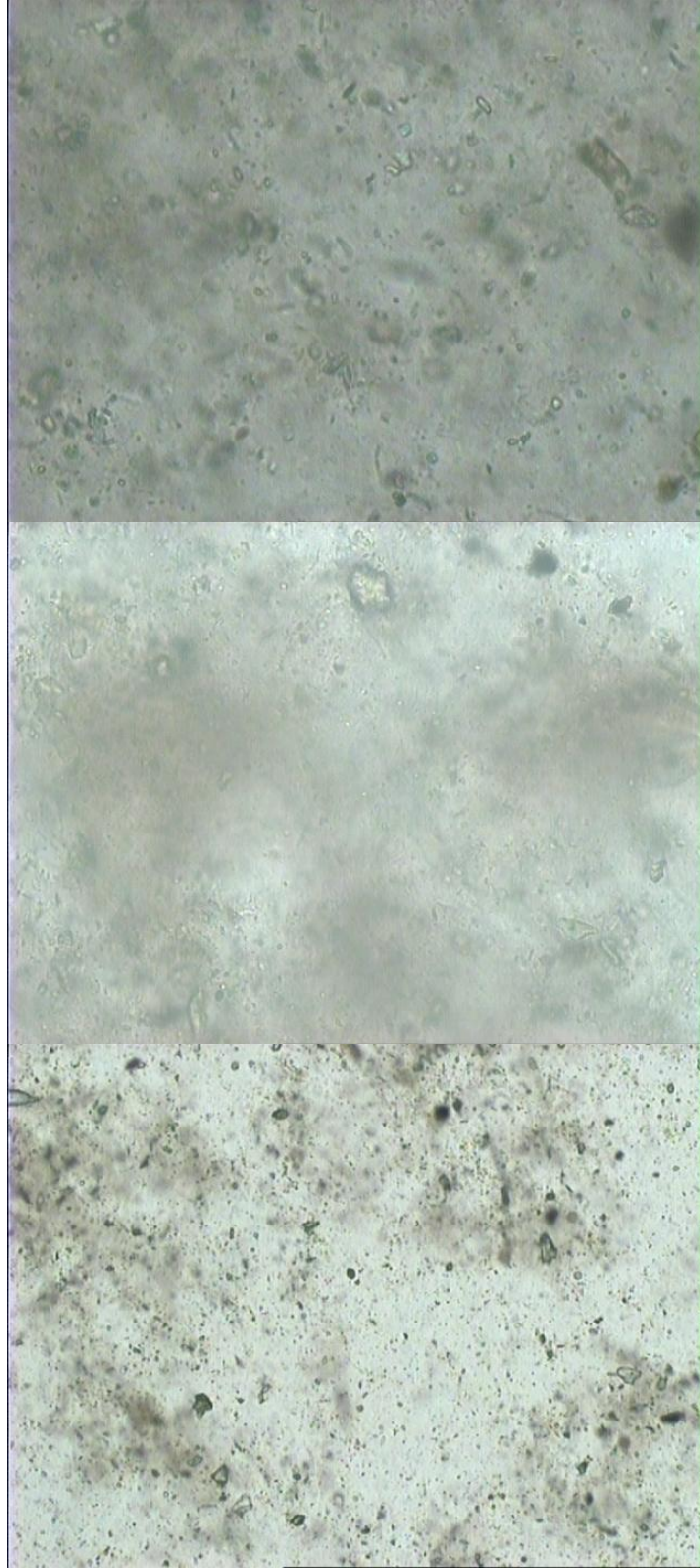


Şekil 5.21 : Geri devir çamuru mikroskopik görüntüleri: 10 objektif büyütmesi.



Şekil 5.22 : Geri devir çamuru mikroskopik görüntüleri: 4x objektif büyütmesi.

Ultrasese dezentegrasyonu için 100 mL hacim, % 80 amplitude ve 30 dakika süre ultrasese maruz kalmış çamur numunesinin mikroskopik görüntüleri Şekil 5.23'te verilmiştir.



Şekil 5.23 : Ultrases dezentegrasyonu sonrası mikroskopik görüntüler (a) 40x, (b) 20x ve (c) 10 x objektif büyötmeleri.

Şekillerden de göröldüğü üzere ultrases ön-arıtımı çamur içerisindeki flokların parçalanmasında etkili olmuştur.

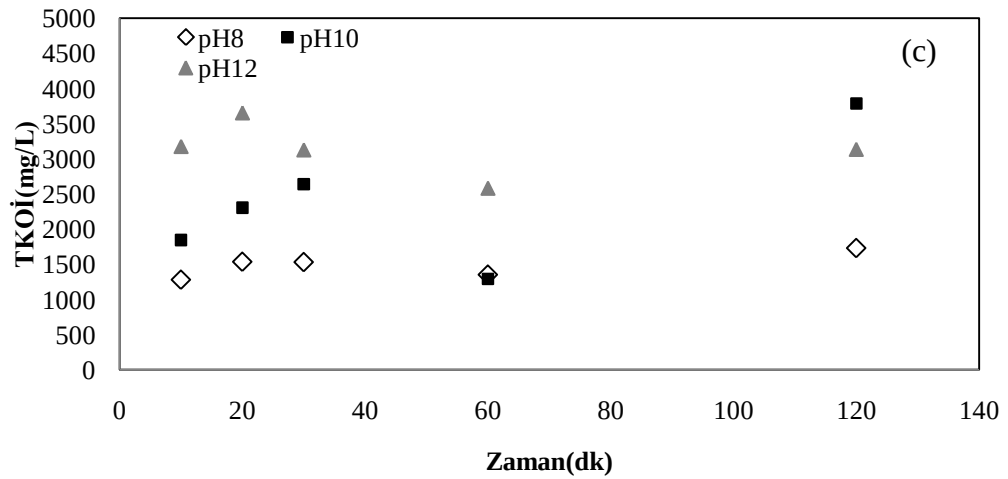
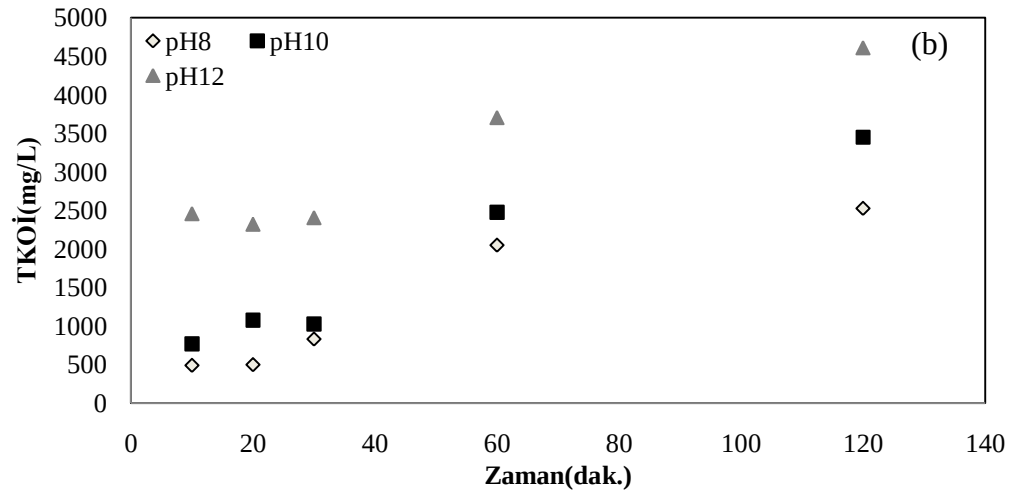
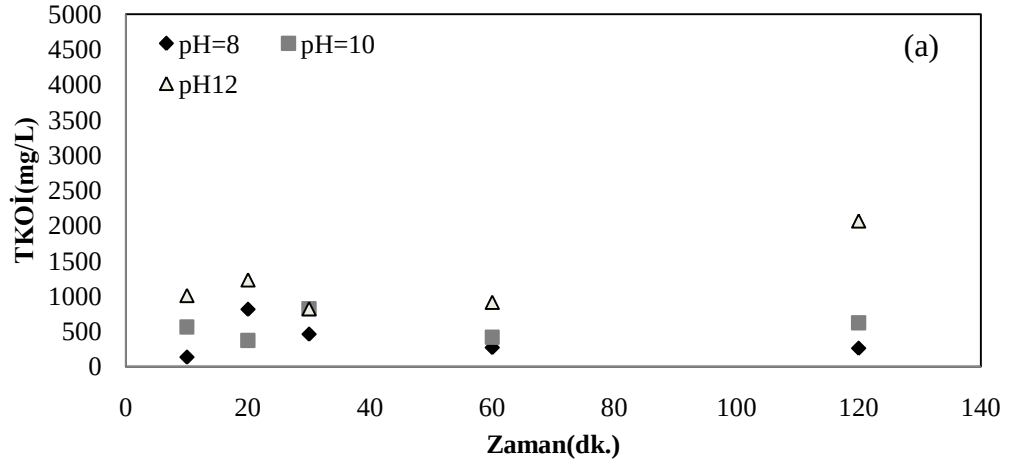
5.1.3 Termokimyasal (Isıl-kimyasal) Dezentegrasyon

Yukarıda da belirtildiği üzere, termal (ısı) dezentegrasyon yöntemi ile ancak yüksek sıcaklık ve sürelerde yüksek dezentegrasyon derecelerine ulaşılabilmektedir. Bu durum, sistemdeki ısı artışının daha sonra yaratacağı sakıncalar (ısının düşürülmesi için bekletme süresinin yüksekliği gibi) bu yöntemin uygulanabilirliğini azaltmaktadır. Bu yönetime alternatif olarak yüksek sıcaklık derecelerine çıkılmadan kimyasal dezentegrasyon ile kombine gerçekleştirilen termo-kimyasal dezentegrasyon yöntemi son yıllarda daha fazla araştırma alanı bulmuştur.

