

T.C.
NAMIK KEMAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ENDÜSTRİYEL ARITMA ÇAMURLARININ OZONLA MİNİMİZASYONU ve
BERTARAF MALİYETİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ**

NİHAN ZAFER CEBECİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN : Yrd. Doç. Dr. Günay YILDIZ TÖRE

TEKİRDAĞ-2012

Her hakkı saklıdır

Yrd. Doç. Dr. Günay YILDIZ TÖRE danışmanlığında, Nihan Zafer CEBECİ tarafından hazırlanan bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı : Yrd. Doç. Dr. Günay YILDIZ TÖRE

İmza :

Eş Danışman : Prof. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR

İmza :

Üye : Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO

İmza :

Üye : Doç. Dr. H. Güçlü İNSEL

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Füsun EKMEKYAPAR

İmza :

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu adına

Prof. Dr. Fatih KONUKCU
Enstitü Müdürü

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ENDÜSTRİYEL ARITMA ÇAMURLARININ OZONLA MİNİMİZASYONU ve BERTARAF MALİYETİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

NİHAN ZAFER CEBECİ

Namık Kemal Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman : Yrd. Doç. Dr. Günay YILDIZ TÖRE

Bu çalışmada bir O.S.B. atıksu arıtma tesisinin aktif çamur prosesinden oluşan endüstriyel arıtma çamurlarının miktarını azaltmak için, uygun bir yöntem olabileceği düşünülen ozonla dezentegrasyon yönteminin etkinliği irdelenmiştir.

Bu amaçla bu çalışmanın giriş bölümünde arıtma çamurlarının çevre ve insan sağlığı açısından önemi vurgulanmış, çalışmanın anlam ve önemine değinilmiştir. II. Bölümde ise arıtma çamurlarının genel karakteristiklerinden bahsedilerek arıtma çamuru kaynaklarına değinilmiş ve mevcut zararların önlenmesi için hali hazırda ülkemizde uygulanan yasal yaptırımlar açıklanmıştır. III. bölümde aktif çamur prosesleri ve işletim şartları özetlenmiş, işletme koşulları ve buna bağlı çamur oluşum miktarı üzerinde etkili olan parametreler belirtilerek ileri çamur arıtım tekniklerinden ozon ile dezentegrasyon yöntemi açıklanmıştır. IV. bölümde yoğunlaştırma, stabilizasyon, susuzlaştırma, çürüme ve dezentegrasyon kavramlarına açıklık getirilmiş, çamur azaltma tekniklerinden olan dezentegrasyon çeşitleri, yöntemlerin anlatımı ve kıyaslaması yapılmış, dezentegrasyondan çevresel ve ekonomik olarak beklentilerin ne olduğu ve optimum çözümlerin bulunması için çalışmaların hangi bazda yürütülmesi gerektiğinden bahsedilmiştir. V. bölümde ise, incelenen çamurun kaynağı olarak O.S.B. Atıksu Arıtma Tesisi üniteleri açıklanarak, numune alma noktaları, biyolojik karakterizasyon, ham ve ozonlanmış çamurun aerobik stabilizasyon deneylerine ilişkin materyal ve metotlara değinilmiştir. VI. bölümde, elde edilen deneysel bulgulara ve ozonla dezentegrasyon sonrası çamur maliyetinin ekonomik analizine yer verilmiştir. Son bölümde ise, incelenen endüstriyel çamura uygulanan ozonlama sonrası aerobik stabilizasyona ilişkin deney sonuçları değerlendirilmiş ve gelecekte bu veya benzeri arıtma çamurlarına uygulanabilecek daha etkin farklı dezentegrasyon teknikleri ile ilgili öneriler sunulmuştur.

Anahtar Kelimeler : Aktif Çamur, Ozonlama, Dezentegrasyon, Maliyet

2012, 131 sayfa

ABSTRACT

M.Sc. Thesis

MINIMIZATION OF WASTEWATER TREATMENT PLANT SLUDGE OF AN INDUSTRIAL DISTRICT BY MEANS OF OZONATION: EVALUATION OF SLUDGE DISPOSAL COSTS

Nihan Zafer Cebeci

**NAMIK KEMAL UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

Supervisor : Asist. Prof. Dr. Günay YILDIZ TÖRE

In this study, the efficiency of ozone desintegration method which is thought to be a useful way in reducing industrial refining sludges resulted from the ASP of an OIZ is examined.

In the introduction section, the importance of treatment sludges are emphasized on behalf of human and environment health and also the importance and the meaning of the study is given. In the 2nd section, the general characteristics of treatment sludges and their sources are given and the actual legal regulations for preventing the damages are explained. In the 3rd section ASP and processing conditions are emphasized. The parameters affecting the operating conditions in ASP the amount of composed sludge are defined and the ozone desintegration method as an advanced sludge treatment technique is explained. In the 4th section, densification, stabilisation, dehydration, corrosion and disintegration are explained, disintegration types, explanation of methods and comparison is done, and the expectations from disintegration both environmentally and economically, and the things on which the studies must be based in order to find the optimum solutions are all mentioned. In the 5th section, the refining units of the O.I.Z. WTI, which is the source of sludge examined in this study are explained, the materials and methods concerning the sample collecting points, biological characterisation, raw and ozoned sludges aerobic stabilisation experiments are clarified. In the 6th part, the experimental results derived from this study are given, the economic analysis of sludge costs of ozone disintegrations are explained. In the final section, the experimental results of aerobic stabilization imposed to the sludge after ozone desintegration are discussed and evaluated, the more efficient and different propositions of disintegration methods which can be applied in the future to treatment sludges are made.

Key words : Activated sludge, Ozonation, Disintegration, Cost

2012, 131 pages

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans öğrenimimiz boyunca, birikimlerini bizlerle paylaşarak ufkumuzu açan, danışman hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Günay YILDIZ TÖRE'ye; Engin birikimleriyle bizlere kılavuzluk yapan, eş danışman hocam Sayın Prof. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR'e; Enerjisiyle ve ışığıyla bizleri aydınlatan, değerli bölüm başkanımız Sayın Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO'ya; Tez konumuyla ilgili olarak bilgilerini benimle paylaşan, hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Tolga TUNÇAL'a ve bizlere emeği geçen tüm hocalarımıza, Sayın Gül Kaykioğlu'na ve Sayın Atakan Öngen'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çevirilerimde bana yardımcı olan Sayın Cem Doğan'a, bilgi işlem konusunda bana destek veren Sayın Burak Samurkaş'a teşekkür ederim.

Her zaman yanımda olan ve olmaya devam edecek olan aileme tüm içtenliğimle teşekkür ederim.

Saygılarımla.

Nihan Zafer Cebeci

Haziran, 2012

ŞİMGE ve KISALTMALAR DİZİNİ

Active Sludge Processes	ASP
Amonyak Azotu	NH ₃ -N
Amonyum Azotu	NH ₄ -N
Askıda Katı Madde	AKM
Benzen, Toluen, Etilbenzen, Ksilen	BTEX
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı	BOİ
Çamur Hacim İndeksi	ÇHİ (SVI)
Çamur Yaşı (Çamur Bekletme Süresi)	SRT
Çamur Yüğü	F/M
Çözünmüş	çöz
Çözünmüş Organik Karbon	ÇOK (DOC)
dakika	dak/dk
Deoksiribonükleik asit	DNA
Derece	°
Dezentegrasyon Derecesi	DD
European Norms – Avrupa Normları	EN
Hydrolic Retention Time (Hidrolik Bekletme Süresi)	HRT
International Organization for Standardization	ISO
Kalori	cal
Kapiler Emme Zamanı	KES (CST)
kilohertz	khz
Katı Madde	KM
kiloWatt	Kw
kiloWatt saat	kWh
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	KOİ
konsantrasyon	kons
litre	lt (L)
metre	m
metrekare	m ²
metreküp	m ³
mikro	µ
miligram	mg

mililitre	mL
miliVolt	mV
Nitrat Azotu	NO ₃ ⁻ -N
Nitrit Azotu	NO ₂ ⁻ -N
Organised Industrial Zone	OIZ
Organize Sanayi Bölgesi	O.S.B.
Otomatik Temofilik Aerobik Çürütme Aerobic Digestion)	ATAD (Automatic Thermofilic
Paskal	Pa
Poli kloro bifenil	PCB
Polisiklik aromatik bileşikler	PAC
Ribonükleik asit	RNA
Santrifüjlenebilir Çökebilirlik İndeksi	SÇİ
Sıvı katı oranı	L/S
The European Committee for Standardization	CEN
Toplam Askıda Katı Madde	TAKM (TSS)
Toplam Çözünen Katı	TÇK
Toplam Katı Madde	TKM
Toplam Organik Karbon	TOK (DOC)
Toplam Uçucu Askıda Katı Madde	TUAKM (TVSS)
Türk Standartları	TS
Uçucu Askıda Katı Madde	UAKM
Wastewater Treatment Implant	WTI
Watt	W
Yüzde	%

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGE VE KISALTMALAR DİZİNİ	iv
İÇİNDEKİLER.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
1.GİRİŞ.....	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi.....	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı.....	2
2. ARITMA ÇAMURLARI ve ÖZELLİKLERİ.....	4
2.1. Arıtma Çamurunun Tanımı.....	4
2.2. Çamur Karakterizasyonunda Önemli Parametreler.....	5
2.2.1. Fiziksel özellikler	5
2.2.1.1. Özgül ağırlık.....	5
2.2.1.2. Çamur katı madde içeriği.....	5
2.2.1.3. Çamur hacim indeksi	6
2.2.1.4. Çamurdaki suyun dağılımı	7
2.2.1.5. Çamurun akışkanlık özelliği	7
2.2.1.6. Çamur partikül boyut dağılımı	8
2.2.1.7. Çamurun su verme özellikleri	9
2.2.2. Kimyasal özellikler.....	12
2.2.2.1. Çamur partiküllerinin elektriksel yükleri.....	12
2.2.2.2. Çamurun ısı değeri	12
2.2.2.3. Gübre değeri.....	13
2.2.3. Çamurun biyolojik özellikleri	13
2.3. Arıtma Çamurlarına İlişkin Yasal Mevzuat ve Yükümlülükler	14
2.3.1. Çamurun ağır metal içeriği	14
2.3.2. Yasal Mevzuat ve Yükümlülükler	15
2.4. Arıtma Çamuru Kaynakları	19
2.4.1. Ön arıtma	19
2.4.2. İkincil arıtma	20

2.4.3. Fiziksel-kimyasal arıtma.....	20
2.4.4. Arıtma kademelerine göre çamur karakteristikleri.....	21
3. AKTİF ÇAMUR PROSESLERİ	23
3.1. Aktif Çamur Prosesi Modifikasyonları	23
3.2. Biyolojik Nütrient Giderimi.....	26
3.2.1. Biyolojik yolla azot giderimi	27
3.2.2. Biyolojik yolla fosfor giderimi.....	27
3.3. Aktif Çamur Sistemlerinde Oluşan Çamura Uygulanan İşlemler.....	28
3.4. Aktif Çamur Prosesinde İşletme Şartları ve Çamur Oluşum Miktarında Etkili Parametreler.....	29
3.4.1. Çözünmüş oksijen	29
3.4.2. Çamur yaşı	29
3.4.3. pH.....	30
3.4.4. Sıcaklık	30
3.4.5. Aşırı karbon.....	30
3.4.6. Mikroorganizma	30
4. ÇAMUR TASFİYESİ ve BERTARAFI	1
4.1. Çamur Arıtım Basamakları	1
4.1.1. Çamur yoğunlaştırma	35
4.1.2. Çamur stabilizasyonu	35
4.1.2.1. Aerobik çamur çürütme	36
4.1.3. Çamur susuzlaştırma	42
4.2. İleri Çamur Giderim Yöntemleri.....	43
4.3. Çamur Azaltma Teknikleri ve Dezentegrasyon.....	47
4.3.1. Kimyasal dezentegrasyon	49
4.3.1.1. Ozonla dezentegrasyon.....	49
4.3.1.2. Çamurun ozonlanması	54
4.3.1.3. Klorla dezentegrasyon	66
4.3.1.4. Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu	66
4.3.1.5. Fenton prosesi	66
4.3.2. Mekanik dezentegrasyon	67
4.3.2.1. Karıştırmalı bilyeli değirmenler	67
4.3.2.2. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi.....	67
4.3.2.3. Ultrasonik homojenizasyon ünitesi	67

4.3.2.4. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı.....	68
4.3.2.5. Mekanik jet tekniği	69
4.3.2.6. Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği	69
4.3.3. Termal dezentegrasyon	69
4.3.4. Biyolojik dezentegrasyon	70
4.3.4.1. Termofilik bakterilerin kullanılmasıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonu	70
4.3.4.2. Enzim kullanımı	70
5. MATERYAL ve METOT	73
5.1. Materyal.....	73
5.1.1. Tesis tanıtımı.....	73
5.1.2. Numune alma ve karakterizasyon	78
5.1.2.1. Numune alma	78
5.1.2.2. Biyolojik karakterizasyon.....	78
5.1.2.3. Ölçümler	79
5.2. Metot.....	79
5.2.1. Ozonlama	79
5.2. Aerobik stabilizasyon	81
6. DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME.....	82
6.1. Aerobik Stabilizasyona Ozonlamamın Etkisi	82
7. SONUÇLAR.....	92
KAYNAKLAR.....	95
ÖZGEÇMİŞ.....	106
EKLER.....	107
EK 1	107
EK 2	113
EK 3	116

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Aktif çamur içinde bulunan bazı bakteri türleri (Filibeli 1998).....	5
Şekil 2.2. Aktif çamur içinde bulunan çok hücreli mikroorganizma türleri (Filibeli 1998) ..	5
Şekil 2.3. Imhoff hunisi düzeneği (Filibeli 1998).....	7
Şekil 2.4. Partikül boyutu analizi (Filibeli 1998).....	9
Şekil 2.5. Buchner hunisi testi deney düzeneği (EPA 1987).....	10
Şekil 2.6. Zaman/filtrat hacmi ile filtrat hacmi arasındaki ilişki (Filibeli 1998).....	11
Şekil 2.7.a. Yüklü partiküller birbirini iter (Filibeli 1998).....	12
Şekil 2.7.b. Yüksüz partiküller yumak yapı oluşturur (Filibeli 1998)	12
Şekil 2.8. Arıtma çamurlarının gübre olarak kullanılmasıyla oluşan katı madde döngüsü..	13
Şekil 3.1. Klasik aktif çamur sistemi ve farklı tiplerinin akım şemaları (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf).....	24
Şekil 3.1.a. Klasik bir aktif çamur sisteminin akım diyagramı (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf).....	24
Şekil 3.1.b. Piston akımlı aktif çamur sistemi (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf).....	25
Şekil 3.1.c. Kademeli beslemeli aktif çamur sistemi (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf).....	25
Şekil 3.1.d. Temas stabilizasyonlu aktif çamur sistemi (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf).....	25
Şekil 3.2. Klasik aktif çamur süreci için bir çamur bertaraf sistemi akım şeması (http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana52/camurana2.html)	26
Şekil 4.1. Atıksu arıtma tesislerinde kullanılan işlemlere genel bir bakış (Filibeli 1998) ...	32
Şekil 4.2. Oksijensiz Çürütme Sistemlerinin Ardındaki Biyokimyasal Reaksiyonlar (Sanin 2007)	1
Şekil 4.3. Deri endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOC ve DOC konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH $20\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ve $7\pm 0,5$ 'tir (Mantas ve Ozturk 2009).....	40
Şekil 4.4. Deri endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca laboratuarda hazırlanan çamur kekinin TOC ve DOC konsantrasyonları (Mantas ve Ozturk 2009).....	41

Şekil 4.5. Tekstil endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOC ve DOC konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH $20\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ve $7\pm 0,5$ 'tir (Mantas ve Ozturk 2009).....	41
Şekil 4.6. Tekstil endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOC ve DOC konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH $20\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ve $7\pm 0,5$ 'tir (Mantas ve Ozturk 2009).....	42
Şekil 4.7. Ozon reaktivitesi (Langlais vd. 1991)	52
Şekil 5.1. Arıtma tesisinin üstten görünüşü.....	73
Şekil 5.2. Merkezi atıksu arıtma tesisi çamur keki depolama sahası.....	76
Şekil 5.3. Ozonlama sistemi	80
Şekil 5.4. Ozonlama sonunda KI şişelerinde yakalanan ozon ile renk değişimi.....	80
Şekil 5.5 Reaktörler ve havalandırma düzeneği	81
Şekil 5.6. Havalandırma sistemi ve güç kaynağı.....	81
Şekil 6.1. Aerobik stabilizasyonda KOİ' nin zamanla değişim grafiği	83
Şekil 6.2. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş KOİ' nin zamanla değişim grafiği.....	83
Şekil 6.3. Verilen ozon dozajına göre KOİ (mg/L) değerleri	84
Şekil 6.4. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş KOİ (mg/L) değerleri	84
Şekil 6.5. Aerobik stabilizasyonda AKM' nin zamanla değişim grafiği	84
Şekil 6.6. Aerobik stabilizasyonda UAKM' nin zamanla değişim grafiği.....	84
Şekil 6.7. Verilen ozon dozajına göre AKM (mg/L) değerleri.....	85
Şekil 6.8. Verilen ozon dozajına göre UAKM (mg/L) değerleri.....	85
Şekil 6.9. UAKM/AKM oranları	85
Şekil 6.10. 30. Günün sonunda reaktörlere ait UAKM/AKM oranları.....	86
Şekil 6.11. Aerobik stabilizasyonda Çöz. Toplam Fosforun zamanla değişim grafiği.....	86
Şekil 6.12. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş Ortofosfatın zamanla değişim grafiği	86
Şekil 6.13. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş Toplam Fosfor (mg/L) değerleri	87
Şekil 6.14. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş Ortofosfat (mg/L) değerleri.....	87
Şekil 6.15. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş TKN'un zamanla değişim grafiği	87
Şekil 6.16. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş TKN (mg/L) değerleri	88
Şekil 6.17. Aerobik stabilizasyonda ÇOK'un zamanla değişim grafiği	88
Şekil 6.18. Verilen ozon dozajına göre ÇOK (mg/L) değerleri.....	88