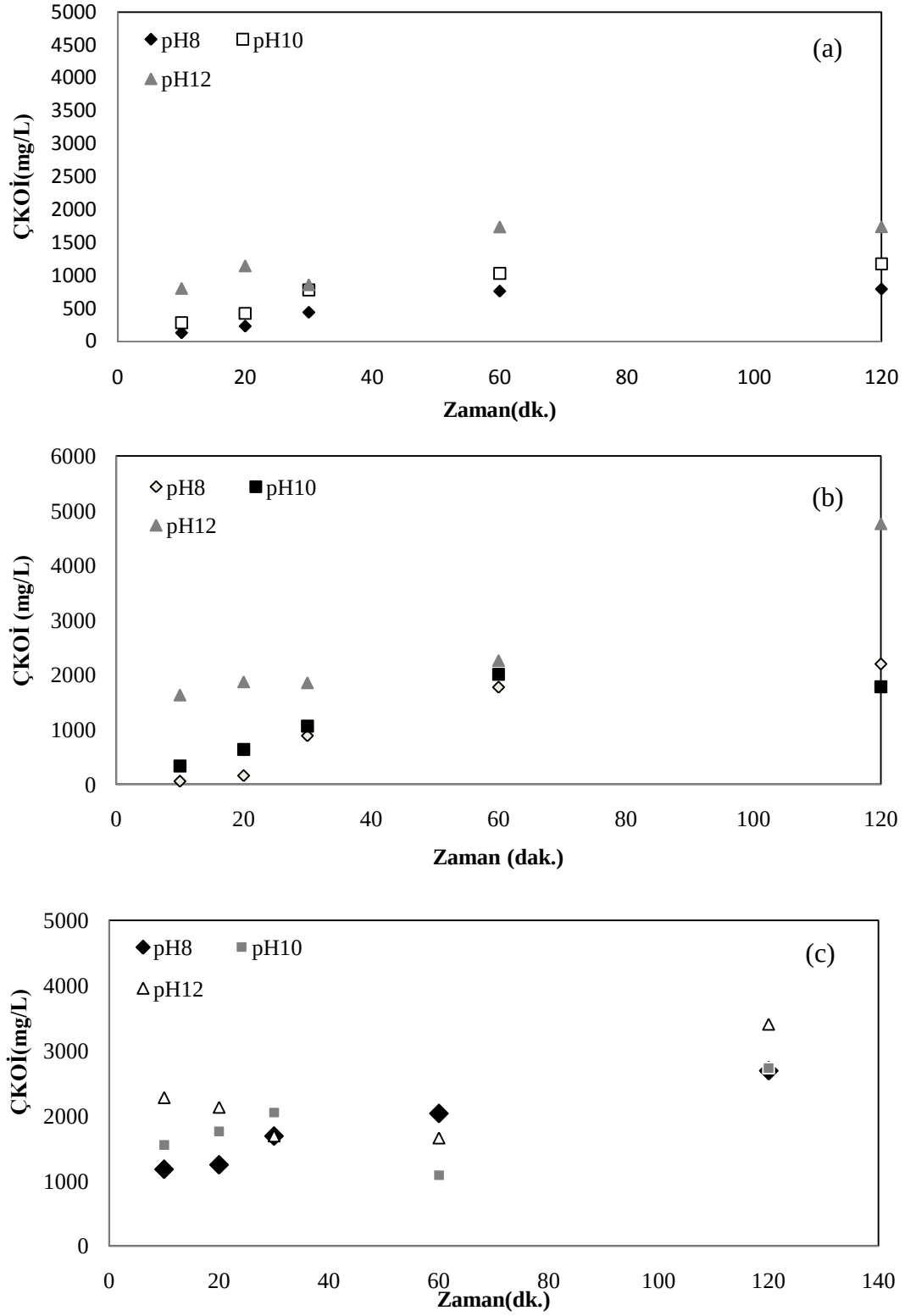
Bu çalışmada, termo-kimyasal (ısı-kimyasal) dezentegrasyon uygulaması pH 8 , 10 ve 12 ile 80°C, 100°C ve 120°C’de sıcaklıkta yürütülmüştür.

Termo-kimyasal uygulanmasıyla farklı sıcaklıklarda elde edilen santrifüjlenmiş toplam KOİ (mg/L), çözülmüş KOİ (mg/L) konsantrasyonları sırasıyla Şekil 5.24 ve Şekil 5.25’te gösterilmektedir.

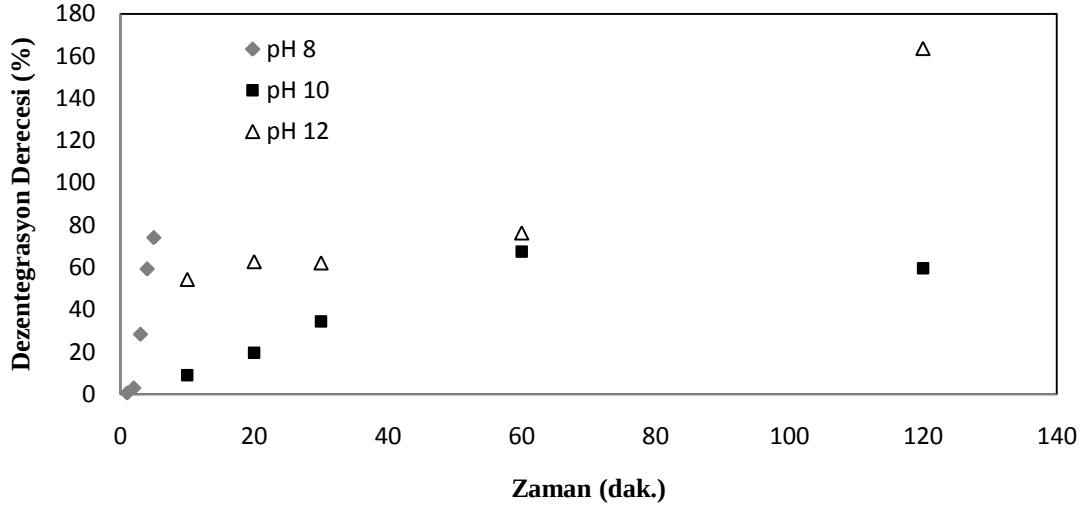
Şekillerden de görüldüğü üzere, termo-kimyasal ön-arıtma uygulanan çamurda pH artışı hücre bünyesindeki karbonun salınımını arttırmaktadır. Dezentegrasyon süresinin artışı her durum için çözülmüş KOİ artışına sebep olmaktadır. Ancak gerçek sistemlerde süre artışı beraberinde hacim ihtiyacını arttırdığında optimum bir süre seçimi gereklidir. Bunun yanı sıra, pH değeri artışı çözülmüş KOİ’de farkedilir bir artışa sebep olmaktadır. Bu çalışmada, şekillerden de görüldüğü üzere 60 dakikalık sürelerden daha uzun sürelerin kullanılması KOİ’de önemli artışlara sebep olmamıştır. Buna göre, örneğin, 60 dakikalık ön-arıtım sonrası pH’sının 12’ye çıkarılması farklı sıcaklıklarda %20 ila %50 arasında değişen çözülmüş KOİ’de artışa sebep olmuştur. Şekil 5.26’de 100°C için süreye bağlı olarak farklı pH değerleri için hesaplanan dezentegrasyon derecesi değerleri verilmiştir. Bu şekil de yukarıdaki verilen sonuçlar destekler niteliktedir.



Şekil 5.24 : Termo-kimyasal dezintegrasyon uygulaması sonrası farklı sıcaklıklar için elde edilen farklı pH değerlerinde süreye bağlı olarak santrifüjlenmiş toplam KOİ konsantrasyonlarındaki değişimler: a) 80°C, b) 100°C ve c) 120°C.



Şekil 5.25 : Termo-kimyasal dezentegrasyon uygulaması sonrası farklı sıcaklıklar için elde edilen farklı pH değerlerinde süreye bağlı olarak çözülmüş KOİ konsantrasyonlarındaki değişimler: (a) 80°C , (b) 100°C ve (c) 120 °C.



Şekil 5.26 : 100°C için süreye bağlı olarak farklı pH değerleri için hesaplanan dezintegrasyon derecesi değerleri.

5.1.4 Ozon ile dezintegrasyon

Dezintegrasyon yöntemlerinden kimyasal dezintegrasyonun bir uygulaması olan ozonla dezintegrasyon sonrası biyolojik çamurun karakterini ortaya koymak üzere yürütülen deneysel çalışmada farklı ozon dozları kullanılmıştır.

Ozonla dezintegrasyon uygulaması biyolojik atıksu arıtma tesisinden alınan biyolojik geri devir çamurunda gerçekleştirilmiştir.

5.1.4.1 Ozon dozlaması sonrası çamur karakterizasyonu

Farklı iki dozun dozu için maksimum ozon debisi 1000 mgO₃/l.saat olan bir ozon üretici kullanılmıştır. Cihaz ile 585 ve 590.4 mgO₃/l.saat ozon debilerinde sırasıyla 1 ve 3 saat'lik sürelerde ozonlama yapılmıştır. Biyolojik çamur tarafından kullanılmayan fazla ozon potasyum iyodür çözeltisinde tutulmuş ve tayini yapılmıştır. Buna göre biyolojik çamura uygulanan ozon dozları sırasıyla 0.014 ve 0.085 gO₃/gAKM olarak hesaplanmıştır.

Ozonla ön-arıtma uygulamasının yapıldığı biyolojik geri devir çamuru karakteri: AKM= 12,240 mg/L ve UAKM= 7,600 mg/L'dir. Kullanılan biyolojik geri devir çamurunda yürütülen kimyasal dezintegrasyon işlemi sonrası santrifüjlenmiş numunede toplam KOİ konsantrasyonu 2,980 mg/L'dir. Bu numunenin çözünmüş KOİ konsantrasyonu ise 1,720 mg/L'dir. Maksimum dezintegrasyonun gerçekleştiği kabul edilen kimyasal dezintegrasyon sonrası AKM konsantrasyonu 8,680 mg/L'ye düşmüştür. Buna göre AKM konsantrasyonunda %29'lik bir azalma hesaplanmıştır.

Aynı numunede UAKM konsantrasyonu 4,560 mg/L'ye düşmüş ve UAKM'de %40'lık azalma elde edilmiştir.

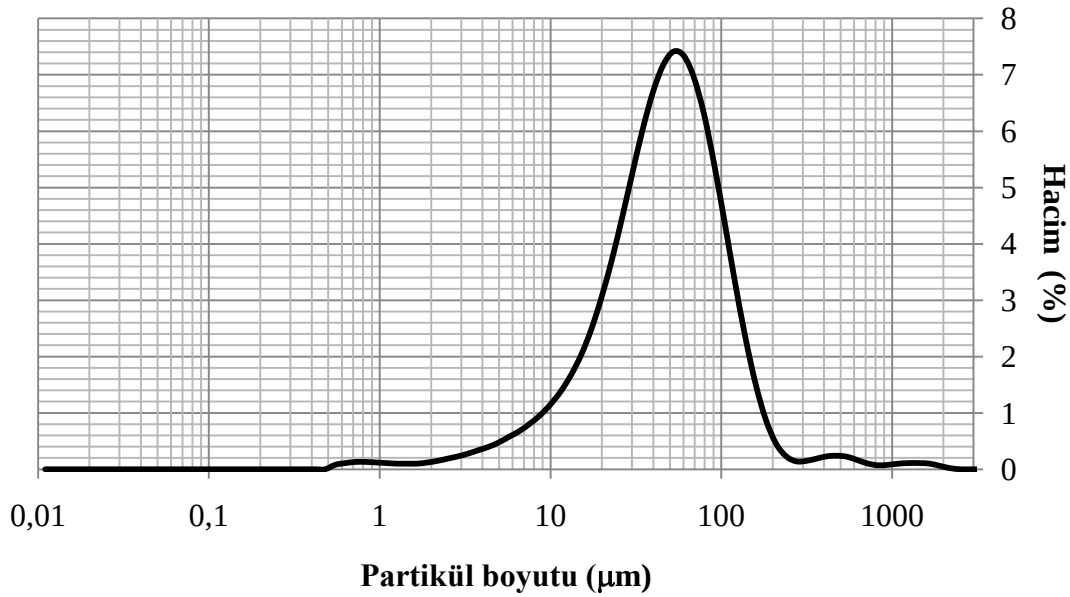
Çizelge 5.6 : Ozon dozlaması sonrası çamur karakteri.

Ozon dozu (gO ₃ /gAKM)	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	ÇKOİ (mg/L)	Çöz. Org. Karbon (mg/L)	Toplam Org. Karbon (mg/L)
0.014	14,000	7,850	100	47	63
0.085	14,940	8,540	420	130	166

5.1.4.2 Ozon ile dezentegrasyon sonrası partiküler boyut analizi sonuçları

Ozon ile dezentegrasyon uygulaması öncesi çamurda partikül boyut analizi ile ilgili bilgiler Bölüm 5.1.2.2'de verildiği gibidir.

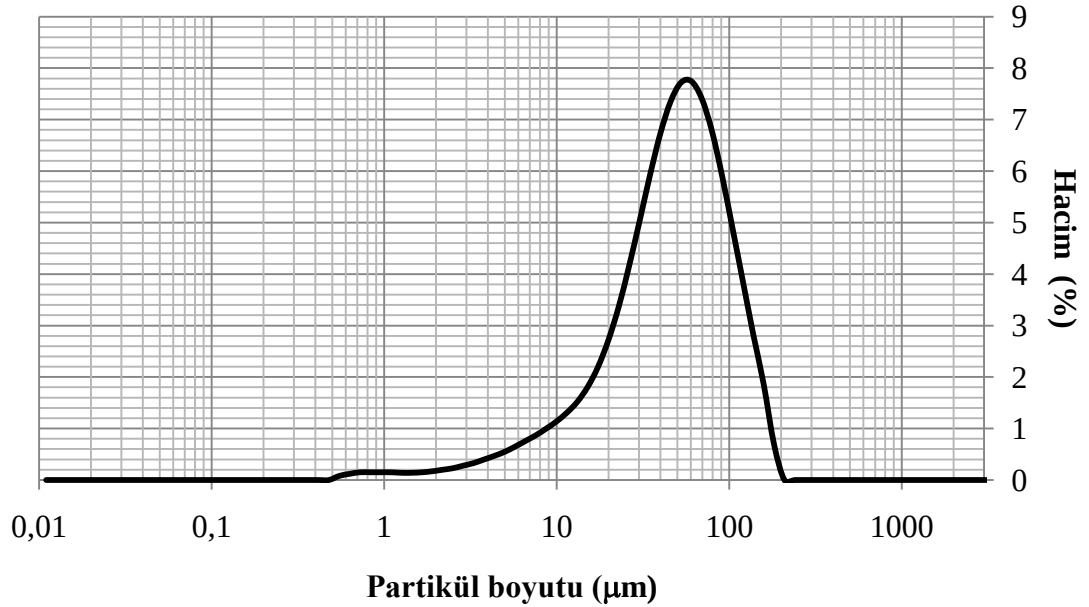
Ozonla 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada, biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda sonrası yapılan partikül boyut analizi sonuçları Şekil 5.27'de verilmiştir. 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulanmasının ardından partiküllerin hacimce %50'si 44.58 µm boyuta sahiptir. Bu ozon dozu için dezentegre edilmiş çamurun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 12.8 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu 108.3 µm'dir.



Şekil 5.27 : 0.014 gO₃/gAKM ozonla dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.

Ozonla 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada, biyolojik atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda ve sonrası yapılan partikül boyut analizi sonuçları Şekil 5.28’da verilmiştir. 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulanmasının ardından partiküllerin hacimce %50’si 45.42 µm boyuta sahiptir. Bu ozon dozu için dezentegre edilmiş çamurun hacimce %10’una karşılık gelen partikül boyutu 12.0 µm ve hacimce %90’ına karşılık gelen partikül boyutu 102.2 µm’dir.

Buna göre, ozon dozlamasının partikül büyüklüğünde önemli değişikliğe sebep olmadığı görülmektedir. Bu sonuç, düşük ozon dozlarında Bougrier ve diğ. (2006) ve Zhang ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışma sonuçlarını da destekler niteliktedir. Partikül boyut analizinde ancak yüksek ozon dozlamalarında önemli değişiklik gözlemlenmiştir. Park ve diğ (2004) 0.5 gO₃/gAKM dozu ile yaptıkları deneysel çalışmada partikül boyutunun 70 µm’den 40 µm’ye düşürdüklerini bildirmişlerdir.



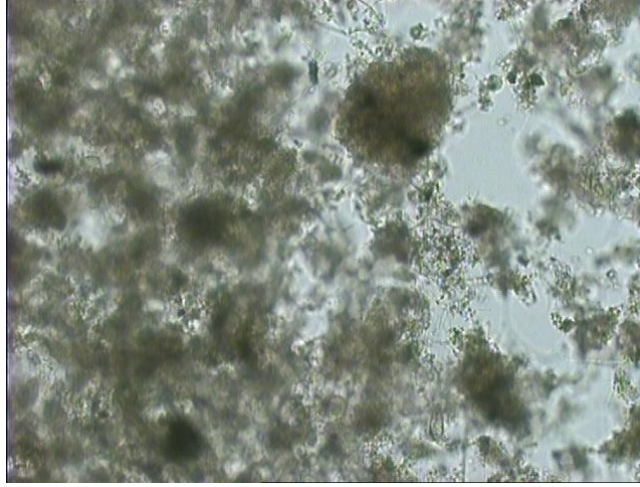
Şekil 5.28 : 0.085 gO₃/gAKM ozonla dezentegrasyon işlemi sonrası partikül boyut dağılımı.

5.1.4.3 Ozon ile dezentegrasyonu sonrası mikroskopik görüntüler

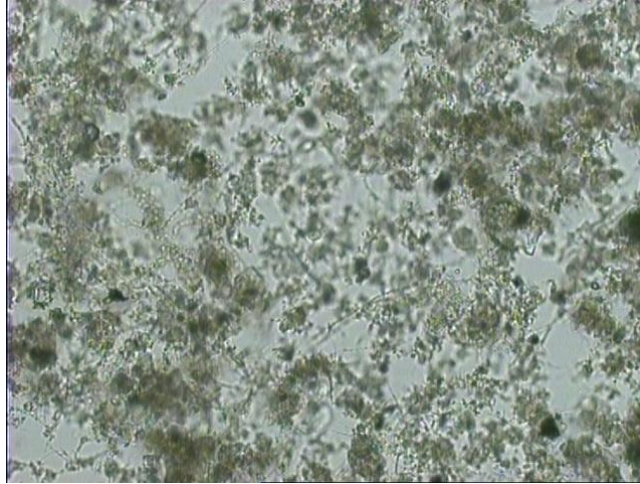
Ozon ile ön-arıtma işlemleri öncesi geri devir çamurundan alınan mikroskopik görüntüler Bölüm 5.1.2.3'te verilmiştir.