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Çeşitli arıtma kademelerinde oluşan arıtma çamurlarının tipik katı madde konsantrasyonları (Metcalf&Eddy 1991).....	6
Çizelge 2.2. Toprakta kullanılabilir arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları (TKKY 2005).....	14
Çizelge 2.3. III. Sınıf depolama tesisleri için sınır değerler (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik Ek-2).....	17
Çizelge 2.4. III. Sınıf depolama tesisleri için sınır değerlere ilaveten karşılanması gereken sınır değerler (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik Ek-2)	18
Çizelge 2.5. Tehlikeli Atık Eşik Konsantrasyonları (AYGE TAEK 2008)	18
Çizelge 2.6. Toprakta kullanılabilir stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları (EKAÇTKDY 2010)	19
Çizelge 2.7. Çamur Tipleri ve Özellikleri (Sanin 2007)	21
Çizelge 4.1. Klasik atıksu arıtma tesislerinde katı madde ve çamur kaynakları (Filibeli 1998)	33
Çizelge 4.2. Çamur işleme ve bertaraf yöntemleri (Filibeli 1998)	34
Çizelge 4.3. Aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Filibeli 1998)	37
Çizelge 4.4. Deri ve tekstil endüstrisine ait atık çamur arıtma tesislerinden gelen çamur ve çamur keklerinin karakterizasyonları (Mantas ve Ozturk 2009).....	40
Çizelge 4.5. İleri Çamur Giderimi İçin Arıtma Yöntemleri (Sievers ve ark. 2004)	46
Çizelge 4.6. Sudaki oksijen ve ozonun çözünürlüğü (Rice 1980).....	51
Çizelge 4.7. Ozon gazının fiziko-kimyasal özellikleri (EPA 1999a, Horvat ve Hüttner 1985)	51
Çizelge 4.8. Değişik çamurlar için uygulanmış ozon dozları (Yagci ve Akpınar 2011)	58
Çizelge 4.9. I.-II.-III çamur numuneleri için çamur karakterizasyonu (Doğruel 2008).....	59
Çizelge 4.10. Ozonlama deneylerinin sonuçları (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)	60
Çizelge 4.11 Ozonlama prosesi sonunda KOİ profili (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)	61
Çizelge 4.12. Ozonlama prosesi sonunda Katı Madde konsantrasyonlarının değişimi (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008).....	62
Çizelge 4.13. Ozonlama prosesi sonunda Çözünmüş Azot türlerinin değişimi (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008).....	63

Çizelge 4.14. Ozonlama prosesi sonunda Çözünmüş Fosfor türlerinin değişimi (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008).....	63
Çizelge 4.15. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında ölçülen pH değerleri (Birinci çamur numunesi) (Doğruel 2008)	64
Çizelge 4.16. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında ölçülen sıcaklık değerleri (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008).....	65
Çizelge 4.17. Çeşitli Dezentegrasyon Yöntemlerinin Avantaj ve Dezavantajları.....	71
Çizelge 5.1. II. Kısım arıtma tesisine ait kirletici parametre analiz sonuçları (OSB atıksu analiz lab. 2011).....	74
Çizelge 5.2. Çorlu Deresine deşarj noktası analiz sonuçları	75
Çizelge 5.3. İncelenen tesise ait ham arıtma çamuru karakteristiğinin literatür değerleriyle karşılaştırması	78
Çizelge 5.4. Çalışma detayları	80
Çizelge 6.1. Ozon verme süreleri ve reaktörlere verilen ozon miktarları	82
Çizelge 6.2. Ozonlama ve $mgO_3/grTSS$	83

GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Endüstriyel atıksu arıtma tesisi çamurlarının yönetimi hem çevresel hem de teknik uygulamalar açısından Türkiye’de ele alınması gereken en öncelikli konulardan biridir. Bunun yanında çok sayıda fabrikanın bir araya gelerek kurup işlettikleri yüksek kapasiteli atıksu arıtma sistemlerinin önemli bir parçasını oluşturan ve prosesin efektif bir şekilde işletildiğinin de önemli bir göstergesi olan arıtma çamurları günümüzde arıtma tesisi işletmeciliğinin başlıca önemli sorunlarından biri olmuştur. Gerek hacim olarak çok fazla yer kaplaması, gerekse içindeki su içeriği nedeniyle bertarafı, nakliyesi ve tesis içinde depolanacak yer bulunamaması arıtma tesisi işletmeciliği açısından karşılaşılan temel problemlerdir. Arıtma işlemlerinde uygulanan ön çöktürme, kimyasal çöktürme ve biyolojik çöktürme safhaları, çamurun farklı özellik ve kalitede oluşmasına yol açar. Oluşan bu çamurların, uygun teknikler seçilerek zararsız hale getirilmesi gerekmektedir. Ancak bu aşamalardan sonra çamurlar arıtma tesisinden uzaklaştırılmalıdırlar. Arıtma çamurlarını zararsız hale getirmek için stabilizasyon işlemi uygulanır ve çamurun içerdiği suyun azaltılması gerekir. Bu amaçla yoğunlaştırma ve susuzlaştırma prosesleri uygulanmaktadır. Çamur, ancak stabilizasyon işleminden geçirilip susuzlaştırıldıktan sonra, bertaraf amacıyla tarımda kullanma, yakma ya da düzenli depolama gibi işlemlere hazır hale gelmektedir. Arazi doldurma alanlarının kısıtlı olması çamur bertarafında öncelikle yakma prosesinin daha çok tercih edilmesine neden olmaktadır. Ancak bu atıkların yakılmasıyla oluşan dioksin gazı gibi tehlikeli nitelikteki atık emisyonları çevresel ortamlarda geri dönüşümü mümkün olmayan etkiler yaratmaktadır. Buna ilaveten bu tesislerin inşa ve işletme maliyetlerinin de oldukça yüksek olması, yakma prosesini güçleştiren faktörlerden biridir. Bu yüzden günümüzde benimsenen yaklaşım çamurun kaynağında azaltma yöntemlerinin tercih edilmesi ve geliştirilmesidir.

Arıtma tekniklerine bağlı olarak çamur içindeki kirleticilerin kontrolü de önem arz etmektedir. Buna ilaveten aşırı çamur uzaklaştırılması ile ilgili çevresel yaptırımlar her geçen gün daha da kısıtlayıcı olmaktadır. Özellikle aktif çamur proseslerinde oluşan çamurlarla ilgili problemlerin çözümünde en uygun yol, prosesin işleyişi sırasında oluşan aşırı çamuru bertaraf etmek yerine aşırı çamur üretimini azaltmaktır. Bu amaca yönelik olarak yeni yöntemler ve teknolojiler geliştirilmesi günümüzde zorunlu hale gelmiştir. Endüstriyel atıksuların arıtıldığı aktif çamur sistemlerinden çıkan fazla çamurun bertaraf edilmeden önce stabilize edilerek azaltılması nihai bertarafın yapıldığı depolama alanlarının kullanım ömrünün arttırılabilmesi açısından da oldukça önemlidir. Diğer yandan, daha arıtma tesislerinin tasarımı aşamasında

oluşacak çamur miktarı ve yönetimine ilişkin optimum alternatifler değerlendirilmelidir. Ayrıca, nihai bertarafa gönderilen atık çamurun karakteristiği tespit edilerek tehlike arz edip etmediği belirlenmeli ve sızıntı ile içerisindeki kirleticilerin su ve toprak yapısına karışması önlenmelidir.

Tüm bu bilgiler ışığında, bu çalışmada, % 85'ini tekstil endüstrisinin oluşturduğu bir Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisinin Aktif Çamur Sisteminden oluşan arıtma çamurları incelenmiştir. Bu amaçla, kimyasal oksidasyon yöntemlerinden biri olan Ozon ile aerobik stabilizasyonun, mevcut çamur hacmini ve bertaraf maliyetini azaltma potansiyeli açısından ekonomik değerlendirmesinin yapılması hedeflenmiştir.

1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmada bir organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisinin aktif çamur prosesinden oluşan endüstriyel arıtma çamurlarının miktarını azaltmak için, uygun bir yöntem olabileceği düşünülen ozonla dezentegrasyon yönteminin etkinliği irdelenmiştir.

Çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmek için kullanılan ve ileri çamur giderim prosesleri içerisinde yer alan ozonla oksidasyon prosesi ile daha yüksek derecelerde bozunma elde edilebilmektedir. Ozonlanma esnasında organik maddenin bozunması iki kademe oluşmaktadır; ilk aşamada askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyon, ikinci aşamada ise organik maddelerin oksidasyonu ile ortaya çıkan mineralizasyon gerçekleşmektedir. Çamur mineralizasyonunu sağlama amacı güden ozonlama prosesi ile biyokütle çoğalma hızı azaltılmakta ve mikroorganizmaların hücre duvarları yıkılmaktadır. Bu sayede suda çözünemeyen büyük moleküller daha küçük ve basit moleküllere parçalanabilmektedir.

Bu amaçla bu çalışmanın giriş bölümünde arıtma çamurlarının çevre ve insan sağlığı açısından önemi vurgulanmış, çalışmanın anlam ve önemine değinilmiştir. Çalışmanın ikinci bölümünde ise arıtma çamurlarının genel karakteristiklerinden bahsedilerek arıtma çamuru kaynaklarına değinilmiş ve mevcut zararların önlenmesi için halihazırda ülkemizde uygulanan yasal yaptırımlar açıklanmıştır. Çalışmanın üçüncü bölümde aktif çamur prosesleri ve işletim şartları özetlenmiş, aktif çamur proseslerinde işletme koşulları ve buna bağlı olarak çamur oluşum miktarı üzerinde etkili olan parametreler belirtilerek ileri çamur arıtım tekniklerinden ozon ile dezentegrasyon yöntemi açıklanmıştır. Çalışmanın dördüncü bölümünde yoğunlaştırma, stabilizasyon, susuzlaştırma, çürüme ve dezentegrasyon kavramlarına açıklık getirilmiş, çamur azaltma tekniklerinden olan dezentegrasyon çeşitleri, yöntemlerin anlatımı

ve kıyaslaması yapılmış, dezentegrasyondan çevresel ve ekonomik olarak beklentilerin ne olduğu ve optimum çözümlerin bulunması için çalışmaların hangi bazda yürütülmesi gerektiğinden bahsedilmiştir. Çalışmanın beşinci bölümünde ise, bu çalışmada incelenen çamurun kaynağı olarak Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi arıtma üniteleri açıklanarak, numune alma noktaları, biyolojik karakterizasyon, ham ve ozonlanmış çamurun aerobik stabilizasyon deneylerine ilişkin materyal ve metotlara değinilmiştir. Altıncı bölümde, bu çalışmada elde edilen deneysel bulgulara yer verilerek, ozonla dezentegrasyon sonrası çamur maliyeti ile ilgili ekonomik analizine yer verilmiştir.

Çalışmanın yedinci ve son bölümü olan sonuç kısmında ise, incelenen endüstriyel çamura uygulanan ozonlama sonrası aerobik stabilizasyona ilişkin deney sonuçları tartışılarak değerlendirilmiş ve gelecekte bu veya benzeri arıtma çamurlarına uygulanabilecek daha etkin farklı dezentegrasyon teknikleri ile ilgili öneriler sunulmuştur.

2. ARITMA ÇAMURLARI ve ÖZELLİKLERİ

2.1. Arıtma Çamurunun Tanımı

Çamur; su ve atıksu arıtımıyla oluşan, sahip olduğu özelliklerden dolayı aynı zamanda kendisinin de arıtılması gereken, eğer arıtılmazsa ve bu haliyle çevreye verilirse çevrede zarara yol açabilecek katı ve sıvı karışımlardan oluşan maddedir.

Arıtma çamurları su ve atıksu arıtma tesislerinin işletilmesi sırasında veya sonrasında oluşan bir yan ürün olarak ortaya çıkmaktadır. Çamur bertaraf etme işlemleri arıtma tesisinin toplam yatırım masrafının %20-30'unu, işletim masrafının ise %40-60'ını oluşturmaktadır (<http://www.bhrgroup.co.uk>). Arıtılan atıksuyun niteliğine ve uygulanan arıtma işlemlerine bağlı olarak arıtma çamurlarının özellikleri değişmektedir. Genel olarak arıtma çamurları, sıvı ya da yarı katı halde, kokulu, %0.25 ile %12 arasında katı madde içeren atıklardır. Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamur, stabilizasyon işlemlerinden önce %50-70 C, %6.5-7.3 H, %21-24 O, %15-18 N, %1-1.5 P ve %0-2.4 S içermektedir (www.lenntech.com).

Arıtma çamurlarının önemli bir kısmının su olması nedeniyle kapladıkları hacim oldukça fazladır. Özellikle biyolojik arıtma işleminden oluşan arıtma çamurlarının organik madde içeriği çok yüksek olduğu için bu tip çamurlar bozunma ve kokuşma eğilimindedir. Bu özelliklerinden dolayı arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf edilmesi konusu mühendisler için oldukça problemlidir.

Çamurlar fiziksel yapılarına göre, mikrobiyolojik karakteri, besin maddesi (nutrient), su verme özelliği ve metal içeriğine göre değerlendirilmelidir. Evsel nitelikli atıksuların arıtıldığı arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurlarının özellikleri birbirine benzemekle beraber, endüstriyel kaynaklı arıtma çamurlarının özellikleri endüstriyel sektör ve alt sektörler bazında büyük farklılıklar göstermektedir. Her endüstri için oluşacak çamurun özellikleri ayrı ayrı belirlenmelidir.

Aktif çamurun içinde pek çok mikroorganizma yer almaktadır. En çok bulunan mikroorganizmalar bakterilerdir. Şekil 2.1'de aktif çamur içinde bulunan bazı bakteri türlerine ait örnekler görülmektedir. Bakteri haricinde protozoa da aktif çamur içinde yer almaktadır. Protozoalar tek hücreli canlılardır ve bakterileri yiyerek yaşamaktadırlar. Aktif çamurda ayrıca nematod ve rotifer gibi çok hücreli canlılar da bulunmaktadır (Şekil 2.2) (Filibeli 1998).



Spirillum

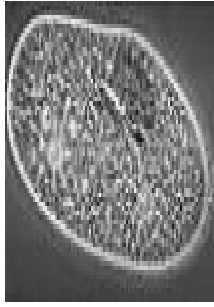


Beggiatoa



Zoogloea

Şekil 2.1 Aktif çamur içinde bulunan bazı bakteri türleri (Filibeli 1998)



Paramecium



Rotifer



Nematode



Ciliate

Şekil 2.2. Aktif çamur içinde bulunan çok hücreli mikroorganizma türleri (Filibeli 1998)

2.2. Çamur Karakterizasyonunda Önemli Parametreler

Çamurun karakterizasyonu, çamur işleme ve bertaraf etme ünitelerinin tasarımı ve denetimi için kullanılmaktadır. Bu parametreler, Çevre Mühendislerine çamurun organik madde içeriği, çökelebilme özelliği, su verme özelliği ve ısı değeri hakkında bilgi vermektedir. Aşağıda çamur karakterizasyonunda kullanılan ana parametreler kısaca özetlenmektedir.

2.2.1. Fiziksel özellikler

Çamurun fiziksel özellikleri, aşağıda maddeler halinde yer alan başlıklar altında açıklanmıştır:

2.2.1.1. Özgül ağırlık

Birim hacimdeki çamur ağırlığının aynı hacimdeki suyun ağırlığına oranı şeklinde tanımlanan özgül ağırlık, birçok çamur numunesi için yaklaşık olarak 1.0'dir. Başka bir ifadeyle çamurun ağırlığı hemen hemen suyunkine yakındır. 1 L çamur 1010 gram geliyorsa, özgül ağırlığı;

$$S_{\phi} = 1010/1000=1.01$$

olarak ifade edilir (Filibeli 1996).

2.2.1.2. Çamur katı madde içeriği

Çamurun katı madde içeriği “mg/L” veya “% Katı Madde (%KM)” olarak ifade edilmektedir. Çamurdaki toplam katı madde mg/L olarak, Standart Metotlarda verilen

prosedüre göre belirlenir ve belli hacimdeki numunenin 105 °C’de etüvde buharlaştırılması neticesinde meydana gelen ağırlık kaybına göre hesaplanır (APHA, AWWA, WEF 1992).

Konsantre atıklar için mg/L olarak bulunan değer % KM ’ye çevrilemez. Bunun için darası alınmış buharlaştırma kapları içine belli miktarda numune alınır, yaş çamurla birlikte kabı tartılır ve etüvde buharlaştıktan sonra tekrar tartım yapılır. Aradaki fark giderilen nem miktarıdır ve katı madde %KM olarak hesaplanır. Ağırlık/ağırlık olarak ifade edilir (Filibeli; 1996).

Katı madde ve su muhtevası arasındaki ilişki aşağıdaki gibidir:

$$\% \text{Katı Madde} = 100 - \% \text{Su Muhtevası} \quad (2.1)$$

Çamurun katı madde içeriği olduğu arıtma kademesine göre değişim göstermektedir. Örneğin; ön çökeltim havuzunda oluşan çamur genellikle %3–5, aktif çamur havuzunu takiben yer alan son çökeltim havuzunda oluşan çamur %0.5–2, graviteli yoğunlaştırıcı çıkışı yoğun çamur %5–10 katı madde içermektedir. Çizelge 2.1’de çeşitli arıtma kademelerinde oluşan arıtma çamurlarının tipik katı madde konsantrasyonları verilmektedir (Metcalf&Eddy; 1991).

Çizelge 2.1. Çeşitli Arıtma Kademelerinde Oluşan Arıtma Çamurlarının Tipik Katı Madde Konsantrasyonları (Metcalf&Eddy 1991)

Çamur Tipi	Katı Madde Konsantrasyonu, % KM	
	Aralık	Tipik
Ön Çökeltim Çamuru	4.0 – 10.0	5.0
Aktif Çamur	0.8 – 2.5	1.3
Damlatmalı Filtre Humusu	1.0 – 3.0	1.5
Ön Çökeltim Çamuru + Aktif Çamur	0.5 – 1.5	0.8
Anaerobik Çürütülmüş Çamur	5.0 – 10.0	8.0

Yoğunlaştırma ve su verme işlemleri uygulandıktan sonra çamur katı madde içeriği uygulanan metodlara bağlı olarak %50’ye kadar çıkabilmektedir.

2.2.1.3. Çamur hacim indeksi

Çamur hacim indeksi (SVI), çamurun çökebilme özelliğinin belirlenmesinde kullanılan ve belirlenmesi basit bir parametredir. SVI, bir gram katı maddenin 30 dakika çökme sonucunda işgal ettiği hacimdir ve ml/g olarak ifade edilmektedir. SVI değeri 100’den büyük

ise çökmesi zor olan bir çamur olarak değerlendirilmektedir. SVI parametresini belirlemek amacıyla Şekil 2.3'te verilen Imhoff Hunisi düzeneği kullanılmaktadır.



Şekil 2.3. Imhoff Hunisi düzeneği (Filibeli 1998)

Çamur hacim indeksi hesaplanırken; çamur numunesi 30 dk süre ile 1 litrelik mezürde çökmeye bırakılır, çamur miktarı ml olarak ölçülür ve mg/L çamur askıda katı madde konsantrasyonuna bölünür.

$$SVI = \frac{\text{ml çamur} \cdot 1000}{(\text{mg/l}) \text{ askıda katı madde}} \quad (2.2)$$

Çamurdaki giriş katı madde konsantrasyonu 1000 mg/L ve 30 dakikalık çökme sonrası mezürdeki çamur miktarı 100 ml ise,

$$SVI = \frac{100 \cdot 1000}{1000} = 100 \text{ ml/gr olarak hesaplanır.}$$

2.2.1.4. Çamurdaki suyun dağılımı

Çamurdaki suyun hangi formda olduğuna bağlı olarak su verme işlemlerinden hangisinin daha etkili olacağı değişmektedir. Çamurdaki suyu dört grup halinde incelemek mümkündür (Filibeli; 1996):

Serbest Su: Çamur partiküllerine bağlı olmayan ve graviteli çökme ile kolaylıkla ayrılabilen sudur.