Ozonla 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada çamur numunesinin mikroskopik görüntüleri Şekil 5.29'da verilmiştir,

Ozonla 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda ön-arıtma uygulamasının yapıldığı deneysel çalışmada çamur numunesinin mikroskopik görüntüleri Şekil 5.30'da verilmiştir,



Şekil 5.29 : 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda dezentegrasyonu sonrası mikroskopik görüntüler: 10 x objektif büyütmesi.



Şekil 5.30 : 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda dezentegrasyonu sonrası mikroskopik görüntüler: 10 x objektif büyütmesi.

Şekillerden de görüldüğü üzere ozon ile ön-arıtmı çamur içerisindeki flokların parçalanmasında etkili olmamıştır.

5.2 Fosfor Salım Testinin Sonuçları

Bu çalışmada, termo-kimyasal, ultrases ve ozon dezentegrasyonunun besi maddesi gideren biyolojik atıksu arıtma tesislerine uygulanabilirliğinin belirlenmesi amacıyla yürütülen çalışmada, evsel atıksu arıtılan biyolojik besi maddesi gideren Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan geri devir çamuruna farklı dezentegrasyon yöntemleri uygulanmıştır. Dezentegre edilen geri devir çamurunun besi maddesi giderimi üzerine etkisini araştırmak üzere fosfor salım testi yürütülmüştür. Testi için arıtma tesisinin havalandırma tankından alınan aktif çamur mikroorganizmaları kullanılmıştır.

3. Bölümde de belirtildiği gibi besi maddesi gideren sistemlerde en önemli faktör kolay ayrışabilir organik maddelerin varlığıdır. Dolayısıyla, besi maddesi gideriminin verimini giriş atıksu karakteri belirlemektedir. Bu amaçla giriş atıksuyunun KOİ bileşenleri ile azot ve fosfor konsantrasyonları kullanılmıştır.

Bu çalışmada yürütülen fosfor salım testi ile dezentegre çamurun üstsuyunun tesis girişine verilmesi ve atıksu ile birlikte anaerobik tanklara verildiğinde biyolojik çamur karakteri üzerine olabilecek etkiyi öngörmek üzere gerçekleştirilmiştir.

Tesise giren atıksudan alınan numunelerde toplam KOİ konsantrasyonu 670 mg/L, TKN konsantrasyonu 51 mg/L ve toplam fosfor konsantrasyonu ise 7.2 mg/L'dir. Giriş atıksuyunda uçucu yağ asidi konsantrasyonu (sadece asetik asit) 24.3 mg/L'dir.

Dezentegrasyon uygulaması yapılan çamurun karakteri ise şöyledir: TKN=537 mg/L ve TP=278 mg/L.

Besi maddesi gideri üzerinde farklı dezentegrasyon yöntemlerinin etkisini göstermek amacıyla seçilen yöntemler ve şartlar aşağıda verilmiştir. Verilen uygulama şartları bu bölümde verilen sonuçlar ışığında seçilmiştir.

- Termo-kimyasal dezentegrasyon: pH=10, Sıcaklık=80°C ve Süre=1saat
- Ultrases dezentegrasyonu: Süre=30 dk, Amplitüt=%80 ve Hacim=100 mL
- Ozon ile dezentegrasyon: 0.085 gO₃/gAKM

Farklı yöntemler ile dezentegre edilmiş çamur numunelerinde çamurun toplam TKN ve TP konsantrasyon değerleri ile santrifüjlendikten sonraki toplam TKN ve TP değerleri Çizelge 5.7'te verilmiştir.

Çizelge 5.7 : Farklı yöntemler ile dezentegre edilmiş ve santrifüjlenmiş çamur üstsuyunda besi maddesi konsantrasyonları.

Yöntem	Dezentegre edilmiş çamur		Dezentegre edilmiş ve santrifüjlenmiş çamur üstsuyu	
	TKN (mg/L)	TP (mg/L)	TKN (mg/L)	TP (mg/L)
Termokimyasal	520	356	123	54
Ultras	370	244	332	99
Ozon	694	206	152	62

Tablodan da görüldüğü üzere, santrifüj edildikten sonra tesise geri devrettirilen üstsuda azot ve fosfor konsantrasyonları yüksektir. Ancak, geri devrettirilen debi dikkate alındığında bu konsantrasyonların sistemin azot ve fosfor yükünü önemli ölçüde arttıracakı düşünülmemektedir.

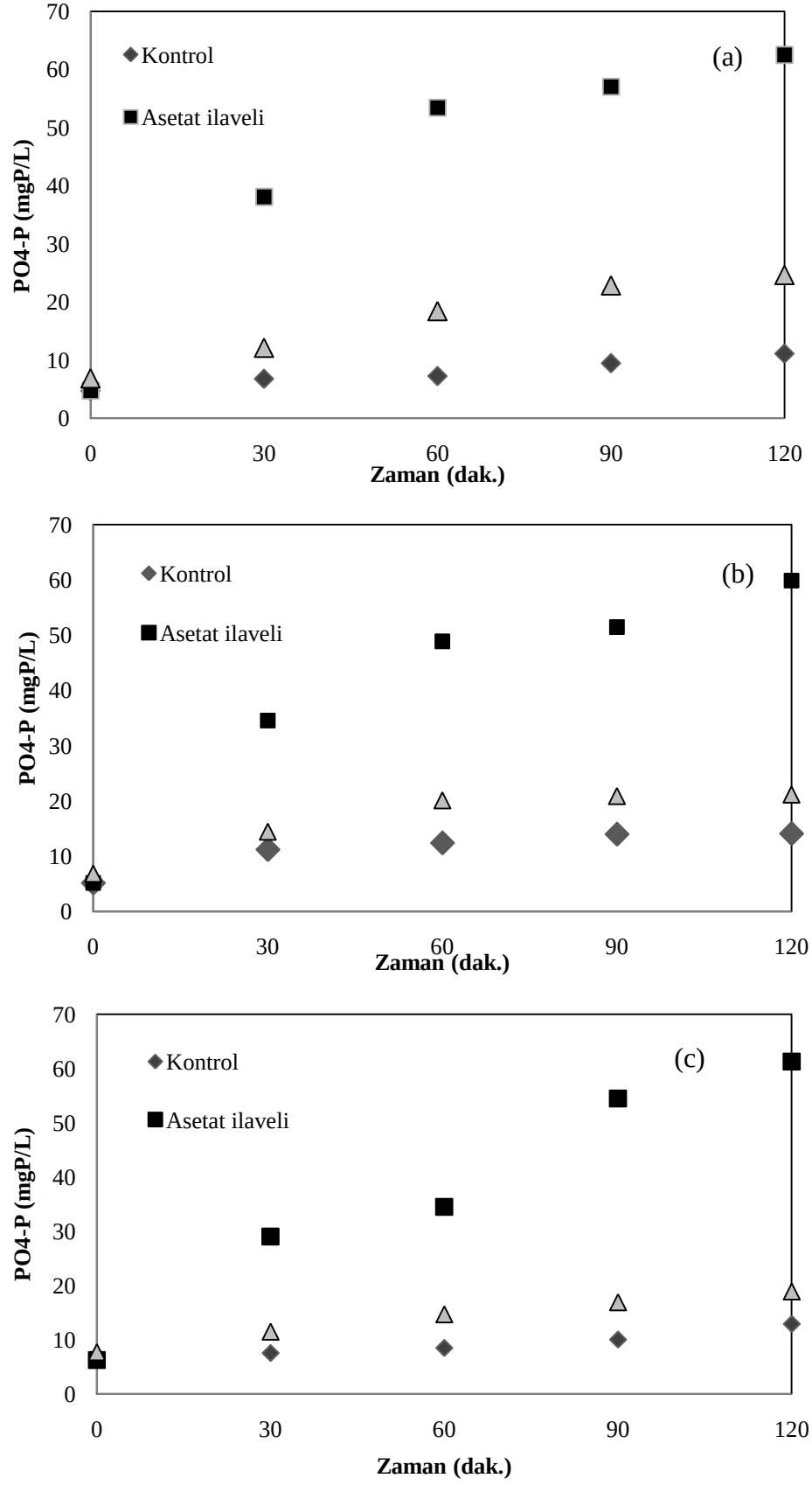
5.2.1 Fosfor salım hızı testi

Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile ön-arıtılmış çamur, atıksu ile birleştirilerek yürütülen fosfor salım deneyleri;

- Kontrol: sadece evsel atıksu ilavesi
- Dezentegre çamur: evsel çamura 100 mg/L KOİ verecek şekilde dezentegre çamur santrifüj üstsuyu ilavesi
- Asetat: evsel atıksuya 100 mg/L KOİ verecek şekilde sodyum asetat ilavesi

Yapılan 3 adet 1 litrelik kapalı şişelerde gerçekleştirilmiştir. Oksijen girişini önlemek amacıyla şişelerden azot gazı geçirilmiştir. 2 saat süreyle yürütülen test sırasında belirli aralıklarla alınan numunelerde fosfor konsantrasyonları analiz edilmiştir.