Flok Suyu: Çamur flokları içinde hapsedilmiş su olup, yumakla birlikte hareket eder. Mekanik su alma işlemleri ile giderilebilir.

Kapiler Su: Partiküllerin üzerinde bağlı halde bulunur ve bu partiküllerin sıkıştırılarak deformasyonları sonucu uzaklaştırılabilir.

Kimyasal Bağlı Su: Partiküller içinde kimyasal olarak bağlanmış sudur.

Çamurdaki suyun uzaklaştırılması ile; çamur hacmi azaldığı için nihai bertaraf alanına taşınma maliyeti azalmakta, yoğun ve sulu çamura göre işleme kolaylığı artmakta, kompostlama öncesi gözenek verecek malzeme gereksiniminin karşılanması mümkün olmakta, aşırı nemin giderilmesiyle koku önlenmekte, mono deponilerde depolama sahasında sızıntı suyu oluşumu azaltılmaktadır (Filibeli 1998).

2.2.1.5. Çamurun akışkanlık özelliği

Akışkanlık özelliğinin belirlenmesinde en yaygın parametre viskozitedir. Viskozite, akışkanın kayma gerilmesine karşı gösterdiği dirençtir. Viskozite, kayma hızı ve kayma gerilmeleri arasındaki ilişkileri incelemektedir. Eğer bir akışkanın kayma hızı ile kayma gerilmesi arasında doğru orantı varsa bu akışkan “Newtonian” akışkan olarak adlandırılır ve viskozitesi yaklaşık olarak sabit kalmaktadır. Katı madde içeriği çok düşük, fazla su muhtevasına sahip arıtma çamurları, Newtonian akışkan gibi davranır. Ancak arıtma çamurlarının çoğu bu özelliği sağlamamakta ve genellikle “Pseudoplastik” olarak davranış göstermektedir. Pseudoplastik akışkanlarda kayma gerilmesi uygulanır uygulanmaz, akışkanda incelmeye meydana gelir ve viskozitesinde azalma gözlenir; diğer bir ifadeyle, kayma hızı artar. Çamurların akışkanlık özelliği “Thixotropic” akışkan olarak da tanımlanabilir. Bu tip akışkanlarda kayma gerilmesi sürdükçe çamurun viskozitesinin azalmasıdır (Filibeli 1996). Bunun nedeni flok yapısının bozulmasıdır. Gerilme kalktığında, flok yapı yeniden oluşur ve viskozite artar. Özellikle inorganik katı madde içeren çamurlar thixotropic (kolloit sıvıların ya da solların pıhtılaşması ile oluşan pelte koyuluğunda madde) özellik gösterirler.

Reoloji; sıvı, pasta ve katı formdaki materyallerin elastik ve viskoz özelliklerini ortaya koyan, materyal akışkanlığını ve deformasyonunu inceleyen bir bilimdir. Çamurun reolojik özellikleri, katı madde konsantrasyonu, katı madde partikül boyutu dağılımı ve sıvı yoğunluğu gibi pek çok faktöre bağlı olarak belirlenmektedir. Arıtma çamurlarının reolojik özellikleri, çamura uygulanan tüm çamur işleme süreçlerinin tasarımı, uygun ünite seçimi ve işletilmesi, çamur iletim hatları ve pompaj sistemlerinde, çamurun yoğunlaştırılması, şartlandırılması, aerobik ve anaerobik olarak çürütülmesi, taşınması, deponilerde depolanması veya tarımsal amaçlı kullanımında hem tasarım hem de kontrol parametreleri olarak yaygın olarak kullanılabilir. Arıtma çamurlarının depolanması, taşınması ve bertaraf edilmesi için viskozite, plastisite gibi mekanik özelliklerin kontrolü gerekmektedir. Böylece çamurun sıvı-plastik ve katı-plastik davranışı hakkında fikir edinilir (Filibeli 1998).

2.2.1.6. Çamur partikül boyut dağılımı

Çamurların şartlandırılması ve su verme özelliklerinin belirlenmesinde, çamurların işlendiği pek çok proseste (filtrasyon, çökeltme vd.) önemli olan çamurdaki partikül boyut dağılımının belirlenmesi çeşitli analiz yöntemleriyle yapılabilir.

Çamur içindeki partiküller sadece boyut olarak değil şekil ve yoğunluk olarak da değişkendir. Çamurun partikül boyutları test koşullarına ve zamana göre değişkenlik gösterebilir. Bu zorluğu gidermek amacıyla -agrega hacim indeksi- kavramı tanımlanmıştır.

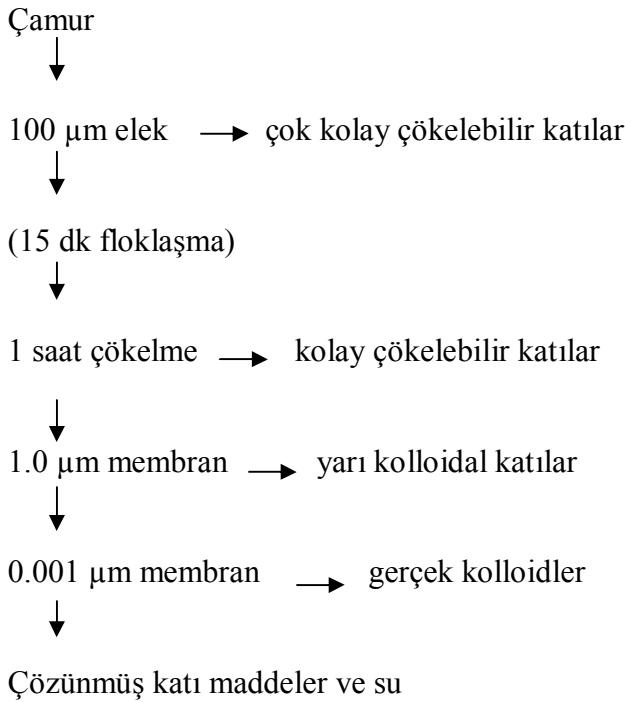
$$\text{Agrega hacim indeksi} = \frac{\text{hacimsel agrega kons.}}{\text{hacimsel katı madde kons.}} \quad (2.3)$$

Agregalar (floklar) büyük miktarda su içerirler ve bu su çökme esnasında partikülle birlikte onun bir parçasıymış gibi hareket eder. Çamur floklarının boyutu yoğunlaştırma ve suyunu alma işlemlerinde önem kazanır. Ölçülebildiği takdirde floktaki su ve katı madde oranı çamur karakterizasyonunda kullanılabilir. Thomas (1964), flokun α değerini tanımlamıştır.

$$\alpha = \text{su hacmi} / \text{çamur katı madde hacmi} \quad (2.4)$$

Ölçüm yönteminin zorluğundan dolayı α değerini belirlemek çok zordur.

Su alma işlemlerinde partikül boyutu analizleri yapmak önemlidir. Partikül boyutunun su alma işlemleri üzerindeki etkisini göstermek üzere, Karr (1976), farklı çamur numuneleri kullanarak aşağıdaki şemayı çıkartmıştır.



Şekil 2.4. Partikül boyutu analizi (Filibeli 1998)

Partikül boyutu dağılımları belirlenmiş çamur numuneleri ile yapılan kapiler emme zamanı (CST) ve özgül filtre direnci testlerinde, yarı kolloidal katı maddelerin (1 saatte çökelemeyen fakat 1.0 µm membran filtrede giderilebilen) su almaya en büyük direnci gösteren grup olduğu belirlenmiştir (Filibeli 1998).

2.2.1.7. Çamurun su verme özellikleri

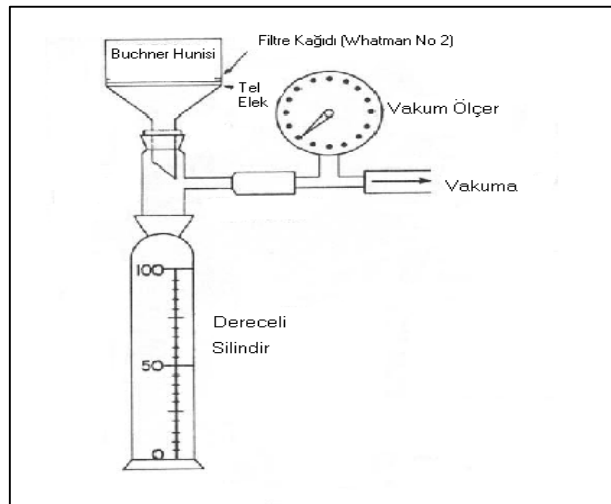
Doğal ve mekanik su alma işlemleri, nihai bertaraf öncesinde çamur hacmini azaltmak ve çamurda yüksek katı madde içeriğine ulaşmak amacıyla kullanılmaktadır. Çamur şartlandırma işlemi ise çamurun su verme özelliğini geliştirmek ve mekanik su alma işleminin verimini arttırmak amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Kimyasal şartlandırma, elutrasyon, termal

şartlandırma, dondurma-çözme gibi pek çok şartlandırma yöntemi olmakla birlikte kimyasal şartlandırma bu yöntemler arasında en yaygın kullanılan yöntemdir.

Arıtma çamurların su verme özelliklerinin belirlenmesi ve uygulanacak olan şartlandırma işleminin etkisinin belirlenmesi amacıyla kullanılan pek çok laboratuvar testi mevcuttur. Özgül Filtre Direnci, Kapiler Emme Süresi ve Santrifüjlenebilir Çökebilirlik İndeksi Testleri bu amaçlarla en yaygın olarak kullanılan testlerdir. Zeta potansiyeli parametresi de en uygun şartlandırıcı dozu aralığının belirlenmesi amacıyla çamur şartlandırma uygulamalarında kullanılmaya başlanmıştır (Filibeli 1998).

- **Buchner Hunisi testi**

Şartlandırılmış çamur örneklerinin su verme özelliklerinin değerlendirilmesi amacıyla kullanılan özgül filtre direnci değerinin belirlenmesine yönelik olarak Jar testi metoduyla şartlandırılmış olan çamur örneklerine Buchner Hunisi Testi uygulanmaktadır. Buchner Hunisi Test aparatı Şekil 2.5'te görüldüğü gibi dereceli silindir, Buchner Hunisi ve vakum pompadan oluşmaktadır.



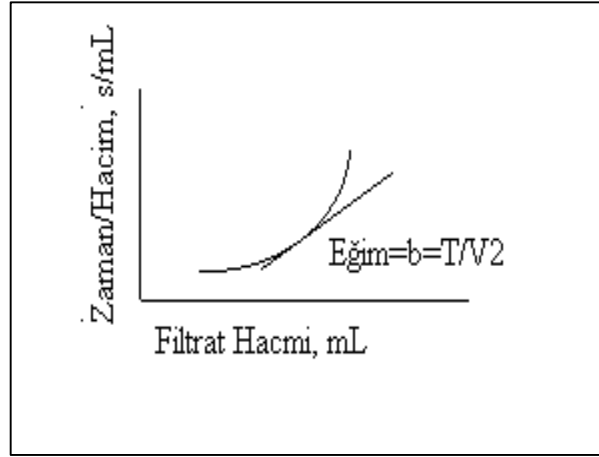
Şekil 2.5. Buchner Hunisi testi deney düzeneği (EPA, 1987)

Test sürecinde, Whatman # 2 filtre kağıdıyla kaplanan huni dereceli silindirin üzerine yerleştirilir. Daha sonra 100 mL şartlandırılmış çamur örneği huniye boşaltılır ve 2 dakika süreyle graviteli drenaja bırakılır. 2 dakika sonunda 2 bar vakum sağlayan pompa çalıştırılır ve 10 saniye aralıklarla filtrat hacmi çamur tüm suyunu verinceye kadar ölçülür. Zaman/filtrat hacmi oranına karşı filtrat hacmi değerleri Şekil 2.6'da görüldüğü gibi grafiğe geçirilir ve grafiğin eğimi 'b' aşağıdaki formülasyonda yerine konularak özgül filtre direnci değeri hesaplanır.

$$r = (2PA^2b) / \mu w \quad (2.5)$$

Burada,

- r = özgül filtre direnci, m/kg
- P = filtrasyon basıncı, N/m²
- A = filtre alanı, m²
- b = zaman/hacim – hacim eğrisinin eğimi, s/m²
- μ = filtrat viskozitesi, N (s)/m²
- w = kuru madde ağırlığı/ filtrat hacmi, kg/m³



Şekil 2.6. Zaman/filtrat hacmi ile filtrat hacmi arasındaki ilişki (Filibeli 1998)

- **Kapiler emme süresi testi**

Belirli bir çamurun su verme özelliklerinin belirlenmesi amacıyla kullanılan Kapiler Emme Süresi (KES) testinin en önemli avantajları, basit ve çabuk sonuç veren bir test olmasıdır. KES değeri ne kadar küçükse çamur o kadar kolay suyunu verebiliyor demektir.

- **Santrifüjlenebilir çökebilirlik indeksi**

Santrifüjlenebilir çökebilirlik indeksi (SÇİ) çamurun santrifüjleme ile su verme işlemlerindeki performansının bir göstergesi olarak tanımlanabilir. Santrifüj çökebilirlik indeksi ölçümünde belli hacimdeki çamur örneği 3500 devir/dakika hızla 15 dakika süreyle santrifüjlenir. Çamurda ve santrifüjleme ile elde edilen sentratta askıda katı madde (AKM) analizi Standart Metotlarda verilen prosedüre uygun olarak analizlenir (APHA, AWWA, 1992). Çamur örneklerinin SÇİ değerleri aşağıda verilen formülasyon kullanılarak hesaplanır.

$$CSI (\%) = (C_o - C_c / C_o) \times 100\% \quad (2.6)$$

Burada;

C_o: şartlandırma sonrası çamur üst suyu AKM konsantrasyonu (mg/L)

C_c: Sentrat AKM konsantrasyonu (mg/L). (Chu vd., 1998)

Düşük SÇİ değerleri santrifüjleme ile çamurun suyunu kolay verdiğinin bir göstergesidir (Filibeli 1998).

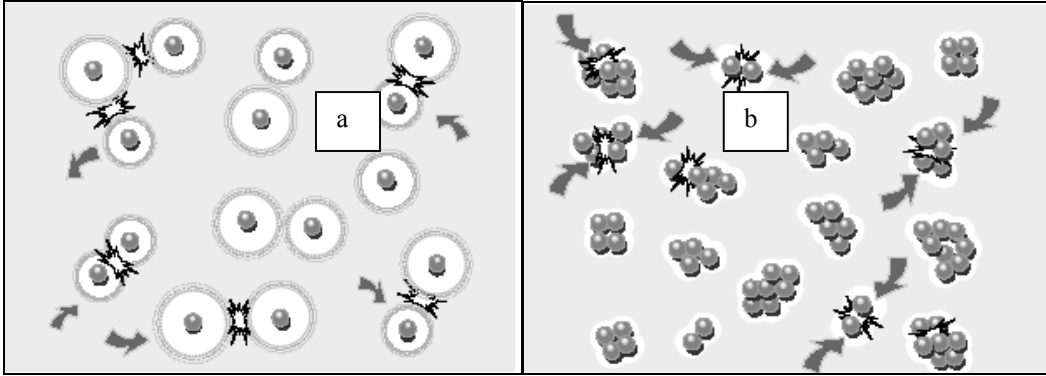
2.2.2. Kimyasal özellikler

Çamurun kimyasal özellikleri, aşağıda ki başlıklar altında açıklanmıştır:

2.2.2.1. Çamur partiküllerinin elektriksel yükleri

Partiküller üzerindeki elektriksel yük “zeta potansiyeli” ile ölçülür. Zeta potansiyeli koloidal halde bulunan katı maddelerin tanımlanması ve kontrolü amacıyla kullanılan bir elektrokinetik parametredir ve mV olarak ölçülmektedir.

Kentsel arıtma çamurlarının zeta potansiyeli -10 ila 20 mV arasında değişmektedir. Endüstriyel çamurlar ise -80 mV’u aşan zeta potansiyeline sahiptir (Filibeli; 1996). Partikül üzerindeki yük büyükse bu durum flokülasyonu engeller ve bu tip çamurlar suyunu zor verir. Çamur su verme işlemleri öncesi kullanılan ve çamurun su verme özelliklerinin geliştirilmesi amacıyla kullanılan şartlandırma işleminde uygun şartlandırıcı dozunun belirlenmesinde elektriksel yük yardımcı bir parametre olarak kullanılmaktadır. Şekil 2.7’de elektrik yükü olan ve elektrik yükü olmayan partiküllerin davranışı görülmektedir (<http://www.zeta-meter.com>).



Şekil 2.7. a. Yüklü partiküller birbirini iter

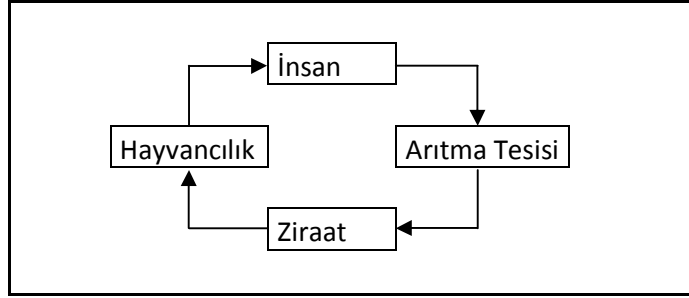
b. Yüksüz partiküller yumak yapı oluşturur (Filibeli 1998)

2.2.2.2. Çamurun ısı değeri

Çamurun ısı değeri, çamurun tipine ve içeriğindeki uçucu katı madde muhtevasına bağlıdır. Arıtılmamış ön çökeltim çamurunun ısı değeri, özellikle önemli miktarda yağ ve gres içeriyorsa çok yüksektir. Çürümüş çamur ham çamurdan daha düşük ısı değere sahiptir. Çamurun ısı değeri bazı düşük kaliteli kömürlerin ısı değerine (7700 cal/g kuru madde) eşdeğerdir. Ortalama olarak ham ön çökeltim çamurunun ısı değeri 6100 cal/g, aktif çamurun 5000 cal/g ve anaerobik çürümüş çamurun 2750 cal/g kadardır (Filibeli 1996). Çamurun nihai bertaraf edilmesi için termal işlemler uygulanacaksa mümkün olduğunca çamurun suyu alınarak ısı değeri arttırılmalıdır.

2.2.2.3. Gübre değeri

Çamurun gübre olarak kullanılması yeni bir kavram değildir. Çamurun gübre değeri içerdiği N, P ve K miktarına bağlıdır. Genellikle arıtma çamurlarında kimyasal gübrelerde bulunan değerden daha az miktarda bu maddeler bulunmaktadır. Şekil 2.8’de arıtma tesislerinden oluşan çamurların gübre olarak kullanılması halinde, nasıl bir çevrimin oluşacağı görülmektedir.