Seçilen dezentegrasyon yöntemleri kullanılarak dezentegre çamurun fosfor salımına etkisini ortaya koymak üzere yürütülen fosfor salım testlerinde fosfor konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.32’de verilmiştir.



Şekil 5.31 : Fosfor salım testlerinde fosfor konsantrasyonu profilleri (a) ultrases, (b) termo-kimyasal, ve (c) ozon dezentegrasyonu sonrası üstsuyun ilave edildiği kesikli reaktörler.

Şekilden de görüldüğü üzere dezentegre edilmiş çamur üstsuyu ilavesinden dolayı başlangıç fosfor konsantrasyonları kontrol ve asetate ilaveli reaktörlerindeki değerlerine göre biraz daha yüksektir. Bunun sebebi, dezentegrasyon nedeniyle artan fosfor konsantrasyonlarıdır.

Çizelge 5.8’de 120 dakika sürdürülen fosfor salım testinde elde edilen fosfor salımları verilmiştir.

Çizelge 5.8 : Fosfor salım testi süresince salınan fosfor konsantrasyonları.

Dezentegrasyon Yöntemi	Salınan fosfor konsantrasyonu (mg/L)		
	Kontrol	Asetate ilaveli	Dezentegre çamur üstsuyu ilaveli
Ultrases	6.4	57.8	17.8
Ozon	8.9	54.7	14.3
Termokimyasal	6.6	55.0	11.2

Fosfor salım hızı testi sonuçlarına göre, kontrol deneylerinde düşük fosfor salımları elde edilirken, 100 mg/L asetate ilavesinin olması durumunda yaklaşık 54-58 mg/L aralığında fosfor salımları elde edilebilmiştir. Aynı KOİ konsantrasyonunun dezentegre santrifüj edilmiş çamur üstsuyu ile sağlanması durumunda ise en yüksek fosfor salımı ultrases ile dezentegrasyon yöntemi ile elde edilebilmiştir. Dezentegrasyon sonrası ölçülen UYA konsantrasyonları ultrases, ozon ve termokimyasal için sırasıyla 53 mg/L, 39.6 mg/L ve 27.4 mg/L’dir. Bu durum da salınan fosfor konsantrasyonları ile uyum içerisindedir.

Sonuç olarak, dezentegre çamur üstsuyu ilavesi salınan fosfor konsantrasyonlarını yaklaşık 1.5-2 katına çıkarabilmektedir. Bu değerlerin sağlanmasında en önemli faktörün dezentegrasyon yöntemidir. Bu nedenle, dezentegrasyon yönteminin uygulanma amacına yönelik seçimi büyük önem taşımaktadır.

6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, farklı dezentegrasyon yöntemlerinin bir biyolojik besi maddesi gideren atıksu arıtma tesisi geri devir çamuruna uygulanması ile bu yöntemlerin ayrı ayrı atıksu karakterizasyonuna etkisi ortaya konmuştur.

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda sıralanmıştır:

- Termal dezentegrasyonda sıcaklığın daha fazla artırılması toplam KOİ'de artışa sebep olmamıştır. Sürenin artırılmasının pratikte uygulanabilirliğinin düşük olduğu kabul edilerek kimyasal dezentegrasyon ile birlikte denenmesinin ekonomik olacağı sonucuna varılmıştır. Biyolojik geri devir çamurunda 0.64 olan UAKM/AKM oranı farklı sıcaklık ve sürelerde termal ön-arıtım sonrası 0.58-0.68 aralığında değerler almıştır. Bu aralık çamurun UAKM/AKM oranından çok farklı gözükmemektedir.
- Yürütülen termo-kimyasal ön-arıtma uygulamasında pH artışının hücre bünyesindeki karbonun salınımını arttırdığı, dezentegrasyon süresinin artışının çözünmüş KOİ artışına sebep olduğu ortaya konmuştur. Örneğin, 60 dakikalık ön-arıtım sonrası pH'sının 12'ye çıkarılması farklı sıcaklıklarda %20 ila %50 arasında değişen çözünmüş KOİ'de artışa sebep olmuştur. Bu çalışmada, 60 dakikalık sürelerden daha uzun sürelerin kullanılmasının KOİ'de önemli artışlara sebep olmadığı belirlenmiştir.
- Ultrases dezentegrasyonunda zamanla TKOİ konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir. Ultrases dezentegrasyonunda önemli bir parametre olan uygulanan spesifik enerji eşitliğinde hacim ve spesifik enerji ters orantılıdır. Elde edilen sonuçlar da artan hacimle elde edilen KOİ değerlerindeki düşüşü ortaya koymuştur. Bunun sebebi artan hacimler ile uygulanan spesifik enerjideki azalma olarak açıklanmıştır.
- Artan sonikasyon süreleri ile çözünmüş KOİ konsantrasyonun dolayısı ile de dezentegrasyon derecesinin arttığı gözlenmiştir. 30 dakikalık süre ve 250 mL hacimde yürütülen deneylerde dezentegrasyon derecesi %60 değerine ulaşmıştır. Ancak, yüksek hacimlerde uygulanan spesifik enerji düşük

olacağından düşük dezentegrasyon dereceleri kaçınılmazdır. Elde edilen sonuçlara göre sonikasyon süresinin 30 dakikadan daha fazla arttırılması gerek KOİ konsantrasyonlarında önemli bir artışa gerekse UAKM/AKM oranlarında önemli bir azalmaya sebep olmamıştır. Tam ölçekli tesislerde yüksek dezentegrasyon dereceleri elde etmek için verilmesi gereken enerji miktarının yüksekliği bu yöntemin en önemli dezavantajı olarak ortaya çıkmaktadır. Buna göre, sonikasyon süresinin arttırılması işletmede harcanacak enerji maliyetleri dikkate alındığında ekonomik gözükmemektedir.

- Bu çalışmada, ultrases dezentegrasyonunda önemli bir parametre olan spesifik enerji ile dezentegrasyon derecesi arasında doğru bir orantı olduğu da ortaya konmuştur.
- Dezentegrasyon öncesi biyolojik çamurda partiküller 0.479 μm ile 954.993 μm boyut aralığında dağıldığı belirlenmiştir. Partiküllerin hacimce %50'sine karşılık gelen boyutu 48.17 μm 'dir. Partiküllerin hacimce %50'sine karşılık gelen boyutu ultrases (100 ml hacimde, %80 amplitüt ile 30 dakika süreli) dezentegrasyonu ile 7.45 μm , 0.014 gO₃/gAKM ozon dozunda 44.58 μm ve 0.085 gO₃/gAKM ozon dozunda 45.42 μm olarak belirlenmiştir. Bu sonuç, literatür ile de uyumlu olarak ozonlamanın partikül boyutunda değişikliğe sebep olmadığını, buna karşılık ultrases dezentegrasyonunun partikül boyutlarını önemli ölçüde düşürebildiğini göstermiştir. Bu sonuçlar, mikroskopik görüntüler ile de desteklenmiştir.
- Yürütülen oksijen tüketim hızı (OTH) deneyleri ile elde edilen veriler ışığında dezentegre olmuş ve santrifüjlenmiş çamur üstsuyunda kolay ayrılan organik madde (SS) konsantrasyonu, maksimum çoğalma hızı (μ_H), yarı doygunluk sabiti (K_s), yavaş ayrılan organik maddeye ait ayrışma (hidroliz) hızı (k_h) belirlenmiştir. Bu değerler belirlenirken modelleme yaklaşımında modifiye edilmiş içsel solunum modeli (ASM 1) kullanılmış ve parametre tahmini gerçekleştirilmiş. Buna göre, askıda katı madde konsantrasyonu yaklaşık 1500 mg/L iken parametre tahmini ile heterotrofik aktif biyokütle konsantrasyonu (X_H) 1185 mg/L hesaplanmıştır. Ultrases dezentegrasyonuna uğramış çamurun üstsuyunun karakterizasyon respirometrik analizinde havalandırma reaktöründe toplam teorik KOİ'nin yaklaşık 375 olduğu kabulü

ile kolay ayrışabilir kısmının 130 mg/L olduğu ortaya çıkmıştır. Geri kalan kısmın ise yavaş ayrışan partiküler KOİ fraksiyonuna ait olduğu kabul edilmiştir. Buna göre, ultrases dezentegrasyon yöntemi ile %35 civarında kolay ayrışabilir KOİ sağlanabilmektedir

- Seçilen dezentegrasyon yöntemleri kullanılarak dezentegre çamurun fosfor salımına etkisini ortaya koymak üzere yürütülen fosfor salım testlerinde fosfor konsantrasyonlarının kontrol deneylerinde düşük fosfor salımları elde edilirken, 100 mg/L asetat ilavesinin olması durumunda yaklaşık 54-58 mg/L aralığında fosfor salımları elde edilebilmiştir. Aynı KOİ konsantrasyonunun dezentegre santrifüj edilmiş çamur üstsuyu ile sağlanması durumunda ise en yüksek fosfor salımı ultrases ile dezentegrasyon yöntemi ile elde edilebilmiştir (17.8 mg/L). Dezentegrasyon sonrası ölçülen UYA konsantrasyonları ultrases, ozon ve termokimyasal için sırasıyla 53 mg/L, 39.6 mg/L ve 27.4 mg/L'dir. Bu durum salınan fosfor konsantrasyonları ile uyum içerisindedir. Dezentegre çamur üstsuyu ilavesi salınan fosfor konsantrasyonlarını yaklaşık 1.5-2 katına çıkarmaktadır, bu değerlerin sağlanmasında en önemli faktör ise dezentegrasyon yöntemi seçimidir

Genel olarak,

- dezentegrasyon yöntemlerinin seçiminde biyolojik çamur ile yürütülecek çalışmalar ile uygun dezentegrasyon seçimi büyük önem taşımaktadır,
- biyolojik besi maddesi giderimi için yürütülen dezentegrasyon işlemleri için; karbon kaynağı sağlamanın yanısıra tesisin azot ve fosfor yükündeki değişim dikkatlice irdelenmelidir,
- dezentegre edilmiş çamur üstsuyu ile yürütülen fosfor salım testleri uygun dezentegrasyon yöntemleri seçildiğinde fosfor salımının arttırılabileceğini göstermiştir,
- dezentegrasyon yöntemleri biyolojik sisteme uygun karbon kaynağı sağlamak üzere potansiyel yöntemler olarak ortaya çıkmıştır.

Dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması durumunda atıksu arıtma tesislerinde kütle dengelerinin değişimi ve bunların işletme maliyetlerine yansması dikkatli bir şekilde incelenmelidir.

KAYNAKLAR

- Ahn, K. H., I. T. Yeom, K. Y. Park, S. K. Maeng, Y. Lee, K. G. Song & J. H. Hwang**, 2002. Reduction of sludge by ozone treatment and production of carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*, **46** (11-12), 121-125.
- Anderson, N.J., Dixon, D.R., Harbour, P.J., Scales, P.J.**, 2002. Complete characterisation of thermally treated sludges, *Water Science and Technology*, **46**, 10, 51-54
- APHA** 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C, USA
- Apul, O. G., Doğan, I., Köksoy, G. T., Sanin, F. D.**, 2007. Çamurun kimyasal ve termo-kimyasal önartım yöntemlerinin anaerobik özümleyici üzerine etkileri, *7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji*, İzmir, Türkiye, Ekim 24-27
- Baier, U. and Schmidheiny, P.**, 1997. Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated Sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(11), 137–143.
- Barjenbruch, M., Kopplow, O.**, 2003. Enzymatic, mechanical and thermal pretreatment of surplus sludge, *Advances in Environmental Research*, **7**, 715–720.
- Barlindhaug, J. et Odegaard, H.**, 1996. Thermal hydrolysate as a carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*, **33**(12), pp. 99-108.
- Bolzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., and Cecchi, F.**, 2001. Denitrification potential enhancement by addition fermentations products from the organic fraction of municipal solid waste, *Water Science and Technology*, **44** (1), pp. 187-194.
- Bougrier, C., Albasi, C. ve Delgenes, J.P.**, 2005. Solubilization of waste-activated sludge by ultrasonic treatment, *Chem Eng J*, **106**:163-169.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P., Carre, H.**, 2006. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, *Chemical Engineering and Processing*, **45** (8), 711–718.

- Bougrier, C., Albasi, J.P Delgenes and H. Carrere**, 2006a. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, *Chemical Engineering and Processing*, **45**(8), 711-718.
- Bougrier, C, J.P Delgenes and H. Carrere**, 2006b. Combination of thermal treatments and anaerobic digestion to reduce sewage sludge quantity and improve biogas yield, *Process Safety and Environmental Protection*, **84** (4B), 280-284.
- Bougrier, C., J. P. Delgenes & H. Carrere**, 2007. Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge, *Biochemical Engineering Journal*, **34** (1), 20-27.
- Bougrier, C., Delgenes, J. P., and Carrere, H.**, 2008. Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion, *Chemical Engineering Journal*, **139**(2), 236-244.
- Boehler, M. ve Siegrist, H.**, 2006. Potential of activated sludge disintegration, *Wat. Sci. Tech.*, **53** (12), 207-216
- Caffaz, S., Santianni, D., Cerchiara, M., Lubello, C., Stecchi, R.**, 2005: Reduction of excess biological sludge with ozone: experimental investigation in a full-scale plant. In: *IOA 17th World Ozone Congress*, Strasbourg, France.
- Cao, X. Q., J. Chen, Y. L. Cao, J. Y. Zhu & X. D. Hao**, 2006. Experimental study on sludge reduction by ultrasound, *5th World Water Congress of the International-Water-Association*, pp. 87-93.I
- Caravelli, A., Giannuzzi, L., Zaritzky, N.**, 2006. Effect of ozone on filamentous bulking in a laboratory scale activated sludge reactor using respirometry and INT-dehydrogenase activity, *Journal of Environmental Engineering* **132** (9), 1001–1010
- Carucci, A., Lindrea, K., Majone, M., Ramadori, R.**, 1995. Dynamics of the anaerobic utilization of organic substrates in an anaerobic/aerobic sequencing batch reactor, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.**31**, No.2, pp.35-43.
- Cech, J., S., and Hartman, P.** 1990. Glucose induced break down of enhanced biological phosphate removal, *Environmental Technology*, Vol. 11, pp. 651-656.
- Charlton, J.**, 1994. Biological nutrient removal applied to weak sewage, *Water Science and Technology*. **29** (12), pp. 41-48.
- Chen, Y., Chen, Y. S., Gu, G.**, 2004. Influence of pretreating activated sludge with acid and surfactant prior to conventional conditioning on filtration dewatering, *Chem. Eng. Journal*, **99**:137-143.

- Chiu, Y.C., Chang, C.N., Lim, J.G. and Huang, S.J., 1997.** Alkaline and ultrasonic pre-treatment of sludge before anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(11), 155–162.
- Choi, E., Lee, H.S., Lee, J.W. ve Oa, S.W., 1996.** Another carbon source for BNR system, *Water Sci. Technol.* **34** (1–2), pp. 363–369.
- Chuang S.H.; Ouyang C.F.; Yuang H.C.; You S.J., 1998.** Evaluation of phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system via polyhydroxyalkanoates measurements, *Water Science and Technology*, Volume **38**, Number 1, 1998 , pp. 107-114(8)
- Chu, C.P., Feng, W.H., Chang, B.V. and Lee D.J., 1999.** Reduction in microbial density level through freezing and thawing, *Water Res.*, **33**, 3532-3535
- Chu, L.B., Yan, S.T., Xing, X.H., Yu, A.F., Sun, X.L., Jurcik, B., 2008.** Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation, *Chemosphere*, **72** (2), 205–212.
- Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W., Oldham, W.K., 1986.** Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Wat.Res.*, Vol.**20**, No.12, pp.1511-1521.
- Comeau ,Y., Rabionwitz, B., Hall, K.J., Oldham, W.K., 1987.** Phosphate Release and Uptake in Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, *JWPCF*, Vol.**59**, No.7, pp.707-715.
- Çokgor, E.U., Alaton, İ.A., Karahan,O., Dogruel S. and Orhon, D., 2004.** Biological treatability of raw and ozonated penicillin formulation effluent, *Journal of Hazardous Materials*, Volume **116**, Issues 1-2, Pages 159-166
- Danesh, S., and Oleszkiewicz, J., A., 1997.** Volatile fatty acid production and uptake in biological nutrient removal systems with process separation, *Water environment Researc.*, **69** (6), pp. 1106-1111.
- Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H., Paul, E., 2002.** Minimization of sludge production in biological processes: an alternative solution for the problem of sludge disposal, *Water Science and Technology*, **46** (10), 63–70.
- Diehm, B., Setzer, T. and Kapp, H. 2004.** Desintegration von Rucklaufschlamm zur Verbesserung der Denitrifikation. Korrespondenz Abwasser (KA), **51**(4), 396–403.
- Doğruel, S., M. Sievers & F. Germirli-Babuna, 2007.** Effect of ozonation on biodegradability characteristics of surplus activated sludge, *Ozone-Sci. Eng.*, **29** (3), 191-199.

- Dohanyos, M., Zabranska, J. and Jenicek, P.,** 1997. Enhancement of anaerobic sludge digestion by using of a special thickening centrifuge, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(11), 145–153.
- Dziurla, M.A., Salhi, M., Leroy, P., Paul, E., Ginestet, Ph., Block, J.C.,** 2005. Variations of respiratory activity and glutathione in activated sludges exposed to low ozone doses, *Water Research*, **39** (12), 2591–2598.
- Erden, G., Filibeli, A.,** 2009. Ultrasonic pre-treatment of biological sludge: consequences for disintegration, anaerobic biodegradability, and filterability, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **85**: 145-150.
- Erdoğan, A. O.,** 2005. Türkiye’de Optimum Maliyete Dayalı Atıksu Arıtma Tesisi Tasarımı, *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi.
- Everet, J.G.,** 1973. Resent developments in heat treatments, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **50**, 1, 73-75
- Fas, S., Ganaye, V., Urbain, V., Manem, J., and Block, J., C.,** 1994. Volatile fatty acids as organic carbon sources in denitrification. *Environmental Technology*. **15**, pp. 459- 467.
- Filibeli, A., Erden Kaynak, G.,** 2006. Arıtma çamuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler, *itüdergisi (su kirlenmesi kontrolü)*, Cilt:16, Sayı:1-3, 3-12.
- Gerber, A., Villiers De, R.H., Mostert, E.S., Van Riet, C.J.J.,** 1987. The phenomenon of simultaneous phosphate uptake and release, and its importance in biological nutrient removal, in advances in water pollution control 4: biological phosphate removal wastewaters, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.123-134.
- German, C.-R., Oscar, G.-B., and Simon, G.-M.,** 1998. Wastewater fermentation and nutrient removal in sequencing batch reactors, *Water Science and Technology*, **38** (1), pp. 255-264.
- Gottschalk, C., Libra, J.A., Saupe, A.,** 2000. Ozonation of water and wastewater, Wiley-CH, Weinheim.
- Graddy, L., C., P., Daigger, G., T., and Lim, H., C.** 1999. Biological wastewater treatment, Second edition, revised and expanded. Marcel Dekker Inc.
- Graja, S., Chauzy, J., Fernandes, P., Patria, L., Cretenot, D.,** 2004. Enhanced anaerobic conversion of WWTP sludge: an efficient way to reduce sludge production, *10th World Congress Anaerobic Digestion*, Montreal, Canada.
- Guangming Zhang , Jing Yang, Huanzhi Liu, Jie Zhang ,** 2009. Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms, *Bioresource Technology*, **100** 1505–1509