Şekil 2.8. Arıtma çamurlarının gübre olarak kullanılmasıyla oluşan katı madde döngüsü

Evsel arıtma çamurlarında her tür patojen mikroorganizma bulunabileceğinden bunların doğrudan araziye verilmesi sakıncalıdır. Taze çamurlar çürük çamurlara göre hijyenik açıdan daha sakıncalı olup, işlenmemiş haldeki arıtma çamurlarının sebze tarımında kullanılması istenmemektedir. Ayrıca patojen mikroorganizma içeriği hayvanları tehdit eden bir unsur sayıldığından otlaklarda kullanılmamalıdır (Filibeli 1996). Çamuru gübre olarak kullanmak için uygulanan işlemlerin maliyeti, ticari gübrelerin maliyetinden fazla olmamalıdır. Çamurun gübre olarak kullanılması durumunda mısır, yonca, arpa gibi ürünlerde çarpıcı verim artışları gözlenmiştir. Verim artışı, toprağın cinsine, çamurun kompozisyonuna, iklime, çamur uygulama oranlarına ve kullanılan işletme tekniğine bağlıdır. İsveç yönetmeliklerinde atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamur gübre olarak adlandırılmaktadır. 1999 yılında 979 arıtma tesisinde 209.000 ton çamur oluşmuş ve oluşan bu çamurun 84.000 tonu tarımda kullanılarak geri kazanılmıştır (Külling, Stadelmann & Herter 2001). Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında, çamur, bitki besin elementleri içeren organik bir kaynak olarak ele alınmaktadır. Çiftlik gübreleriyle karşılaştırıldığında arıtma çamurlarının azot ve fosfor içeriği yönünden tarımsal anlamda değerli olduğu ancak potasyum değerinin çiftlik gübrelerine göre her zaman daha düşük değerler gösterdiği görülmektedir (Spellman 1997).

2.2.3. Çamurun biyolojik özellikleri

Arıtma çamurları çok farklı kaynaklardan oluştuğu için her kaynakta değişik organizmaların büyümesi için farklı besin maddeleri vardır. Ayrıca arıtma çamurlarında hastalık yapıcı mikroorganizmaların (patojenlerin) üremesi de mümkündür. Bir ortamda

bulunan organizmaların sınıflandırılması “taxonomy” (cinsine göre tasnif) olarak adlandırılmaktadır ve bunların tür ve miktarlarını tespit etmek oldukça zordur. Arıtılan atıksuyun tipine bağlı olarak, özellikle, ham ön çökeltim çamuru çok sayıda ve değişik türde organizma içermektedir. Sabit besin maddesinin verilmesi durumunda dahi organizmaların sayısı ve çeşidi sürekli değişim göstermektedir. Özellikle arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanılması durumunda çamurun içerdiği patojen organizmalar ve organik madde içeriği çok önemlidir. Bunun için mutlaka stabilizasyon işlemleri uygulanarak organik madde ve patojen giderimi yapılmalıdır (Filibeli 1998).

2.3. Arıtma Çamurlarına İlişkin Yasal Mevzuat ve Yükümlülükler

2.3.1. Çamurun ağır metal içeriği

Kentsel atıksu arıtma tesislerinde ve bazı endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurları farklı konsantrasyonlarda ağır metal içermektedir. Özellikle arıtma çamurlarının araziye uygulanması ve tarımsal amaçlı kullanımında ağır metal içerikleri büyük önem taşımaktadır. 31.05.2005 tarih ve 25831 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan “Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği, TKKY” Ek II’de toprakta kullanılacak arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları verilmektedir (Çizelge 2.2).

Çizelge 2.2. Toprakta kullanılacak arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları (TKKY 2005)

Ağır Metal Muhtevaları	Sınır Değerler (mg/kg fırın kuru toprak)
Kurşun	1200
Kadmiyum	40
Krom	1200
Bakır	1750
Nikel	400
Çinko	4000
Civa	25

Ağır metal içeriği Yönetmelikte belirtilen değerden fazla olan arıtma çamurlarından ağır metal giderimi için kullanılan çeşitli yöntemler vardır. Genel olarak bu yöntemler katı-sıvı ayırma (ekstraksiyon) işlemleri ve fiziksel ayırma işlemleri olarak ikiye ayrılabilir. Katı-sıvı ayırma işlemleri, ağır metallerin düşük pH koşullarında çözünür hale gelmesi ve çamurun katı

fazından ayrılıp sıvı fazına geçmesi ve katı-sıvı ayırımı ile çamurdan ağır metallerin uzaklaştırılması esasına dayanır. Fiziksel ayırma işlemlerinde ise, ağır metallerin yoğun olarak bulunduğu katı kısım fiziksel işlemler kullanılarak ayrılır (Filibeli 1998).

2.3.2. Yasal Mevzuat ve Yükümlülükler

09.08.1983 tarihli ve 2872 sayılı Çevre Kanununun 8, 11 ve 12. maddeleri ile 01.05.2003 tarihli ve 4856 sayılı Çevre ve Orman Bakanlığı Teşkilat ve Görevleri Hakkında Kanunun 9. maddesine dayanılarak Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik hazırlanmış, 26.03.2010 tarihli 27533 Sayılı Resmi Gazete’de yayınlanmıştır. Atıkların oluşumlarından bertarafına kadar çevre ve insan sağlığına zarar vermeden yönetimlerinin sağlanmasına yönelik genel esasların belirlendiği Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik’de endüstriyel arıtma çamurlarının da önemi vurgulanmaktadır. Bu yüzden arıtılan çamurların, Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik gereğince çamurların türüne göre uygun depolanması, sızıntı sularının ve depo gazlarının toprak, hava, yeraltı suları ve yüzeysel suların üzerindeki olumsuz etkilerinin asgari düzeye indirilerek çevre kirliliğinin önlenmesi, yasal mevzuatlar vasıtasıyla da etkin bir şekilde sağlanmaya çalışılmaktadır.

Arıtma çamurları susuzlaştırılıp stabil hale getirildikten sonra uygulanabilecek nihai bertaraf yöntemlerinden birisi çamurun depolanmasıdır. Çamurun çevreye zarar vermeyecek şekilde depolanması için düzenli depolama kullanılmalıdır. Düzenli depolara verilecek çamurun doğal veya mekanik yöntemler kullanılarak susuzlaştırılması gerekmektedir. 14.03.1991 tarih ve 20814 sayılı Resmi Gazete’de yayınlanan Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’nde Madde 28’de arıtma çamurunun depolanabilmesi için gerekli kriterler verilmektedir. Buna göre; çamurların deponilere kabul edilmesi için içinde bulunan su oranının % 65 olması gerekmektedir. Ancak, depo yeri işletmecileri, çamurun su oranının daha fazla olması halinde, deponun stabilitesini bozmayacağı, koku problemi ortaya çıkarmayacağı kanaatine varırlarsa, su oranı % 75'e kadar olan çamurları kabul edebilirler.

Bazı endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurları, tehlikeli ve zararlı atık sınıfına girmektedir. Bu tip çamurların monodeponilerde nihai bertaraf edilmesi daha uygundur. Ancak bu uygulamada yeraltı ve yüzeysel suların kirlenmemesi için gerekli önlemlerin alınması gerekmektedir. 14.03.2005 tarih ve 25755 sayılı Resmi Gazete’de yayınlanan Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’nde “depolama işlemi sırasında alınan önlemlerin yeterli olduğu veya atığın özelliği sebebi ile depolama işleminde çevrenin olumsuz yönde etkilenmeyeceğinin ispat edilmesi hallerinde, atıklar depolanabilir veya bu amaçla depo tesisi kurulmasına izin verilebilir. Bu durumda da belirtilen sınır değerler aşılamaz” hükmü yer almaktadır.

Atıkların Düzenli Depolanmasına İlişkin Yönetmelik ile genel olarak; Oluşabilecek sızıntı sularının ve depo gazlarının toprak, hava, yeraltı ve yüzey suları üzerindeki olumsuz etkilerinin asgari düzeye indirilerek çevre kirliliğinin önlenmesi, atıkların türüne göre uygun depo tabanı teknik tasarımlarının yapılması ve düzenli depolama tesislerinin inşa edilmesi, işletme, kapatma ve kapatma sonrası bakım süreçlerinde düzenli depolama tesislerinden kaynaklanabilecek, çevre ve insan sağlığı açısından risk teşkil edebilecek olumsuzlukların (sera etkisi de dâhil olmak üzere) önlenmesi, mevcut depolama tesislerinin rehabilitasyonu, kapatılması ve kapatma sonrası bakım süreçlerine; ilişkin teknik ve idari hususlar ile uyulması gereken genel kuralları belirlemek amaçlanmaktadır.

Düzenli depolama yönteminde atıkların türüne göre, düzenli depolama tesisleri 3 sınıfa ayrılır.

- a) I. sınıf düzenli depolama tesisi: Tehlikeli atıkların depolanması için gereken alt yapıya sahip tesistir.
- b) II. sınıf düzenli depolama tesisi: Belediye atıkları ile tehlikesiz atıkların depolanması için gereken alt yapıya sahip tesistir.
- c) III. sınıf düzenli depolama tesisi: İnert atıkların depolanması için gereken alt yapıya sahip tesistir.

Atığın temel özellikleri belirlendikten sonra, bu atığın hangi sınıf düzenli depolama tesisine kabul edileceği belirlenir. Atığın temel özelliklerinin tanımlandırılması ve nitelendirilmesi için uygunluk testi yapılır. Bu test, tesiste doğrulama işlemiyle kullanılmak üzere atık tesise gelmeden önce işletmeci tarafından yapılır.

Test yapılma aşamasında atıklar, düzenli olarak aynı proses sonucunda üretilen atıklar ve düzenli üretilmeyen atıklar olmak üzere iki kategoride değerlendirilir ve buna göre test işlemleri yapılır.

Numune alma: Atıklardan temel özelliklerin tanımlanması ve nitelendirilmesi testi, uygunluk testi ve tesiste doğrulama testi için numune alınması amacıyla hali hazırda CEN tarafından geliştirilmiş olan numune alma standardının 1. kısmına uygun bir numune alma planı yapılır.

Test metotları: Öncelikle Türk Standardına uygun olmak zorundadır. Türk Standartlarının bulunmaması durumunda öncelikle EN ve ISO yöntemleri referans olarak önerilir.

26 Mart 2010 27533 Sayılı Resmi Gazete’de yayınlanan Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik’in Ek-2 kısmında Atık Kabul Kriterleri belirtilmiştir.

Sınır değer artırımları: Atıkların, kabul kriterlerine ilişkin sınır değerlere göre uygun depolama alanında bertarafı sağlanır. Ancak, bazı sınır değerlerin aşılması durumunda,

depolama tesisi ve çevresinin özelliklerini dikkate alınarak sızıntı suyu da dâhil olmak üzere oluşabilecek emisyonların tesise ilave bir yük getirmeyeceğinin işletmeci tarafından belgelenmesi halinde, atık sahibinin talebi üzerine Bakanlık her bir durum bazında aşağıda verilen sınır değer artırımları dâhilinde atığın belirlenen tesise kabul edilmesi için izin verebilir. Her bir düzenli depolama sınıfına ilişkin artırımlar Ekler kısmında Ek 1’de verilmektedir.

Atıkların düzenli depolanabilmesi için kabul kriterleri: Atıklar kabul kriterlerine ilişkin sınır değerlere göre uygun depolama tesisinde bertaraf edilir.

İnert Atıkların Düzenli Depolanabilme Kriterleri: III. sınıf depolama tesisleri için sınır değerleri ise Çizelge 2.3’te gösterilmiştir.

Çizelge 2.3. III. sınıf depolama tesisleri için sınır değerler (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik Ek-2)

Parametre	Birim	Sınır değer
As (Arsenik)	mg / lt	0,05
Ba (Baryum)	mg / lt	2
Cd (Kadmiyum)	mg / lt	0,004
Cr toplam (Toplam krom)	mg / lt	0,05
Cu (Bakır)	mg / lt	0,2
Hg (Civa)	mg / lt	0,001
Mo (Molibden)	mg / lt	0,05
Ni (Nikel)	mg / lt	0,04
Pb(Kurşun)	mg / lt	0,05
Sb (Antimon)	mg / lt	0,006
Se(Selenyum)	mg / lt	0,01
Zn (Çinko)	mg / lt	0,4
Klorür	mg / lt	80
Florür	mg / lt	1
Sülfat	mg / lt	100 ⁽¹⁾
Fenol indeksi	mg / lt	0,1
ÇOK(Çözünmüş organik karbon) ⁽²⁾	mg / lt	50
TÇK (Toplam çözünür katı) ⁽³⁾	mg / lt	400

(1) Eğer atık; sülfat için bu kriteri sağlayamıyorsa; 600 mg/lt değerini aşmamak kaydı ile kabul kriterlerine uygun olduğu kabul edilir. (2) Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) sınır değeri atığın kendi pH değerinde sağlanamıyorsa, pH 7,5 – 8 değerinde test tekrarlanır ve sınır değerin aşılmadığı tespit edilir. Sınır değeri aşılmıyorsa; Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) değerinin kabul kriterlerine uygun olduğu kabul edilir. (3) Toplam çözünmüş katı madde değerleri (TÇK), sülfat ve klor değerlerine alternatif olarak kullanılabilir.

Yukarıda verilen sınır değerlere ilave olarak, aşağıdaki sınır değerler de karşılanmak zorundadır ve Çizelge 2.4’ te bu değerler gösterilmiştir:

Çizelge 2.4. III. sınıf depolama tesisleri için sınır değerlere ilaveten karşılanması gereken sınır değerler (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik Ek-2)

Parametre	Birim	Sınır Değer
TOK (Toplam organik karbon)	mg/kg	30000 ⁽¹⁾
BTEX	mg/kg	6
PCBler (7 türdeş)	mg/kg	1
Mineral yağ (C10 – C40'a kadar)	mg/kg	500

(1)Toprak atıkları için; ancak toprağın kendi pH değerinde veya pH 7,5 ile 8 arasında Çözülmüş Organik Karbon (ÇOK) değerinin 50 mg/lt olması kaydı ile Bakanlık tarafından daha yüksek bir değer kabul edilir.

Çevre ve Orman Bakanlığının, Resmi Gazetenin 5 Temmuz 2008 Tarih ve 26927 sayılı Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik'in Ek-III B kısmında yer alan Tehlikeli Atık Eşik Konsantrasyonları'na dair hükümler Çizelge 2.5'te verilmiştir:

Çizelge 2.5. Tehlikeli Atık Eşik Konsantrasyonları (AYGE TAEK 2008)

a	Parlama noktası ≤ 55 0C,
b	Yüksek seviyede zehirli olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%0,1$ olması,
c	Zehirli olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%3$ olması,
ç	Zararlı olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%25$ olması,
d	R35'e göre aşındırıcı olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%1$ olması,
e	R34'e göre aşındırıcı olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%5$ olması,
f	R41'e göre tahriş edici olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%10$ olması,
g	R36, R37 ve R38'e göre tahriş edici olarak sınıflandırılan bir veya daha fazla maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%20$ olması,
ğ	Kategori 1 ya da 2'de kanserojen etkisinin olduğu bilinen bir maddelerdeki toplam konsantrasyonun $\geq \%0,1$ olması,
h	Kategori 3'de kanserojen etkisinin olduğu bilinen bir maddedeki toplam konsantrasyonun $\geq \%1$ olması,
ı	R60 ya da R61'e göre üreme yetisini azaltıcı olarak sınıflandırılan Kategori 1 ya da 2 maddesindeki konsantrasyonun $\geq \%0,5$ olması,
i	R62 ya da R63'e göre üreme yetisini azalttığı özelliği ile sınıflandırılan kategori 3 maddesindeki konsantrasyonun $\geq \%5$ olması,

j	R46'ya göre kalıtsal değişikliklere yol açıcı olarak sınıflandırılan Kategori 1 ya da 2 maddesindeki konsantrasyonu
k	R40'a göre kalıtsal değişikliklere yol açıcı olarak sınıflandırılan Kategori 3 maddesindeki konsantrasyonun ≥ 1 de olması

R kodları (Risk durumu) 11.07.1993 tarihli ve 21634 sayılı Resmî Gazete'de yayımlanan Tehlikeli Kimyasallar Yönetmeliği (EK 7) de verilmektedir. Ekler kısmında Ek 1'de gösterilmiştir.

3 Ağustos 2010 tarihli ve 27661 sayılı Resmi Gazete de yer alan Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik'e göre Ek I-B'de yer alan maksimum ağır muhtevalarına ait değerlerin yer aldığı çizelge aşağıdadır:

Çizelge 2.6. Toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları (EKAÇTKDY 2010)

Ağır Metal (Toplam)	Sınır Değerler (mg kg ⁻¹ kuru madde)
Kurşun	750
Kadmiyum	10
Krom	1000
Bakır	1000
Nikel	300
Çinko	2500
Civa	10

2.4. Arıtma Çamuru Kaynakları

Çamur; yüksek miktarda organik madde, besin maddeleri, patojen mikroorganizmalar, çok miktarda su içerdiği için arıtılmalıdır. Farklı atıksu karakteristiklerine bağlı olarak, her atıksuyun arıtımı için uygulanan arıtma işleminin de farklıdır. Arıtılacak suyun özelliklerine istinaden arıtma tesislerinde çeşitli arıtma kademelerinde (fiziksel arıtma, kimyasal arıtma, biyolojik arıtma, ileri arıtma, vb.) oluşan çamurun özelliği birbirinden farklıdır. Genel olarak atıksu arıtımında üç temel arıtma sistemi uygulanmaktadır. Bunlar; Ön Arıtma, İkincil Arıtma ve Fiziksel-Kimyasal Arıtmadır.

2.4.1. Ön arıtma

En yaygın kullanılan arıtma yöntemidir. Ön arıtmanın temel prensibi çökebilir haldeki katı maddelerin atık sudan uzaklaştırılmasıdır. Ön arıtma sistemleri ile oksijen gereksinimi olan materyalin giderilmesinden ziyade çökelebilen katı maddeler ile BOİ'nin bir kısmı

giderilmeye çalışılmaktadır. Kendiliğinden çökebilir özelliğe sahip inorganik yapıdaki katı maddeler kum tutucularda tutulurlar. Bu maddeler ön çökeltim havuzunun tabanında, yüzebilen maddeler ise yüzeyde toplanırlar. Yüzebilen katı maddelere köpük denir ve bunların miktarları önemli değildir. Bunlar ya çökebilir katı maddelerle uzaklaştırılır ya da herhangi bir arıtma işlemi yapılmaksızın en yakın bertaraf sahasına gönderilir. Çökeltim havuzunun tabanında toplanan maddelere ise ham ön çökeltim çamuru adı verilir. Bu çamurların su içeriği yüksektir. Bu çamurlar çürütülerek çürük ön çökeltim çamuru adını alırlar. Süpernatant adı verilen üst sıvı ise arıtma tesisi başına geri gönderilir.

2.4.2. İkincil arıtma

Biyolojik metotlarla BOİ giderimi amaçlanmaktadır. Fiziksel ve kimyasal arıtma işlemleri de BOİ giderimi için kullanılabilir. Aktif çamur sistemleri en yaygın olarak kullanılan ikincil arıtma tesisleridir. Oksijen açığını yaratan materyali gideren biyokütle, sıvı içinde süspansiyon halinde bulunur. Karışık sıvı içine hava difüzörler, yüzeysel havalandırıcılar ya da farklı yöntemlerle verilir. Havalandırma tankındaki biyokütle son çökeltim havuzunda çökelti olarak yeniden kullanılmak üzere tesis başına gönderilmelidir. Aktif çamur sisteminde oluşan mikroorganizma miktarı sistem için gereken miktarı aşarsa, fazla katı maddelerin sistemden uzaklaştırılması gerekir. Bu atık biyolojik materyal atık aktif çamur olarak adlandırılır ve arıtma tesisi için büyük problem yaratır.

2.4.3. Fiziksel-kimyasal arıtma

Oksijen tüketen materyalin giderilmesi önemli olduğu kadar azot ve fosfor giderimi de önem taşımaktadır. Ön çökeltim havuzuna demir ve alüminyum tuzları katılarak ikincil arıtmadaki biyolojik çamurlara benzer yapıda çamurlar oluşturulur. İkincil arıtma çıkış suyuna kimyasal madde katılarak da içme suyu arıtma tesislerindeki benzer yapıda çamurlar oluşturulur. Her iki durumda da bu çamurların suyunun alınarak işlenmesi zordur.

Arıtma tesislerinde pıhtılaştırma ve yumaklaştırma için yaygın olarak alum denenen alüminyum sülfat kullanılır. Bu da atık alum çamurunu oluşturur.

Kimyasal arıtma işlemi genel olarak koagülasyon, flokülasyon ve kimyasal çökeltim havuzundan oluşmaktadır. Koagülasyon (pıhtılaştırma) - flokülasyon (yumaklaştırma), su ortamındaki çok küçük, askıda halde bulunan ve yerçekimi ile çökmeyen parçacıklar olan kolloid parçacıkların, taşıdıkları elektriksel yükten dolayı oluşmuş, durağan hallerinin çeşitli yollarla bozularak birbirleriyle temas etmeleri sonucu, daha kolay çökebilir büyük kümeler (yumaklar) haline getirilmeleri olayıdır (Duran ve Demirel 1997). Kimyasal arıtma işlemleri sonucunda oluşan arıtma çamurlarının özellikleri atıksuyun özelliğine ve kullanılan kimyasal maddelere bağlı olarak değişmektedir. Örneğin; metal tuzlarının kimyasal çökmesi sonucu

oluşan çamurlar, genellikle koyu renklidir, hatta çok fazla miktarda demir içeriyorsa yüzeyi kırmızımtıraktır. Kireç çamurları gri-kahve rengidir. Kimyasal çamurların kokusu olmakla birlikte ön çökeltim çamurları kadar kötü kokulu değildir (Filibeli 1996). Özellikle, ağır metal ve biyolojik olarak parçalanamayan toksik organik maddeleri içeren endüstriyel atıksuları arıtmak amacıyla kullanılan kimyasal arıtma ünitelerinde oluşan arıtma çamurları tehlikeli atık olarak kabul edilerek buna göre işlem görmelidir.

2.4.4. Arıtma kademelerine göre çamur karakteristikleri

Arıtma işlemleri sonucu oluşan çamurun ve katı maddelerin karakteristiğinin iyi bilinmesi gerekmektedir. Çamurun özellikleri, çamur ve katı maddenin kaynağına ve uygulanan arıtma işlemine göre farklılıklar gösterir.

Ham ön çökeltim çamurunun katı madde içeriği % 4-8 'dir. Kokusu fazla, drenaj kabiliyeti zayıftır. Kurutma yataklarında zor drene olur. Mekanik olarak suyunu almak mümkündür. Filtre humusu atık aktif çamur gibi hafif ve yumuşaktır. Katı madde içeriği % 0,5-1,5 'tur. Rengi sarıdan siyaha değişir.

Anaerobik çürütme çamurunun suyu kurutma yataklarında kolaylıkla alınabilir ama mekanik olarak suyun giderilmesi zordur. Rengi koyu olmakla beraber küf kokusu vermektedir.

Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımı olan çürük çamur, açık kahve renkli ve kokusuzdur. Anaerobik çürük çamur kadar suyunu almak kolay değildir. Düşük katı madde konsantrasyonuna sahiptir. Yüksek biyolojik aktivitesinden dolayı suyunu almak ve nihai bertarafı zordur.

İçme suyu arıtımından oluşan atık alum çamurunun sudan giderilen materyalin tipine bağlı olarak rengi de farklılık gösterir, gri-sarı renklidir ve suyunu almak zordur.

Sanin (2007) 'e göre çeşitli çamur tipleri ve özelliklerine ait bilgiler Çizelge 2.7'de verilmiştir.

Çizelge 2.7. Çamur Tipleri ve Özellikleri (Sanin 2007)

ÇAMUR	TİPİK KATI MADDE KONSANTRASYONU (%)	TİPİK ÖZELLİKLER
Ham ön çöktürme çamuru	4-8	Kötü kokulu, gri/kahverengi renkli, kurutma yataklarında kendi kendine suyunu kolayca vermez, mekanik olarak susuzlaştırılabilir.
Oksijensiz çürütme çamuru	6-10	Siyah renklidir, gaz üretimi vardır, kurutma yataklarında susuzlaştırılabilir.
Artık aktif çamur	0,5-1,5	Kokusuz, kahverengi renkli, yumaklı, biyolojik olarak

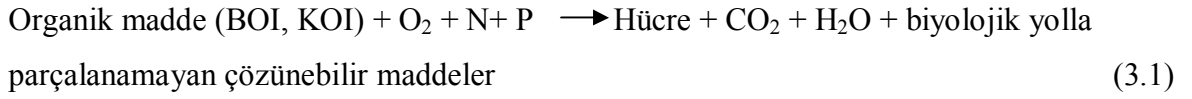
		aktif, zor susuzlaştırılabilir.
Karışık oksijensiz çürütme çamuru	2-4	Kahverengi renkli, gaz üretimi olan, susuzlaştırılması zor.
Oksijenli çürütme çamuru	1-3	Kokusuz, kahverengi renkli, biyolojik olarak aktif, zor susuzlaştırılabilir.
Alum çamuru	0,5-1,5	Gri/sarı renkli, kokusuz, zor susuzlaştırılır.

3. AKTİF ÇAMUR PROSELERİ

Aktif çamur prosesi İngiltere’de 1914’de Arden ve Lockett tarafından geliştirilmiştir. Bu orijinal prosenin birçok çeşitleri geliştirilerek kullanılmaktadır.

Bütün havalı (aerobik) atıksu arıtma proseslerinde atıklar a) sentez ve b) oksidasyon yolu ile yok olurlar. Diğer bir deyimle organik maddelerin bir kısmı yeni hücrelere dönüşürken (sentez) geri kalan kısmı gerekli enerjiyi üretmek için oksidasyona tabi tutulurlar. Organik maddeler yok olmaya başlayınca biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak amacıyla kendi kendini oksitler (içsel solunum).

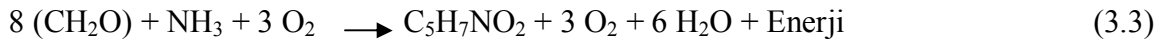
Havalı biyolojik oksidasyon reaksiyonları genel olarak aşağıdaki şekilde ifade edilebilmektedir:



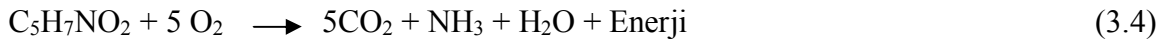
Bu biyolojik parçalanma olayı tüm havalı biyolojik arıtma sistemlerinde yer almaktadır.

Aşağıda biyolojik reaksiyon 3 adımda gösterilmektedir.

1. Adım: Biyokütlenin üretimi ve organik maddenin oksidasyonu



2. Adım: Biyokütlenin solunumu



3. Adım: Nitrifikasyon



Havalı biyolojik arıtma yöntemleri genellikle iki büyük sınıfa ayrılabilirler:

- Arıtmayı yapan bakterilerin askıda bulunduğu sistemlerdir. Buna örnek olarak aktif çamur sistemi ve çeşitleri (türevleri) gösterilebilir.

- Arıtmayı yapan bakterilerin sabit bir yüzey üzerine tutunarak büyüdüğü sistemler.

Bunların başlıca örnekleri damlatmalı filtreler ve dönen biyodisklerdir.

(<http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf>),

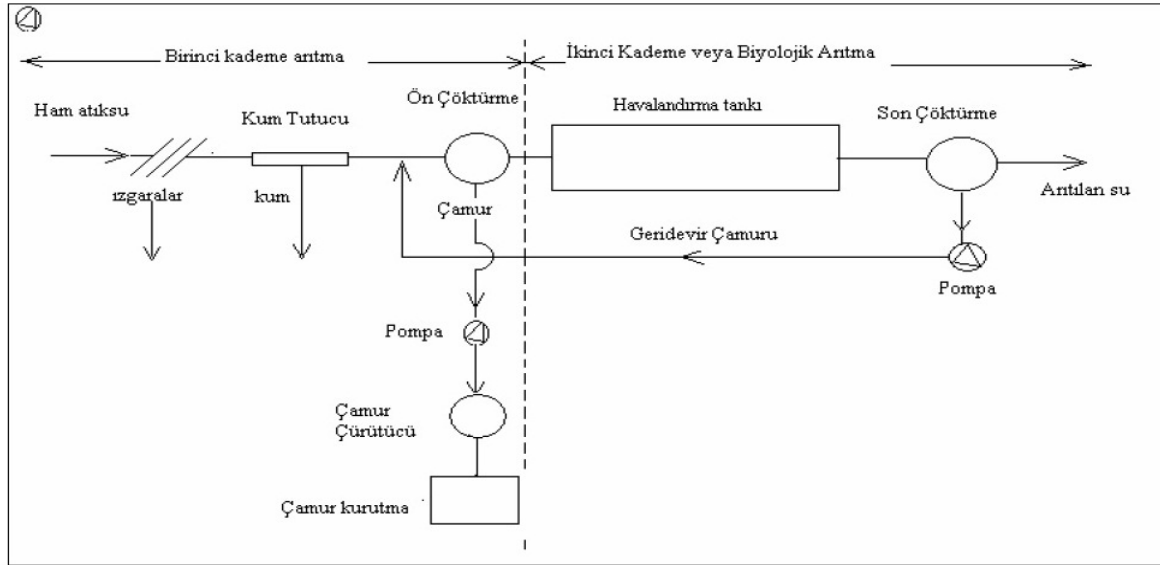
3.1. Aktif Çamur Prosesi Modifikasyonları

Aktif çamur prosesi, havalı biyolojik arıtma metotları arasında geniş uygulama alanı bulmaktadır. Bu metot 1912-1914 yıllarında geliştirilmiş ve karmaşık biyolojik mekanizması nedeni ile araştırmacıların diğer proseslere kıyasla daha fazla ilgisini çekmiştir. Bu sebeple aktif çamur prosesinin yıllar içerisinde birçok çeşidi (modifikasyonu) geliştirilmiştir.

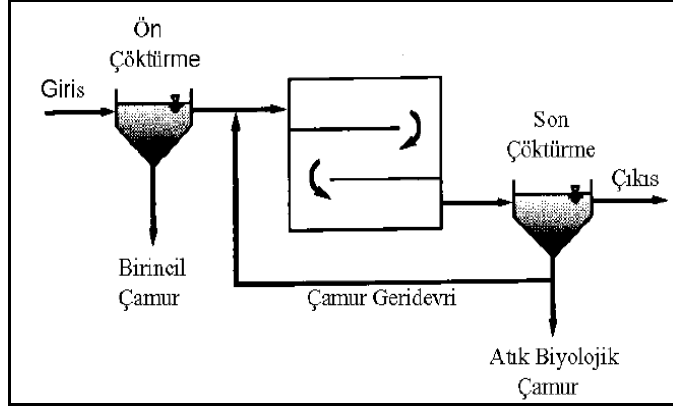
Klasik aktif çamur arıtma tesisi ve farklı tiplerinin akım şemaları Şekil 3.1’de gösterilmektedir.

Sistem birinci kademe arıtma, ızgara, kum tutma ve çöktürme işlemlerinden oluşmaktadır. Evsel atıksularda birinci kademe arıtma ile atıksudaki BOI’nin % 30-35’i giderilmektedir. Ön çöktürmeden sonraki arıtmaya ikinci kademe arıtma denir. İkinci kademe arıtma, biyolojik havalandırma işleminin safhasıdır. Bu işlem sırasında çözülmüş organik madde, çökelebilen biyokütle haline dönüştürülür ve son çöktürme tankında çamur olarak tutulur. Daha önceden havalandırılmış olan bu çamura “aktif çamur” denir. Aktif çamurun bir bölümü havalandırma tankına geri döndürülür. Geride kalan kısım ise çoğalan çamura karşı gelen çamur olup sistemden dışarı alınarak birinci kademe arıtma sırasında çıkan çamurla karıştırılır. Karışık çamur daha sonra yoğunlaştırılır ve en sonunda daha ileri stabilizasyon sağlamak amacıyla çamur çürütücülere gönderilir. Aktif çamur prosesi ile %90’ın üzerinde BOI giderimi sağlanır.

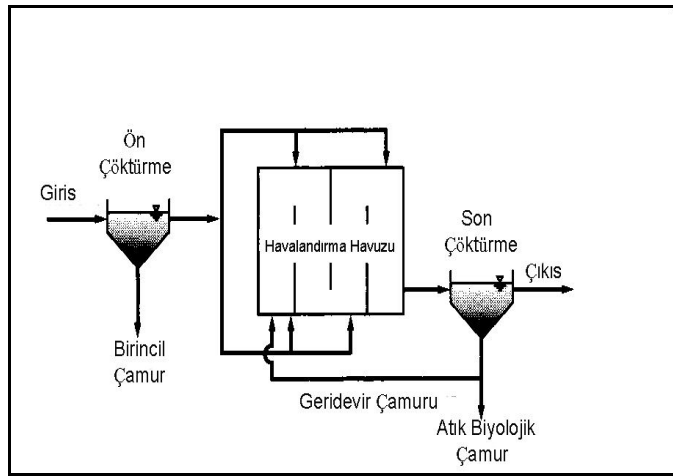
- (a) Klasik bir Aktif çamur arıtma tesisinin akım diyagramı.
- (b) Piston akımlı aktif çamur sistemi
- (c) Kademeli beslemeli aktif çamur sistemi
- (d) Temas stabilizasyonlu aktif çamur sistemi



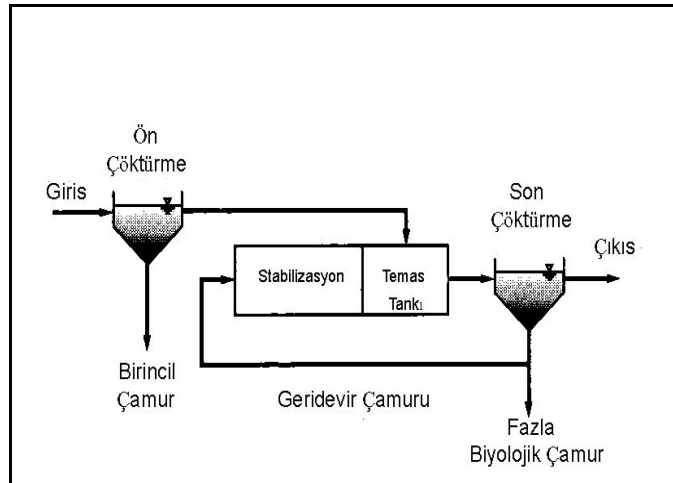
a) Klasik bir Aktif çamur arıtma tesisinin akım diyagramı (<http://web.deu.edu.tr/atıksu/ana58/bolum05.pdf>)



b) Piston akımlı aktif çamur sistemi



c) Kademeli beslemeli aktif çamur sistemi



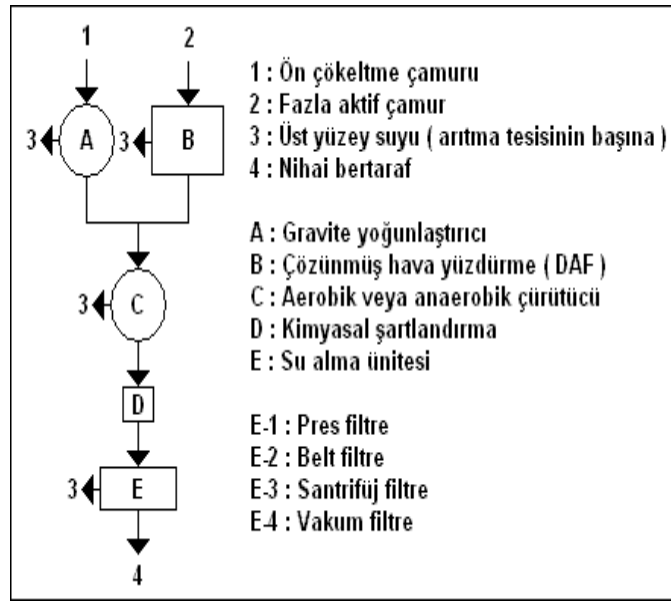
d) Temas stabilizasyonlu aktif çamur sistemi

Şekil 3.1. Klasik aktif çamur sistemi ve farklı tiplerinin akım şemaları
(<http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf>)

Klasik aktif çamur sürecinde çamur bertarafı için uygulanacak işlemler;

1. Ön işlemler: Parçalama, karıştırma, öğütme, depolama ve kumundan ayırma.
2. Yoğunlaştırma: Gravite, yüzdürme, santrifüj, belt ve döner tambur.

3. Stabilizasyon: Klor oksidasyonu, kireç stabilizasyonu, ısıtma işlemi, aerobik / anaerobik çürütme ve kompostlaştırma.
4. Şartlandırma: Kimyasal şartlandırma, ısıtma işlemi ve elutriasyon.
5. Dezenfeksiyon: Pastörizasyon ve uzun süreli depolama.
6. Su alma: Kurutma yatakları, lagünler, vakum filtre, pres filtre, bant filtre ve santrifüj.
7. Kurutma: Flaş kurutma, püskürtme, döner tambur ve çok gözlü fırınlar.
8. Isıtma işlemleri: Çok gözlü fırınlar, flaş yakma, katı atıklar ile yakma ve ıslak hava oksidasyonu.
9. Nihai bertaraf : Arazi doldurma, tarımda kullanma, arazi iyileştirme, yeniden kullanım ve deponi.



Şekil 3.2. Klasik aktif çamur süreci için bir çamur bertaraf sistemi akım şeması (<http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana52/camurana2.html>)

3.2. Biyolojik Nutrient Giderimi

Gerek azot gerekse fosfor, su kalitesine önemli etkileri olduğundan sürekli olarak kontrol edilmesi gerekli parametrelerdir. Azot atıksularda çeşitli şekillerde bulunabilir (organik, amonyak, nitrit ve nitrat). Atıksu arıtma tesislerinin ön çökeltme havuzlarında toplam azot konsantrasyonunun %20'si çökelerek giderilir. Biyolojik arıtmada organik azotun önemli bir kısmı amonyağa çevrilir. Amonyakın da %20'lik bir kısmı yeni hücre oluşumunda kullanılır. Geriye kalan %60'lık azot miktarı alıcı ortama deşarj edilir. Fosfor atıksularda, inorganik, ortofosfat veya kompleks fosfatlar olarak organik formda bulunur. Kompleks fosfatlar sentetik deterjanlardan kaynaklanır ve atıksudaki fosfatın yaklaşık yarısını oluşturur. Kompleks fosfatlar biyolojik arıtmada ortofosfata hidrolize olurlar.