- Gündüz, Ç.,** 2009. Ultrasonic disintegration of sewage sludge, *Master of Science Thesis*, Dokuz Eylül University, İzmir, Turkey.
- Hasselblad, S., and Hallin, S.,** 1998. Intermittent addition of external carbon to enhance denitrification in activated sludge, *Water Science and Technology*, **37** (9), pp. 227- 233.
- Hatziconstantinou, G., J., Yannakopoulos, P., and Andreadakis, A.,** 1996. Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal, *Water Science and Technology*, **34** (1-2), pp. 417-423.
- Haug, T.R., 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**, 73-85
- Haug, T.R., LeBrun J.T., Tortorici D.L.,** 1983. Thermal pretreatment of sludges-a field demonstration, *J. Water Pollut. Control. Fed.*, Vol. 55, No.1, 23-34.
- Henze, M., Grady, C.P.L.Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T.,** 1987. Activated sludge model No.1, *Science and Technical Report*, No. 1, IAWPRC, London.
- Hiraoka M.,** 1984. Highly efficient anaerobic digestion with thermal pretreatment, *Water Sci. Technol.*, **17**, 529.
- Huang, Wei. 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.
- Insel, G., Orhon, D., Vanrolleghem, P.A.,** 2000. Identification and modelling of aerobic hydrolysis mechanism-application of optimal experimental design, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **78**(4), 437-445.
- Isaacs, S., H., and Henze, M.** 1995. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological P removal, *Water Research*, **29** (1), pp. 77-89.
- KAKY ,** 1991. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 14/03/1991 Tarih ve 20814 Sayılı Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı.
- Kamiya, T., Hirotsuji, J.,** 1998. New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment, *Water Science and Technology*, **38** (8-9), 145-153.
- Kampas, P.,** 2006. Sidestream treatment for improved BNR process performance, *PhD Thesis*, Cranfield University, UK

- Kampas, P., Minervini, D., Caccamo, C., Parsons, S. A. and Cartmell, E. , 2009.** Carbon release from activated sludge – Acomparision of three disintegration processes, *PhD Thesis*, Cranfield University,UK
- Kargi, F., and Uygur, A., 2003.** Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor, *Bioresource Technology*, **89**, pp. 89-93.
- Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim, O.E., 2000.** Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis-three years of experience with full scale plant, *Proceedings of Specialised Conference on Disposal and Utilisation of Sewage Sludge: Treatment Methods and Application Modalities*, AWQ, Athens, Greece, 161-168.
- Kerrn-Jespersen, J.P., Henze, M., 1993.** Biological Phosphorus Uptake Under Anoxic and Aerobic Conditions, *Water.Research*, Vol.**27**, No.4, pp.617-624.
- Kim, J., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W. and Lee, J. 2003.** Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineerin*, Vol **95**, No. 3, 271-275.
- Kristensen, G. H., Jo. rgensen, P. E., Strube, R. & Henze, M., 1992.** Combined pre-precipitation, biological sludge hydrolysis and nitrogen reduction pilot demonstration of integrated nutrient removal, *Wat. Sci. Tech.*, **26** 1057-66.
- Kobayashi, T., Arakawa, K., Katu, Y., Tanaka, T., 2001.** Study on sludge reduction and other factors by use of an ozonation process in activated sludge treatment, *In: 15th Ozone World Congress Conference*, London
- Kopp, J., Müller, J., Dichtl, N. and Schwedes, J. 1997.** Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanical disintegrated excess sludge, *Wat. Sci. Tec*, **36**(11), 129–136.
- Kunz, P. and Wagner, S. 1994.** Results and outlooks of investigations of sewage sludge disintegration – Ergebnisse und Perspektive aus Untersuchungen zur Klärschlammdesintegration, *AWT Abwassertechnik*, Heft 1.
- Kunz, P. M., Theunert, B. & Wagner, S., 1996.** Erkenntnisse und Erfahrungen aus praktischen Anwendungen der Klärschlamm - Disintegration. *Korrespondenz Abwasser*, **43**, 1289.

- Kunz, P. and Wörne, D.** 1998. Nachweis der biologischen Verfügbarkeit von Klarschlamm nach Desintegration mittels Ruhrwerkskugelmühle im Rahmen einer gezielten Denitrifikation. Muller, J., Dichtl, N. and Schwedes, J. (eds), Klarschlamm-desintegration, Publications of the Institute of Sanitary Engineering, Technical University of Braunschweig, Germany, ISSN 0934-9731, **61**, pp. 209–214.
- Lee, J.W., Cha, H.Y., Park, K.Y., Song, K.G., Ahn, K.H.,** 2005. Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season, *Water Research*, **39** (7), 1199–1204.
- Lee, S., I., Park, J.-O., Ko, K.-B., and Koopman, B.,** 1997. Effect of fermented swine wastes on biological nutrient removal in sequencing batch reactors, *Water Research*, **31** (7), pp. 1807-1812.
- Li, Y. Y. and Noike, T.,** 1992. Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pre-treatment, *Wat. Sci. Tech.*, 3-4 857-66.
- Lim, S.-J., Choi, D., W., Lee, W., G., Kwon, S., Chang, H., N.,** 2000. Volatile fatty acids production from food wastes and its application to biological nutrient removal, *Bioprocess Engineering*, **22**, pp. 543-545.
- 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.
- Lin, J.G., Chang. C.N., Chang, S.C.,** 1997. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization, *Biosource Technology*, **62**, 85-90.
- Liu, W. T., T. Mino, K. Nakamura and T. Matsuo.,** 1994. Role of glycogen in acetate uptake and polyhydroxyalkanoate synthesis in anaerobic-aerobic activated sludge with a minimized polyphosphate content, *J. Ferment. Bioeng.*, **77**(5), 535-540.
- Machnicka, A., Grúbel, K. and Suschka, J.,** 2009. The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge, University of Bielsko-Biala, 43-300 Bielsko-Biala, ul Willowa 2, Poland.
- Maurer, M., Gujer, W., Hany, R., and Bachmann, S.** 1997. Intracellular carbon flow in phosphorus accumulating organisms from activated sludge systems, *Water Research*, **31** (4), pp. 907-917.
- McCue, T., Shah, R., Vassiliev, I., Liu, Y., H., Eremektar, F., G., Chen, Y., and Randall, A., A.** 2003. Evaluation of influent prefermentation as a unit process upon biological nutrient removal, *Water Science and Technology*, **47** (11), pp. 9-15.

- Meunier, N., Tyagi, R. D. & Blais, 1996.** J. F., Acid treatment for stabilization of sewage sludge,. *Journal of Civil Eng.*, **23** 76-85.
- Metcalf&Eddy inc., 2003.** Wastewater Engineering: Treatment ve Reuse 4. Edition/revised George Tchobanoglous, Burton, F.L., Stensel, H.D., Mc Graw Hill, USA.
- Mino, T., Arun, V., Tsuzuki, Y., Matsuo, T., 1987.** Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process, in advances in water pollution control 4: biological phosphate removal wastewaters, ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp. 27-38.
- Morgenroth E.; Wilderer P.A, 1998.** Modeling of enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor, *Water Science and Technology*, Volume **37**, Number 4, 1998 , pp. 583-587(5)
- Moser-Engeler, R., Udert, K., M., Wild, D., and Siegrist, H. 1998.** Products from primary sludge fermentation and their suitability for nutrient removal, *Water Science and Technolog*, **38** (1), pp. 265-273.
- Moonkhum, M., 2007.** Aerobic digestion of waste activated sludge with ultrasonic pretreatment, *MSc Thesis*, Prince of Songkla University, Surat Thani, Thailand.
- Muller, J. 1996.** Mechanical disintegration of sewage sludge - Mechanischer Klärschlammaufschluß-, Schriftenreihe "Berichte aus der Verfahrenstechnik" der Fakultät für Maschinenbau und Elektrotechnik der Universität Braunschweig. Shaker Verlag, Aachen, Gemany
- Müller, J.A., Lehne , G., Schwedes, J., Battenberg, S., Naveke, R., Kopp, J., Dichtl, N., Scheminski, A., Krull, R. And Hempel, D.C., 1998.** Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion, *IAWQ Conference Vancouver*, Proceedings Part 4, 104-111 and *Water Sc. Tech.*, **38**, 8-9, 425-433
- Müller,J., 2000a.** Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment, *Water Science and Technology*, Vol **41** No: 8 pp 123–130
- Müller,J., 2000b.** Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science and Technology*, **49**,9,pp 167-174.
- Müller J. A., 2003.** Conditioning, thickening anddewatering of mechanically disintegrated excess sludge, *Seperation Science and Technology*, **38**, 4, 889-902.
- Müller, J.A., Winter, A., ve Strünkmann , G., 2004.** Investigation and Assessment of Sludge Pre-Treatment Processes, *Water Science and Technology*, Vol **49**, No: 10 pp 97–104.