(http://www.cem.yildiz.edu.tr/3-menu_icerikleri/3-egitim-ogretim/ogretim_kademeleri/lisans/ders_notlari/0413051-BTI/bti-ders_notlari.pdf).

3.2.1. Biyolojik yolla azot giderimi

Asimilasyon ve nitrifikasyon-denitrifikasyon olmak üzere iki temel azot giderim mekanizması vardır. Azot bir nütrient olduğundan mikroorganizmalar amonyak azotunu asimile ederler ve ardından yeni hücre yapımında kullanırlar. Hücrelerin atıksudan uzaklaştırılması ile hücre bünyesindeki azot da giderilmiş olur. Ancak çoğunlukla atıksularda, mikroorganizmaların asimilasyon yolu ile giderebileceği miktarın çok daha üzerinde bir azot konsantrasyonu vardır. Nitrifikasyon-denitrifikasyon işleminde azot giderimi iki adımda gerçekleşir. Nitrifikasyon adımında amonyak nitrata okside olurken, denitrifikasyon adımında oluşan bu nitrat azot gazına dönüşerek atıksudan uzaklaşır. Biyolojik azot giderimi 3 şekilde uygulanır.

- 1) Ayrı bölmede karbon oksidasyonu, diğer bölmede nitrifikasyon ve denitrifikasyon
- 2) Birleşik olarak karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon ve ayrı bölmede denitrifikasyon
- 3) Birleşik olarak karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon

3.2.2. Biyolojik yolla fosfor giderimi

Mikroorganizmalar hücre sentezi ve enerji transferi için fosforu kullanırlar. Bu şekilde giriş fosforunun % 10-30' u biyolojik arıtmayla giderilir. Bazı işletme şartlarında mikroorganizmalar ihtiyaçlarından fazla fosforu bünyelerinde tutabilirler. Bu şekilde fazla fosforu bünyelerine alan mikroorganizmaların sudan alınmasıyla fosfor da giderilmiş olur. Biyolojik yolla fosfor giderimi birtakım ardışık proseslerin uygulanmasıyla mümkün olur. Bu prosesler şu şekilde sıralanabilir.

1. Bir grup bakteri fazla miktar fosfatı polifosfat olarak bünyelerinde tutma kabiliyetine sahiptir.
2. Uçucu yağ asitleri gibi anaerobik şartlarda üretilen fermantasyon ürünlerinin ortamda bulunması halinde, bu bakteriler fermantasyon ürünlerini asimile ederek hücrelerinde depolarken fosforu açığa çıkarırlar.
3. Takip eden aerobik/anoksik şartlar altında depolanan fermantasyon ürünleri okside edilerek enerji üretilirken, hücredeki polifosfatın depolanması artar.

Bu nedenle fosfor giderimi için anaerobik bir fazdan sonra aerobik bir faz gereklidir. Anaerobik bir fazdan sonra aerobik fazın kullanılması, mikroorganizmaların fosfor alımını daha da artırmaktadır. Fazla fosforu içeren çamur sistemden atıldığı gibi geri de devir ettirilebilir. Anaerobik ve aerobik fazlar birlikte tek bir havuzda kullanılabilir gibi, ayrı ayrı havuzlarda tatbik edilebilir. Fosfor gideriminin özel olarak ayrılmış bir havuzda

yapılmadığı durumlarda uçucu yağ asitlerinin üretimi için akım dışarıdaki bir fermentöre verilebilir (http://www.cem.yildiz.edu.tr/3-menu_icerikleri/3-egitim-ogretim/ogretim_kademeleri/lisans/ders_notlari/0413051-BTI/bti-ders_notlari.pdf).

3.3. Aktif Çamur Sistemlerinde Oluşan Çamura Uygulanan İşlemler

Aktif çamur prosesi, farklı karakterizasyona sahip atık suları arıtmak için kullanılmaktadır. Bu proseste temel fonksiyon, organik kirleticileri karbondioksit, su ve biyokütleye dönüştürmektir. Biyokütleyi, aşırı çamur denilen konsantre bir formda uzaklaştırabilmek için arıtılmış sudan ayırmak gerekir. Aktif çamur proseste oluşan aşırı çamur ikincil bir katı olduğundan güvenli ve ekonomik bir yöntemle uzaklaştırılmalıdır. Daha önceden yapılan araştırmalar çamur arıtımının, arıtma tesisinin toplam işletme maliyetinin % 25-65 ine denk geldiğini göstermektedir (Liu 2003). Bu yüzden, aktif çamur proseste üretilen aşırı çamuru azaltmak için uygun yöntemler geliştirilmiştir. Bu yöntemler esas olarak biyokütle parçalanmasına dayanmaktadır. Bu uygulamalarda bakteri muhtevası dağılmaktadır. Bakteri muhtevası ikincil bir besi kaynağı olarak mikrobiyal metabolizmada yeniden kullanıldığında bir kısmı karbondioksitde dönüşmekte ve biyokütle sentezinde kullanılan miktar azalmaktadır. Böylece, aktif çamur prosesinde oluşan çamur miktarı azalmaktadır. Biyokütle parçalanması prensibinde aşırı çamur üretimini azaltmak için; kimyasal (ozon, klor), termokimyasal, mekanik ve enzimatik yöntemler kullanılmaktadır (Gürtekin ve Şekerdağ 2006). Ana hatlarıyla bu yöntemler şu şekilde sıralanabilir;

Ozon: Aktif çamur prosesin geri hattına ozon ünitesi yerleştirilir. Ozonlanan aşırı çamur hem karbondioksit ve suya mineralize olmakta hem de biyolojik olarak arıtılabilen organikler haline dönüşmektedir.

Klor: Ozon maliyetinin yüksek olmasından dolayı alternatif olarak kullanılmıştır. Zayıf oksitleyici özelliğinden dolayı ozona göre daha yüksek miktarda kullanılmaktadır.

Termokimyasal: Yüksek sıcaklık ve yüksek sıcaklıkta asit ve baz kombinasyonları birlikte kullanılabilir.

Mekanik: Mikroorganizma hücrelerine basınç uygulanmaktadır. Bu basıncın hücre iç basıncından yüksek olması durumunda mikroorganizma parçalanabilmektedir.

Enzimatik: Enzimler vasıtasıyla hücre duvarını oluşturan bileşikler parçalanmakta ve böylelikle çamur üretimi azalmaktadır. Bu yöntemin dezavantajı enzimlerin pahalı oluşudur.

Evsel ve endüstriyel atıksular, genellikle biyolojik prosesler aracılığıyla arıtılmaktadır. Biyolojik prosesler sırasında elimine edilen çözünmüş ve askıda organik bileşikler minerallere, gazlara ve biyokütleye dönüşmektedir. Aktif çamur prosesleri, evsel ve endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımında uygulanan başlıca yöntemdir. Aktif çamur

proseslerinin uzun süreli ve sürekli devinim gösteren tarihsel gelişimi boyunca sadece AKM ve karbona dayalı organik madde parametrelerinin değil, aynı zamanda azot ve fosforun da giderimi amacıyla atıksuların arıtımı için etkili ve ekonomik yollar geliştirilmiştir.

3.4. Aktif Çamur Prosesinde İşletme Şartları ve Çamur Oluşum Miktarında Etkili Parametreler

3.4.1 Çözünmüş oksijen

Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun yüksek olması halinde aşırı çamur üretimi azalmaktadır. Ancak, aşırı çamur üretiminin yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonuyla azaltılmasının mekanizması henüz açıklanamamıştır. Yüksek çözünmüş oksijenle aşırı çamur üretiminin azaltılması için iki hipotez sunulmuştur. Birinci hipotezde, yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonunun aktif biyokütleyi artırdığı savunulmaktadır. Dolayısıyla aktif çamur proste çamur yükü azalmakta ve daha düşük çamur üretilmektedir. İkinci hipotezde, yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonunun çamur flokları içerisindeki aerobik hacmin büyümesini sağlayan bir derin difüzyon olayını gerçekleştirdiği savunulmaktadır. Flok içerisinde hidroliz olan biyokütle aerobik olarak ayrışır ve oluşan çamur miktarı azalır (Liu ve Tay 2001). Abbasi ve ark. (2000) çözünmüş oksijen konsantrasyonunu 1.8'den 6 mg/L'ye çıkararak çamur üretiminde yaklaşık % 25 azalma elde etmişlerdir. Jung ve ark. (2006) çamur üretimine kesikli havalandırmanın etkisini belirlemek için yaptığı kesikli deneylerde daha kısa işletme çevrim süresinin çamur üretiminin azaltılmasında daha etkili olduğunu belirlemişlerdir.

Yüksek çözünmüş oksijenin; filamentli bakteri büyümesinin önlenmesi, havalandırma havuzunda daha yüksek biyokütle temini, daha iyi çökelebilen çamur elde edilmesi, daha az çamur üretimi, yüksek oksijen transfer verimi ve daha stabil işletme gibi birçok avantajı vardır (Liu 2003). Ancak havalandırma havuzuna oksijen temini aktif çamur prosesin toplam enerji gereksiniminin % 50'sinden daha fazla tekabül etmektedir. Dolayısıyla çamur üretimini azaltmak için çözünmüş oksijen konsantrasyonunun artırılması maliyeti artıracaktır (Doğruel 2008).

3.4.2. Çamur yaşı

Çamur yaşı, mikroorganizmaların aktif çamur proste kaldıkları zaman olarak tanımlanır. Mikroorganizmalar üreme yerine yaşam fonksiyonlarını devam ettirmeyi tercih etmektedirler. Yüksek çamur yaşına bağlı olarak mikroorganizmaların elde ettiği besi maddesi azalmakta ve mikroorganizma hücrelerinin muhafazası için kullanılan enerji ve mikroorganizmaların kendi hücrelerini sindirmelerinde (iç solunum) artış meydana gelmektedir. İç solunum sonucu, prosese giren besi maddesi karbondioksit ve suya

dönüşmekte ve proseste aşırı çamur üretimi azalmaktadır. Çamur yaşındaki artışa bağlı olarak proseste biyokütle konsantrasyonu artmaktadır. Low ve Chase (1999a) tarafından yapılan çalışmada biyokütle konsantrasyonunun 3'den 6 mg/L'ye artırılmasıyla % 12 ve 1.7'den 10.3 mg/L'ye artırılmasıyla % 44 aşırı çamur üretiminde azalma elde etmişlerdir.

3.4.3. pH

Evsel atıksu arıtımında kullanılan aktif çamur prosesler için optimum pH aralığı 7.0-7.5 aralığındadır. pH, aktif çamur proseste aşırı çamur üretiminin azaltılmasında etkili bir parametre değildir. Ancak, metabolik ayırıcı ve termokimyasal gibi yöntemlerin etkinliği uygun pH seçimi ile artmaktadır. Low ve Chase (1998) tarafından yapılan çalışmada 100 mg/L paranitrofenol ilavesinde pH 7.0'den 6.2'ye düşürüldüğünde biyokütle azalımı % 62'den % 77'ye artmıştır. Termokimyasal yöntemde ise, yüksek pH ile termal arıtımın kombinasyonu biyokütle arıtımında daha etkilidir (Rocher ve ark. 1999).

3.4.4. Sıcaklık

Aktif çamur proseste biyolojik reaksiyon hızları sıcaklığa bağlıdır. Yüksek sıcaklık çamur üretiminin azaltılmasında etkili bir faktördür. Tian ve ark. (1994) 8 °C 'de çamur üretiminin 20 °C 'ye göre %12-20 daha fazla olduğunu belirlemişlerdir. Düşük sıcaklıkta daha yüksek çamur üretimi flok içinde organik formda hücre protoplazmasının birikmesinden kaynaklanmaktadır (Lishman ve ark. 2000).

3.4.5. Aşırı karbon

Birçok bakteri türü, aşırı karbon ve sınırlı nutrientin bulunduğu şartlarda aşırı metabolit üretmektedirler. Aynı zamanda, bakterilerin karbon alım hızı ve karbondioksit oluşumu artmakta ve biyokütle üretimi azalmaktadır. Aşırı karbon şartlarında, biyokütle üretiminin azalması durumu için iki olasılık üzerinde durulmaktadır. Birinci olasılık, proton ve K⁺ gibi iyonların sitoplazma membran potansiyelini zayıflatması ve enerji ayırımına neden olmasıdır. İkinci olasılık, organizmaların metabolik reaksiyon yolunu değiştirmesidir (Low ve Chase 1999b).

Genel olarak, aktif çamur proseste karbon hücre büyümesi için sınırlayıcı durumdadır. Bu yöntem, nutrientin sınırlı olduğu endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımında uygulanabilir. Ancak, karbon konsantrasyonunu gerekli olan değer altına indirmek için ilave arıtım gerekecektir (Low ve Chase 1999b).

3.4.6. Mikroorganizma

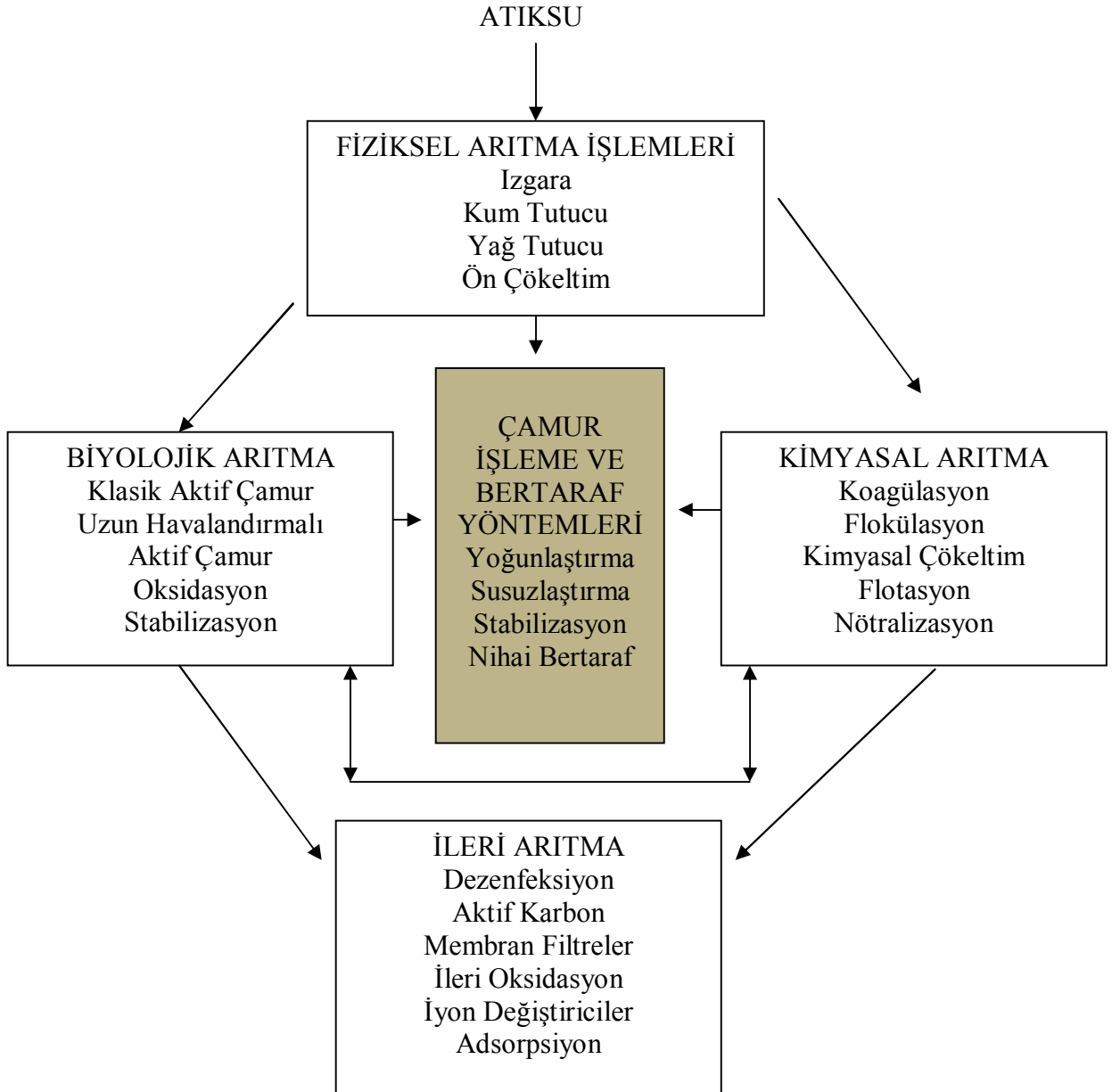
Aktif çamur prosesinde, bakteri dışında protozoa, metazoa ve kurt gibi birçok organizma bulunabilmektedir. Aktif çamur prosesinde aşırı çamur üretimini azaltmak için bakteri ile beslenen protozoa, metazoa ve kurt gibi organizmaların sayısı artırılabilir. Çünkü bakteri ile

daha yüksek organizmalar (protozoa, metazoa ve kurt gibi) arasındaki besi zincirinde enerji kaybı meydana gelmektedir. Bu enerji kaybının maksimum olması halinde çamur üretimi de minimum olmaktadır. Aktif çamur prosesinde protozoa ve metazoa'nın bulunması halinde iyi bir çıkış elde edildiği bilinmektedir. Son yıllarda ise, bunların çamur üretiminin azaltılmasında üstlendikleri rol üzerinde durulmaktadır. Ratsak ve ark. (1994) tarafından yapılan çalışmada *P.fluorescens* ile beslenen *T. pyriformis* ile biyokütle üretiminde %12-43 azalma sağlanmıştır.

Kurtlar ise aktif çamur proseste gözlenen en büyük organizmalardır. Kurtlar, aktif çamur proseste aşırı çamur üretiminin azaltılmasında etkili organizmalardır. Ancak, aktif çamur proseste kurtların gelişimini sağlayan işletme şartları hali hazırda bilinmemektedir. Özellikle tam ölçekli aktif çamur proseste, uzun zaman diliminde kurtların büyümesinin stabilize edilememesi bu yöntemin dezavantajıdır. Wei ve ark. (2003) membran ve aktif çamur proses kullanarak kurtlar ile çamur üretiminin azaltılmasını karşılaştırdılar. Aktif çamur proseste kurt sayısı daha fazlaydı. Aktif çamur proseste kurt sayısı 71 toplam kurt/mg uçucu katı madde (UKM) iken membran proseste 10 toplam kurt/mg UKM'dir. Membran reaktörde kurtların çamur azalmasında ve çamur çökmesinde bir etkisi yoktur. Fakat, aktif çamur proseste kurtlar çamur üretimini azaltmış ve çamur çökme özelliğini iyileştirmişlerdir. Aktif çamur proseste çamur oluşumu (0.17 kg askıda katı madde (AKM)/kg kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)) ve çamur hacim indeksi (60 ml/g) membran prosesten çok daha düşüktür (0.40 kg AKM / kg KOİ, 133 ml/g). Her iki reaktörde kurt büyümesine sekiz işletme parametresinin (AKM, hidrolik bekleme zamanı (HRT), çamur yaşı (SRT), çamur yükü (F/M), geri devir oranı, sıcaklık, pH ve çözünmüş oksijen) etkisi de araştırıldı. Membran reaktörde kurt büyümesini etkilemeyen tek parametre F/M oranı iken aktif çamur proseste SRT idi. Liang ve diğ. (2006) dört mikrofauna (*Aeolosoma hemprichi*, *Daphnia manga*, *Tubifex tubifex* ve *Physa acuta*) ile yaptığı çalışmada, çamur indirgeme oranlarını sırasıyla 0.8, 0.18, 0.54 ve 0.1 mg çamur/mg fauna olarak bulmuşlardır. Liang ve ark. (2005) bir mikrofauna (*aeolosoma hemprichi*) aşıladığı aktif çamur proseste yaptığı çalışmada %39-65 çamur azalması elde etmişlerdir.

4. ÇAMUR TASFİYESİ VE BERTARAFI

Çamur tasfiye ve bertaraf ünitelerini en uygun şekilde tasarımıyabilmek için, oluşacak katı madde ve çamur miktarlarını, bunların özelliklerini ve kaynaklarını bilmek gerekmektedir. Çamurun su ve organik madde muhtevasını azaltmak, nihai bertaraf ve tekrar kullanımını sağlamak için bir takım işlemler ve yöntemler kullanılmaktadır. Bunlar Şekil 4.1’de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Atıksu arıtma tesislerinde kullanılan işlemlere genel bakış (Filibeli 1998)

Ön çökeltim havuzunda çökelen çamur, kendiliğinden çökebilecek katı maddeleri içermektedir. Ortalama olarak %1-2 katı madde içeren oldukça sulu ve kokulu çamurlardır. Biyolojik arıtma çamurlarının özellikleri kullanılan biyolojik arıtma işlemine göre değişiklik göstermektedir. Çözünabilir nitelikteki organik maddelerin oksidasyonu amacıyla en yaygın

kullanılan biyolojik arıtma işlemi aktif çamur havuzudur. Aktif çamur sistemi esas olarak havalandırma havuzu ve çökeltim havuzundan oluşmaktadır.

4.1. Çamur Arıtım Basamakları

Klasik atıksu arıtma tesislerinde katı madde ve çamur kaynakları Çizelge 4.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.1. Klasik atıksu arıtma tesislerinde katı madde ve çamur kaynakları (Filibeli 1998)

Klasik atıksu arıtma tesislerinde katı madde ve çamur kaynakları		
Uygulanan arıtma işlemi	Katı madde ve çamur tipi	Açıklama
Izgara	Kaba katı maddeler	Kaba katı maddeler elle veya mekanik olarak temizlenen ızgaralarda tutulur.
Kum tutucu	Kum ve köpük	Köpük giderme işlemi kum tutucularda kum ayırma ile birlikte gerçekleştirilir.
Ön havalandırma	Kum ve köpük	Bazı tesislerde ön havalandırma tanklarında köpük ve yağ gidericiler bulunmaz. Ön havalandırma havuzlarından önce kum tutucular yoksa, ön havalandırma havuzunda kum birikimi olabilir.
Ön çökeltim	Ön çökeltim çamuru ve köpük	Çamur ve yüzer madde miktarı, toplama sistemine ve sisteme endüstriyel atık deşarjı olup olmamasına bağlıdır.
Biyolojik arıtma	Süspanse katı maddeler	Süspanse katı maddeler BOI gideriminden oluşur. Biyolojik arıtmadan çıkan atık çamurun yoğunlaştırılması için yoğunlaştırıcı gerekir.
Son çökeltim	Son çökeltim çamuru ve köpük	Biyolojik arıtma ünitelerinden gelen çamurun ayrıldığı yerdir.
Çamur işleme üniteleri	Çamur kompost ve kül	Nihai ürünlerin özellikleri, işlenen çamurun karakteristiğine ve uygulanan arıtma yöntemine bağlıdır. Atıkların nihai bertarafı için yasal düzenlemeler sıkılaştırılmaktadır.

Çizelge 4.1’den de anlaşıldığı gibi, çamur işlenmesi ve bertarafı için pek çok seçenek mevcuttur. Pratikteki uygulamalarda ise arıtma çamurlarının işlenmesi, biyolojik arıtma yöntemlerinin uygulanması ya da uygulanmamasına göre ikiye ayrılmaktadır. Yöntem seçimleri, yerel ve ekonomik koşullara bağlı olarak farklılıklar göstermektedir. Aşağıdaki çizelgede çamur işleme ve bertaraf yöntemleri gösterilmektedir. Nihai bertaraf öncesinde arıtma çamurları içeriğindeki fazla suyun uzaklaştırılması gerekmektedir. Suyu alınan çamurun hacmi, başlangıçtaki hacme oranla önemli ölçüde azalmaktadır. Yoğunlaştırma, şartlandırma, suyunu alma ve kurutma; çamurdaki suyu gidermek amacıyla uygulanmaktadır. Çürütme, kompostlama, yakma ve yaş yakma ise çamur içindeki organik maddelerin stabilize edilmesi için uygulanmaktadır. Bu yöntemler ve fonksiyonları Çizelge 4.2’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.2. Çamur işleme ve bertaraf yöntemleri (Filibeli 1998)

Çamur işleme ve bertaraf yöntemleri	
Birim işlemler, birim prosesler veya arıtma yöntemleri	Fonksiyonu
Ön arıtma işlemleri Çamurun öğütülmesi Çamur kumsuzlaştırma Çamurların karıştırılması Çamur depolama	İrilik azaltma Kum giderme Karıştırma Depolama
Yoğunlaştırma Graviteli yoğunlaştırma Flotasyon yoğunlaştırma Santrifüjleme Graviteli bant yoğunlaştırma Dönen tambur yoğunlaştırma	Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma
Stabilizasyon Klor oksidasyonu Kireç stabilizasyonu Isıl işlem Anaerobik çürütme Aerobik çürütme Kompostlaştırma	Stabilizasyon Stabilizasyon Stabilizasyon Stabilizasyon, kütle azaltılması Stabilizasyon, kütle azaltılması Stabilizasyon, ürün geri kazanımı
Şartlandırma Kimyasal şartlandırma Isıl işlem Elütrasyon	Çamur şartlandırma Çamur şartlandırma Çamur şartlandırma
Dezenfeksiyon Pastorizasyon Uzun süreli depolama	Dezenfeksiyon Dezenfeksiyon
Çamurun suyunu alma Vakum filtre Santrifüj Pres filtre Yatay bant filtre Kurutma yatakları Lagünler	Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma Hacim azaltma Depolama, Hacim azaltma
Kurutma Flaş kurutucu Püskürtmeli kurutma Döner kurutucu Çok gözlü fırınlar	Ağırlık azaltma, hacim azaltma Ağırlık azaltma, hacim azaltma Ağırlık azaltma, hacim azaltma Ağırlık azaltma, hacim azaltma
Isıl işlem Çok gözlü fırın Akışkan yataklı fırın Kati atıklarla birlikte yakma Yaş oksidasyon	Hacim azaltma, kaynak geri kazanımı Hacim azaltma Hacim azaltma Stabilizasyon, hacim azaltma
Nihai bertaraf Arazi doldurma Arazi iyileştirme Tarımsal amaçlı kullanım Dağıtım ve pazarlama Kimyasal sabitleme (Solidifikasyon) Düzenli depolama	Nihai bertaraf Yararlı kullanım Yararlı kullanım Yararlı kullanım Yararlı kullanım, nihai bertaraf Nihai bertaraf

4.1.1. Çamur yoğunlaştırma

Yoğunlaştırıcıların atıksu arıtma tesislerinde kullanım amacı, çamur katı madde konsantrasyonunu arttırmaktır. Çamurun katı madde konsantrasyonunun artışına paralel olarak hacim azalması gerçekleşir. Bu hacim azalması arıtma tesisi için maliyetin düşerek daha ekonomik hale gelmesi demektir. Biyolojik stabilizasyon yapılması durumunda, ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamuru önceden yoğunlaştırmak gerekir.

Çamur için kullanılan yoğunlaştırıcı tipleri; Yer çekimi ile çökeltme prensibine dayalı yoğunlaştırıcılar, Flotasyon (yüzdürme) prensibiyle çalışan yoğunlaştırıcılar, Santrifüj prensibine dayalı olarak çalışan yoğunlaştırıcılardır.

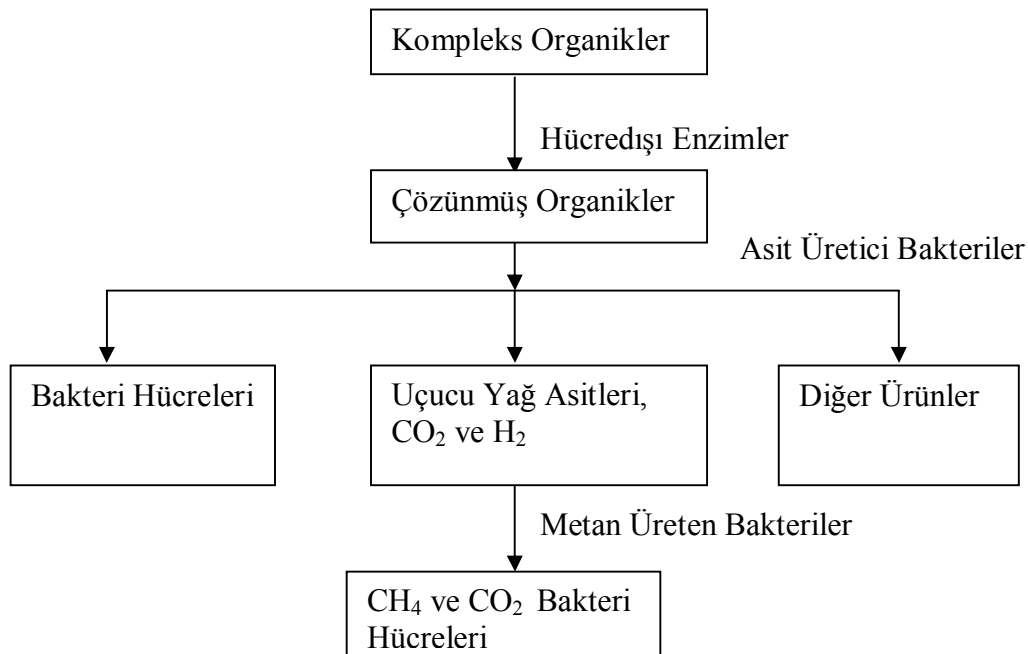
4.1.2. Çamur stabilizasyonu

Stabilizasyon (=Atıklardaki aktif organik maddenin nötr materyale dönüşmesi) işlemi çamurun arıtılmadan çevreye verilmesi durumunda neden olabileceği olumsuz etkileri yok etmek için yapılan bir dizi biyolojik ve kimyasal işlemdir. Bu işlemler çamurun; kokusu, organik madde içeriği, toksisitesi, gaz üretme potansiyeli gibi özelliklerinin iyileştirilmesi için gerçekleştirilir.

Biyolojik Çamur Stabilizasyonu; Oksijensiz Çürütme, Oksijenli Çürütme ve Kompostlama

Kimyasal Çamur Stabilizasyonu; Kireç ile stabilizasyon

Oksijensiz Çürütme Sistemlerinin Ardındaki Biyokimyasal Reaksiyonlar;



Şekil 4.2. Oksijensiz Çürütme Sistemlerinin Ardındaki Biyokimyasal Reaksiyonlar (Sanin 2007)

Çamur stabilizasyonu için kullanılan başlıca Reaktör Sistemleri şunlardır:

- 1) Anaerobik (Oksijensiz) Çürütme Konvansiyonel Sistemler; Konvansiyonel bir çürütücü gelen çamurun karıştırılmadan havasız bir ortamda tutularak anaerobik mikroorganizmaların faaliyetleri ile çamur içindeki organik maddelerin karbondioksit ve metan gazlarına dönüşmesi prensibi ile çalışır.
- 2) Anaerobik (Oksijensiz) Çürütme Karıştırmalı Sistemler; Konvansiyonel sistemler karıştırılmadıkları için yavaş çalışırlar, yüksek tank hacimleri gerektirirler. Karıştırmalı yüksek hız sistemleri ise tüm tankı karışımli tuttukları için reaksiyonlar hızlı gerçekleşir ve stabilizasyon için gereken tank hacmi küçülür. Çamurun katı-sıvı ayırımı için ayrı bir tank gerekir.

4.1.2.1. Aerobik çamur çürütme

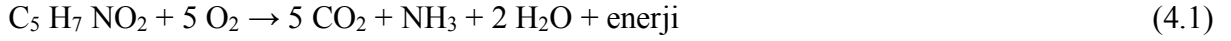
Çeşitli arıtma işlemlerinden gelen organik çamurların biyolojik stabilizasyonu için kullanılan bir prosestir. Atık aktif çamur veya damlatmalı filtre çamurları ve ön çökeltim çamuru karışımları, ön çökeltimi olmayan aktif çamur tesislerinden gelen atık çamurların stabilizasyonunda kullanılabilir.

Anaerobik çürütme ile karşılaştırıldığında aerobik çürütmenin avantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir:

1. Uçucu katı madde (VSS) indirgenmesi anaerobik çürütme ile elde edilene yakındır.
2. Substrattaki BOİ konsantrasyonları oldukça düşüktür.
3. Kolayca bertaraf edilebilecek kokusuz, humusa benzer, biyolojik olarak stabil bir son ürün elde edilir.
4. Oluşan çamurun su alma karakteristikleri çok iyidir.
5. Çamurun gübreleme değeri yüksektir.
6. İşletme problemleri azdır.
7. Yatırım maliyetleri düşüktür.

Aerobik çürütmenin en önemli dezavantajı, sisteme gerekli oksijeni sağlamak için yüksek güç gereksinimidir. Metan gibi yararlı bir son ürünün elde edilmemesi de diğer bir dezavantajdır.

Aerobik çürütme mekanizması; Aerobik çürütme aktif çamur prosesine benzer. Ortamda mevcut besi maddesi miktarı azalırken, mikroorganizmalar hücre bakım reaksiyonları için gerekli olan enerjiyi elde etmek üzere kendi protoplazmalarını yiyip bitirmeye başlarlar. Bu olay başladığında mikroorganizmalar endojen fazda bulunmaktadırlar. Aşağıda verilen eşitliklerde görüldüğü gibi hücre dokusu; aerobik ortamda su, karbondioksit ve amonyaka oksitlenir:



Gerçekte hücre dokusunun yalnızca %75 - % 80'i oksitlenir; kalan %20 -%25'lik kısmı ise inert maddeler ve biyolojik olarak indirgenemeyen organik maddelerden meydana gelmektedir. Bu oksidasyondan açığa çıkan amonyak, sonuçta nitrata oksitlenir. Sonuç reaksiyon aşağıdaki gibi verilir:



Bu eşitlikte görüldüğü gibi atıksuyun alkalinitesi çözeltiyi tamponlamak üzere yetersizse, amonyak nitrata oksitlendiğinde pH düşebilir. Teorik olarak oksitlenen kg amonyak başına 7.1 kg CaCO₃ alkalinitesi giderilir. Tamponlama kapasitesinin yetersiz olduğu durumlarda istenilen pH'ı korumak için kimyasal dozlama ekipmanının bulunması gereklidir.

Aktif çamur veya damlatmalı filtre çamuru ön çökeltim çamuru ile karıştırılıp aerobik olarak çürütüldüğünde ön çökeltim çamurundaki organik maddenin direkt oksidasyonu ve hücre dokusunun endojen oksidasyonu birarada bulunmaktadır. Aerobik çürütücüler kesikli veya sürekli reaktörler olarak işletilebilir.

Aerobik çürüme uygulamaları aşağıdaki gibi sayılabilir:

- Klasik aerobik çürütme
- Saf oksijenli aerobik çürütme
- Termofilik aerobik çürütme

Klasik aerobik çürütme işlemi en yaygın kullanılan sistemdir. Aerobik çürütme işleminin özel bir uygulaması olan Termofilik aerobik çürütme, son yıllarda sadece arıtma çamurları için değil konsantre organik atıkların da stabilizasyonu için de kullanılmaktadır.

- Klasik Aerobik Çürütücülerin Tasarımı;

Klasik aerobik çürütücülerin tasarımında dikkate alınması gereken faktörler; sıcaklık, katı maddelerin indirgenmesi, tank hacmi, hidrolik bekleme zamanı, oksijen gereksinimleri, karıştırma için enerji gereksinimleri, çevre koşulları ve prosesin işletilmesidir. Aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri Çizelge 4.3' te verilmiştir.

Çizelge 4.3. Aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Filibeli 1998)

Parametre	Değer
Hidrolik bekleme zamanı, gün (20 °C)	
Atık aktif çamur	10 -15
Ön çökeltimsiz aktif çamur	12- 18
Ön çök.çamuru + aktif çamur veya damlatmalı filtre çamuru	15-20
Katı madde yüklemesi, kg VSS/m³.gün	1.6-4.8
Oksijen gereksinimleri, kg/kg tüketilen	
Hücre dokusu	2.3
Ön çökeltim çamurundaki BOİ ₅	1.6-1.9
Karıştırma için enerji gereksinimleri	
Mekanik havalandırıcı, KW/10 ³ m ³	20-40
Hava ile karıştırma, m ³ /10 ³ m ³ .dak	20-40
Sudaki çözülmüş oksijen, mg/L	1-2
Sıcaklık	15 °C
Uçucu katı madde (VSS) giderme, %	40-50

Aerobik çürütücüler açık tanklar olduğundan, çürütücü muhtevasının sıcaklığı hava koşullarına bağlıdır. Bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi, düşük sıcaklıklar prosesi yavaşlatır; yüksek sıcaklıklar ise hızlandırır. Sıcaklık etkileri düşünüldüğünde, çelik tanklar yerine betonarme tanklar kullanılarak ısı kayıpları azaltılabilir. Aerobik çürütücüleri zemin üzerinde inşa etmek yerine zemine gömülü yaparak veya zemin üzerinde kalan yüzeylerin izolasyonu ile ve yüzeysel havalandırma yerine difüze havalandırma sistemi kullanılmak suretiyle ısı kayıpları azaltılabilir. Soğuk iklimlerde, giriş çamurunun veya giriş havasının ısıtılması düşünülebilir.

Çamurda uçucu katı maddeler 10-12 günlük hidrolik alıkonma zamanında %40 oranında indirgenir. Sıcaklığa bağlı olarak maksimum uçucu katı madde indirgeme oranları %45 -%70 arasındadır. Uçucu katı madde (VSS) giderme derecesi ve gerekli hidrolik alıkonma zamanı çamurunun karakteristikleri ile değişir. Tipik olarak 20°C ve üzerindeki sıcaklıklarda 10 - 12 günde VSS giderimi %35 -%45'dir.