- Müller, C. D.**, 2006. Shear forces, Floc structure and their impact on anaerobic digestion and biosolids stability, Civil and Environmental Engineering, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.
- Nah, W.I., Kang, Y.W., Hwang, K.Y., Ki Song, W.K.**, 2000. Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process, *Water Research*, **34**, 8, 2362-2368.
- Naidoo, V., Urbain, V., and Buckley, C., A.**, 1998. Characterization of wastewater and activated sludge from European municipal wastewater treatment plants using the NUR test, *Water Science and Technology*, **38** (1), pp. 303-310.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De heyder, B.**, 2003. Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge, *Journal of Hazardous Mat.*, **98**:275-293.
- Nyberg, U., Andersson, B., and Aspegren, H.**, 1996. Long-term experiences with externa carbon sources for nitrogen removal, *Water Science and Technolog.*, **33** (12), pp. 109-116.
- Odegaard, H., Paulsrud, B., Karlsson, I.**, 2002. Wastewater sludge as a resource: sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater sludge, *Water Sci. Technol.*, **46**, 10, 295-303.
- Orhon, D., Artan, N.**, 1994. Modelling of Activated Sludge Systems, Technomic Publishing, Lancaster, USA.
- Park, K. Y., Ahn, K. H., Maeng, S. K., Hwang, J. H., Kwon, J. H.**, 2003. Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning, *Ozone: Science & Engineering*, **25**, 1, 73-80.
- Park, K.Y., Lee, J.W., Ahn, K.H., Maeng, S.K., Hwang, J.H., Song, K.G.**, 2004. Ozone disintegration of excess biomass and application to nitrogen removal, *Water Environment Research*, **76** (2), 162–167.
- Penaud, V., Delgenes, J.P., Moletta, R.**, 1999. Thermochemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability, *Enzyme Microb. Tech.*, **25**, 258-263.
- Penaud, V., Delgenes, J.P., Moletta, R.**, 2000. Influence of thermochemical pretreatment conditions on solubilization and anaerobic biodegradability of a microbial biomass, *Env. Tech.*, **21**, 87-96.
- Perez-Perez - Elvira, 2006, S. I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco, F.** 2006. “Sludge minimisation technologies” *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* **5**:375–398.

- Rajan, R.V., Lin, J.G., Ray, B.T.,** 1989. Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *RES. J. Water Pollut. Control Fed.*, **62**,81-87.
- Ramakrishna, D.M., Viraraghavan, T.,** 2005. Strategies for sludge minimization in activated sludge process a review, *Fresenius Environmental Bulletin*, **14** (1), 2–12.
- Randall, A., A., Benefield, L., D., and Hill, W., E.** 1997. Induction of phosphorus removal in an enhanced biological phosphorus removal bacterial population, *Water Research*, **31** (11), pp. 2869-2877.
- Ray, B.,T., Rajan, R. V., Lin, J.-G.,** 1990. Lowlevel alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, **62**, 81-87.
- Riedel Jr. D.J.,** 2009. An Investigation into the Mechanisms of Sludge Reduction Technologies, *MS Thesis*, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA
- Rustrian, E., Delgenes, J., P., Bernet, N., and Moletta, R.** 1999. Acidogenic activity: process of carbon source generation for biological nutrient removal, *Water Science and Technol.*, **40** (8), pp. 25-32.
- Sakai, Y., T. Fukase, H. Yasui & M. Shibata,** 1997. Activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, **36** (11), 163-170.
- Saktaywin, W., Tsuno, H., Nagare, H., Soyama, T., Weerapakkaroorn, J.,** 2005. Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery, *Water Research*, **39** (5), 902–910.
- Satoh, H.,Ramey, W.D.,Koch, F.A.,Oldham, W.K.,Mino, T., Matsuo, T.,** 1996. Anaerobic substrate uptake by the enhanced biological phosphorus removal activated sludge treating real sewage, *Water Science and Technology*, **34**(1/2) p. 9-16
- Show, K.Y., T. H. Mao ve D. J. Lee,** 2007. Optimisation of sludge disruption by sonication, *Water Research*, **41** (20), 4741-4747.
- Sievers, M., Ried, A., Koll, R.,** 2004. Sludge treatment by ozonation evaluation of full-scale results, *Water Science and Technology*, **49** (4), 247–253.
- Smith, G. and Göransson, J.,** 1992. Generation of an effective internal carbon source for denitrification through thermal hydrolysis of pre-precipitated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **25** 211-218.
- Stuckey, D.C., Mc Carty, P.L.,** 1978. Thermochemical pretreatment of nitrogenous materials to increase methane yield, *Biotechnol. Bioeng. Symp.*, **8**, 219-233.

- Takai, T., Hirata, A., Yamauchi, K., and Inamori, Y.** 1997. Effects of temperature and volatile fatty acids on nitrification-denitrification activity in small-scale anaerobic-aerobic-recirculation biofilm process, *Water Science and Technology*, **35** (6), pp.101-108.
- TAKY,** 2004. Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 14 Mart 2005 Tarih ve 25755 Sayılı Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı.
- Tam, N., F., Y., Wong, Y., S., and Leung, G.,** 1992. Significance of external carbon sources on simultaneous removal of nutrients from wastewater, *Water Science and Technology*, **26** (5-6), pp. 1047-1055.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. and Bildan, M. L. S.,** 1997. Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **8** 209-215.
- Temmink H.; Petersen B.; Isaacs S.; Henze M.,** 1996. Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading, *Water Science and Technology*, Volume **34**, Number 1, 1996 , pp. 1-8(8)
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M. and Neis, U.,** 2001, Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*, **35**, 2003–2009.
- TKKY,** 2005. Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 31/05/2005 tarih ve 25831 sayılı Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı.
- Url-1** <http://www.ozoneapplications.com/info/ozone_msds.htm>, alındığı tarih 22.03.2010.
- U.S.Environmental Protection Agency,** 1987. Design Manual-Phosphorus Removal, U.S. EPA/625/1-87/001, Cincinnati, Ohio.
- Valo, A., Carrere, H., Delgenes, J.P.,** 2004. Thermal, chemical and thermochemical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **79**, 1197-1203.
- Van Hulle S.,** 2005. Modelling, simulation and optimization of autotrophic nitrogen removal processes, *PhD. Thesis*.
- Vergine, P., Menin, G., Canziani, R., Ficara, E., Fabiyi, M., Novak, R., Sandon, A., Bianchi, A., Bergna, G.,** 2007. Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge production: evaluation of effects on biomass activity in a full scale demonstration test, *In: International Water Association Specialist Conference*, Moncton, Canada
- Vranitzky R., Lahnsteiner J.,** 2005. Sewage sludge disintegration using ozone - A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage sludge, *VA TECH WABA, R&D Process Engineering*, Siemensstrasse **89**, A-1211 Vienna, Austria.

- Xie, R., Y. Xing , Y. A. Ghani, K. E. Ooi & S. W. Ng**, 2007. Full-scale demonstration of an ultrasonic disintegration technology in enhancing anaerobic digestion of mixed primary and thickened secondary sewage sludge, *J. Environ. Eng. Sci.*, **6** (5), 533-541.
- Wang, F., Wang, Y., Ji, M.**, 2005. Mechanism and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration., *Journal of Hazardous Materials*, **B123**, 145-150.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Verstraete, W.**, 2000. Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, **34**(8), 2330–2336.
- Wentzel, M.C., Lötter, L.H., Lowenthal, R.E., Marais, G.V.R.**, 1986. Metabolic Behaviour of Acinetobacter spp. in Enhanced Biological Phosphorus Removal-A Biochemical Model, *Water SA*, Vol.12, No.4, pp.209-224.
- Wentzel, M.C., Loewenthal, R.E., Ekama, G.A., Marais, G.v.R.**, 1988. Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated Sludge Systems-Part I: Enhanced Culture Development, *Water SA*, Vol. **14**, No.2, pp. 81-92.
- Woodard, S. E. & Wukasz, R. F.**, 1994. A hydrolysis/thickening/filtration process for the treatment of waste activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **30**, 29-38.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M. and Sakai, Y.**, 1996. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production, *Wat. Sci. Tech.*, **34** (3–4), 395–404
- Yasui, H., Shibata, M.**, 1994. An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science and Technology*, **30** (9), 11–20.
- Yeom, I.T., Lee, K.R., Lee, Y.H., Ahn, K.H., Lee, S.H.**, 2002. Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants, *Water Science and Technology*, **46** (4–5), 421–425.
- Yoshio, S., Tetruso, F., Hidenari, Y., Masahide, S.**, 1997. An activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, **36**, 11, 163-170.
- Zhang, G. M., P. Y. Zhang, J. Yang ve H. Z. Liu**, 2008. Energy-efficient sludge sonication: Power and sludge characteristics, *Bioresour. Technol.*, **99** (28), 9029-9031.
- Zhang, G.M., Yang, J., Liu, H.Z., Zhang, J.**, 2009. Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms, *Bioresource Technology*, **100** (3), 1505–1509.
- Zhao, Y.X., Yin, J., Yu, H.L., Han, N., Tian, F.J.**, 2007. Observations on ozone treatment of excess sludge, *Water Science and Technology*, **56** (9), 167–175.

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad: Işıl AKPINAR
Doğum Yeri ve Tarihi: Kars /1986
Adres: Kartal/İSTANBUL
Lisans Üniversite: İstanbul Üniversitesi
Yayın Listesi: -