Aerobik çürüme boyunca gerekli oksijen gereksinimleri hücre dokusu ile karışık çamur ve ön çökeltim çamurunun BOİ₅'i ile değişir. Tam oksidasyon için oksijen gereksinimi 7 mol O₂ / 7 mol hücre veya yaklaşık olarak 2.3 kg O₂ / kg hücre olarak hesaplanabilir. Ön çökeltim çamurundaki BOİ₅'in tamamen oksidasyonu için oksijen gereksinimleri 1.7 - 1.9 kg/kg tüketilen BOİ₅ olarak değişir. İşletme deneyimlerine göre, çürütücüdeki çözülmüş oksijen konsantrasyonu 1-2 mg/L olarak korunur; alıkonma zamanı 10 günden büyük olarak alınır. Böylece elde edilen çamur daha iyi suyunu verir.

Uygun bir işletme için aerobik çürütücü muhtevası çok iyi karıştırılmalıdır. Genellikle oksijen gereksinimini sağlayacak şekilde yeterli miktarda hava verilmesi gerektiğinden, yeterli karışım elde edilir.

Aerobik çürütücülerin işletilmesinde sıcaklık ve pH önemli rol oynar. Özellikle, 20 °C nin altındaki sıcaklıklarda aerobik çürütücülerin işletilmesi sıcaklığa bağlıdır. 20 °C nin altındaki sıcaklıklarda, 15 günlük hidrolik bekleme zamanı için sıcaklık katsayısı 1.08 - 1.10 aralığındadır. Hidrolik bekleme zamanı 60 güne yükseldiğinde sıcaklık etkisi ihmal edilebilir. Soğuk iklimlerde çamurun veya verilen havanın ısıtılması, tankların soğuktan korunması alternatifleri birarada düşünülebilir.

Sistemin tamponlanma kapasitesine bağlı olarak, uzun hidrolik bekleme zamanlarında pH oldukça düşük değerlere (yaklaşık olarak 5.5) iner. Bu olay çözülmüş nitrat iyonlarının varlığı ile artar. Düşük pH değerlerinde ipliksi organizmalar gelişebilir. Bununla beraber bu durum sistemi inhibe etmez, pH periyodik olarak kontrol edilmeli ve çok düşük olması halinde pH düzenlemesi yapılmalıdır. Çözülmüş oksijen seviyeleri ve solunum hızları da proses verimini artırmak için kontrol edilmelidir.

Geçmişte, aerobik çürüme işlemi, aktif çamur proseslerinde kullanılanlara benzer ısıtılmayan tanklarda yapılmıştır. Bununla beraber termofilik aerobik çürüme işleminin anlaşılması ile iyi izole edilmiş veya kısmen ısıtılan tanklar kullanılmaya başlanmıştır. Bazı durumlarda, mevcut anaerobik çürütücüler yeni düzenlemelerle aerobik çürütücüler olarak çalıştırılmaya başlanmıştır.

Aerobik çürütücülerden çıkan çamur, çamur yoğunlaştırma üniteleri veya çamur kurutma yataklarına verilmeden önce, çürümüş katı maddelerin yoğunlaştırılması için kullanılacak dekantasyon ünitelerine gönderilir.

Aerobik çürütücülerin tasarımı, anaerobik çürütücülerde olduğu gibi geçmişteki deneyimlere göre ve pilot tesis verilerine göre yapılır. Aerobik çürütme tanklarının üstü açıktır, izolasyon veya ısı transfer ekipmanı gerekmez. Küçük arıtma sistemleri için çürütücü aynı zamanda çamur yoğunlaştırıcı şeklinde çalışabilecek gibi tasarlanabilir.

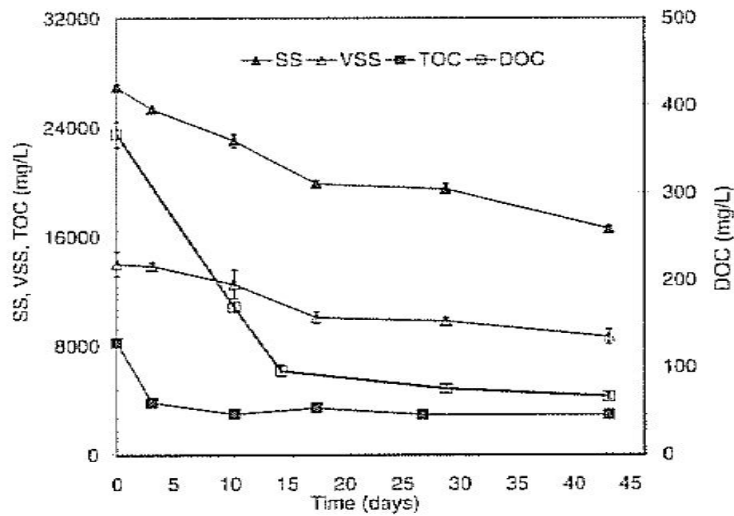
Literatürde yer alan aerobik stabilizasyona ait deneysel çalışmalar;

Pehlivanoğlu-Mantaş vd. (2009)' in Deri ve Tekstil endüstrisinden gelen biyolojik atık çamurları için aerobik ve anaerobik stabilizasyon değerlendirmesi başlıklı çalışmasında aerobik stabilizasyon için elde edilen veriler aşağıdaki gibidir:

Çizelge 4.4. Deri ve tekstil endüstrisine ait atık çamur arıtma tesislerinden gelen çamur ve çamur keklerinin karakterizasyonları (Mantas ve Ozturk 2009)

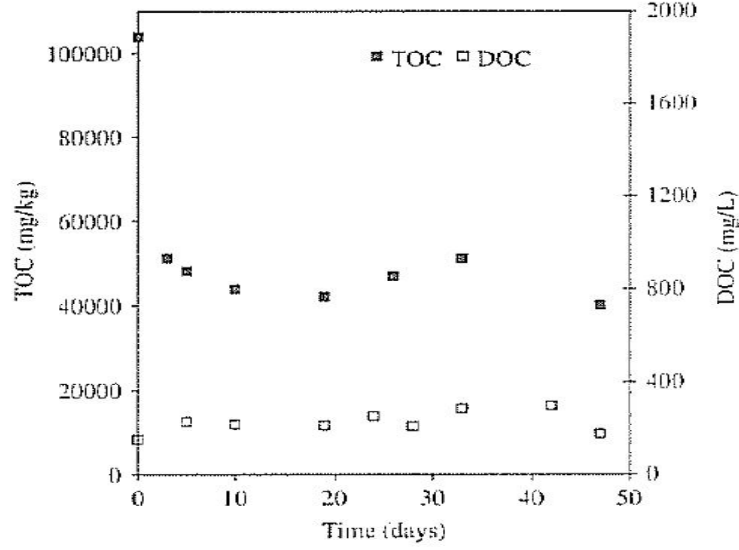
	Atık çamur arıtma tesisi 1	Atık çamur arıtma tesisi 2	Atık çamur arıtma tesisi 1 çamur keki	Atık çamur arıtma tesisi 2 çamur keki
UAKM (mg/L)	14000 ± 212	26000 ± 275		
UAKM/AKM	0,52	0,58		
TOK (mg/L ¹ veya mg/kg ²)	8215 ± 328 ¹	12880 ± 515 ¹	104700 ± 4000 ²	198200 ± 7900 ²
ÇOK (mg/L)	366 ± 13	230 ± 9	80 ± 3	210 ± 9
TKN (mg/L)	1483 ± 65	1643 ± 13		
NH ₄ -N (mg/L)	186 ± 3	126 ± 2		
Katı içeriği (%)			34	14

Deri endüstrisi için; 42 günlük aerobik stabilizasyon boyunca yaklaşık olarak %38 AKM ve UAKM azalması gözlenmiştir. UAKM/AKM oranı dikkate alınacak şekilde değişmemiştir. TOK konsantrasyonu başlangıç anında 8215 mg/L 'den 3 gün sonra yaklaşık olarak 3000 mg/L 'ye düşmüştür. ÇOK konsantrasyonu 42 günde %80 azalmıştır.

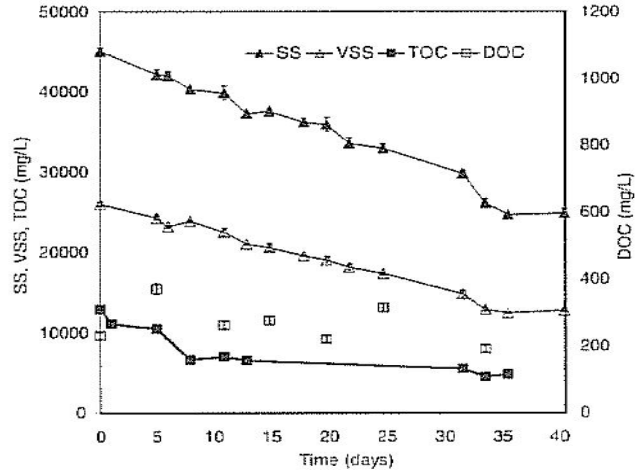


Şekil 4.3. Deri endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOK ve ÇOK konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH 20±0,5°C ve 7±0,5'tir (Mantas ve Ozturk 2009).

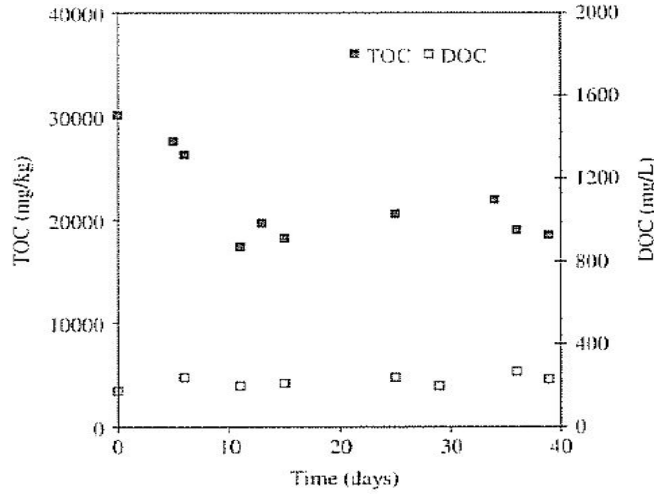
Tekstil endüstrisi için; pH değerleri 7,3-8,5 arasında değişmiştir. 41 günlük aerobik stabilizasyon boyunca AKM ve UAKM giderimi sırasıyla %45 ve %51' lerde gerçekleşmiş, UAKM/AKM oranı başlangıç anında 0,58 'den 41 gün sonra 0,50'ye düşmüştür. TOK konsantrasyonu %63 azalarak 12000mg/L' den 4800 mg/L' ye düşmüştür. ÇOK konsantrasyonu %20 azalmıştır.



Şekil 4.4. Deri endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca laboratuarda hazırlanan çamur kekinin TOK ve ÇOK konsantrasyonları (Mantas ve Öztürk 2009).



Şekil 4.5. Tekstil endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOK ve ÇOK konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH $20\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ve $7\pm 0,5$ 'tir (Mantas ve Öztürk 2009).



Şekil 4.6. Tekstil endüstrisi atık çamur arıtma tesisinin aerobik stabilizasyonu boyunca UAKM-AKM-TOK ve ÇOK konsantrasyonları. Sıcaklık ve pH $20\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ve $7\pm 0,5$ 'tir (Mantas ve Ozturk 2009).

Bu çalışmanın sonucu olarak; çamurun aerobik stabilizasyonu sonucu, laboratuvar ölçekli olarak hazırlanan çamur kekinin TOK ve/veya ÇOK değerlerinin, 'Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği Ek 11A'da belirtilen değerlerin altında kalmadığı görülmektedir. Bu yüzden; endüstriyel çamurun uzaklaştırılması için, çamur hacim azaltma yöntemlerinden fiziksel, kimyasal ve biyolojik dezentegrasyon yöntemleri veya bunların kombinasyonlarını uygulamanın gerekli olabileceği belirtilmektedir.

4.1.3. Çamur susuzlaştırma

Susuzlaştırma, çamurun su içeriğinin azaltılması için uygulanan fiziksel (mekanik) bir işlemdir. Susuzlaştırma Yöntemleri mekanik ve mekanik olmayan susuzlaştırma yöntemleri olarak ikiye ayrılmaktadır. Susuzlaştırma işleminin amaçları maddeler halinde şöyle özetlenebilir;

1. Çamur hacmi azaldığı için, nihai bertaraf alanına taşınma maliyetinin azalması,
2. Yoğun ve sulu çamura göre işleme kolaylığı,
3. Yakma işleminden önce çamurun su içeriğinin azaltılarak enerji muhtevasının artırılması,
4. Kompostlama öncesi gözenek verecek malzeme gereksinimini karşılaması,
5. Aşırı nemin giderilerek kokunun önlenmesi,
6. Mono deponilerde, depolama sahasında sızıntı suyu oluşumunu azaltması.

Çamur yoğunlaştırma ve susuzlaştırma arasındaki ilişki ise şu şekilde açıklanabilir; her ne kadar hem yoğunlaştırma hem de susuzlaştırma çamurun suyunu ayırarak hacmini azaltmaya yönelik metotlar olsa da, etkinlikleri çok farklıdır. Yoğunlaştırıcılar çamuru maksimum %5-

10 katı madde konsantrasyonuna kadar çıkarırken, susuzlaştırma üniteleri %15 den çok daha yüksek değerlere çıkarabilirler. Bunun yanı sıra, yoğunlaştırılmış çamur halen sıvı davranışı gösterip pompalanabilirken, susuzlaştırılmış çamur katı gibi davranır. Bu yüzden pompalanarak taşınımı mümkün değildir.

Çamurun yumak yapısını büyüterek ya da güçlendirerek susuzlaştırma işlemine yardımcı olmak amacıyla çamur şartlandırma yapılır. Bazı kimyasal ya da fiziksel işlemler uygulanarak gerçekleştirilir.

Çamuru kurutmayla; çamurun su içeriği azaldığından hacmi de azalacağı için nihai uzaklaştırma alanına nakliye masrafı da azalır. Kürek, kepçe nakil bandı, traktör gibi araçlarla taşınabildiğinden sıvı haldeki çamura göre daha kolay nakledilebilir. Yakılması gerektiğinde, su içeriği azaldığından yakılma işlemi kolaylaşır. Çamurun tamamen kokusuz olması ve ayrışmaması sağlanır, çamurun nihai olarak araziye yayılması durumunda, yeraltına sızma sonucu yer altı suyunun kirlenmesi önlenir.

4.2. İleri Çamur Giderim Yöntemleri

Evsel ve endüstriyel atıksuların aktif çamur prosesleri aracılığıyla arıtımı sonucunda yan ürün olarak çamur meydana gelmektedir. Günümüzde endüstrileşmiş bölgelerde, çamur çoğunlukla ağır metaller, polisiklik aromatik bileşikler (PAC), akrilamid gibi kirleticiler içermektedir. Bu nedenle, tarımsal kullanımdan kaynaklanan çevre kirliliği giderek önem kazanan bir sorun haline gelmektedir (Dogruel 2008)

Atıksu arıtımı uygulamasının yaygınlık kazanması ve atıksu arıtımı verimine dair taleplerin artması nedeniyle biyolojik proseslerden kaynaklanan çamur üretiminde büyük bir artış yaşanmaktadır. Japonya'da yürütülen çalışmalar, son on senelik zaman dilimi dikkate alındığında, yıl başına oluşan çamur hacminin %5 oranında arttığını ortaya koymaktadır (Japan Sewage Works Association 1990). Buna karşın, çamur hacmini azaltma konusunda yaşanan zorluklar ve baş gösteren yüksek maliyet halen güncelliğini korumaktadır (Lue-Hing ve ark. 1992).

Atık çamurun arıtılması ve bertaraf edilmesi, bir aktif çamur arıtma tesisinin toplam işletme maliyetinin yaklaşık %40~60'ına karşılık gelmektedir (Horan 1990, Nishimura ve ark. 2001). Bu yüzden, çamurun yeterli miktarda arıtılması ve çamur üretiminin kontrol altına alınması çok büyük bir önem taşımakta; çamurun işlenmesi için acil olarak alternatif proseslerin geliştirilmesine gereksinim duyulmaktadır.

Son dönemlerde, yakma ve / veya çamur çürütme prosesleri çamur sorununun çözümlenmesinde göz önünde bulundurulmuş uygulamalar arasında yer almaktadır. Nüfus yoğunluğunun yüksek olduğu kimi kentlerde, suyu giderilmiş çamurun bertarafında en son

adım olarak arazi doldurma ve / veya yakma yöntemleri yaygın şekilde uygulanmaktadır. Arazi doldurma uygulaması, arazi doldurma alanlarının kısıtlı olması nedeniyle çevre sorunları yaratmaktadır; bu nedenle, yakma prosesi çamurun uzaklaştırılması için son çıkar yol olarak görünmektedir. İnşa ve işletme maliyetinin, katı hava emisyonu düzenlemeleri yüzünden yüksek olmasının yanı sıra katı atıkların yakılmasından kaynaklanan dioksin oluşumuna karşı halkın gösterdiği duyarlılığın artması, yakma prosesinin olumsuz özellikleri olarak tanımlanmaktadır. Söz konusu nedenlerden ötürü, uygun yakma sahalarının bulunmasında güçlük yaşanmaktadır. Çamur sorununun stratejik bir biçimde çözümlenmesi aşamasında, atık çamurun minimize edilmesi en uygun yol olarak belirmekte; son yıllarda, çeşitli yenilikçi yaklaşımlar gündeme getirilmektedir (Low ve Chase 1998).

Arazi doldurma için kullanılan sahaların kısıtlı olması nedeniyle atık çamur ve organik atık miktarını azaltmaya yönelik stratejilerin geliştirilmesine ihtiyaç duyulmaktadır. Biyolojik olarak ayrışabilir organik çamurun biyokimyasal mekanizmalar aracılığıyla dekompozisyonu olarak nitelendirilebilen biyolojik çürütme teknolojileri, aktif çamur proseslerinden ve damlatmalı filtrelerden kaynaklanan atık çamurun arıtılmasında yaygın olarak uygulanmaktadır. Bununla birlikte, biyolojik atık çamurun belirli miktarlarda biyolojik olarak ayrışamayan bileşikler içermesi nedeniyle net katı madde giderimi 15~25 günlük biyolojik çürütmeden sonra sadece %50 oranında gerçekleşmektedir (Eckenfelder 1980, Gaudy 1984). Bazı ön arıtma proseslerinin uygulanması durumunda, biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi yoluyla daha kısa reaksiyon süresinde daha yüksek miktarda çamur çürütme verimi elde edildiği literatürde yer almaktadır (Li ve Noike 1992). Anaerobik çürütme teknolojileri, çamur arıtımında en ekonomik yöntem olarak nitelendirilmektedir; çünkü kullanılabilir enerji geri kazanılmakta ve çevreye verilen etki sınırlı olmaktadır. Buna karşın, konvansiyonel mezofilik anaerobik çürütme sistemleri atık çamurdaki uçucu askıda katı madde içeriğini %30~40 oranında düşürmek için uzun bir bekletme süresine ihtiyaç duymaktadır (Eckenfelder 1980, Gaudy 1984). Termal ön arıtmalı bazı aerobik çürütme sistemlerinin, daha kısa bekletme süresinde daha yüksek uçucu askıda katı madde giderme verimine erişebildikleri literatürde ifade edilmektedir (Aoki ve Kawase 1991, Li ve Noike 1992). Anaerobik çamur çürütme sisteminde, partiküler organik bileşiklerin hidrolizi hız kısıtlayıcı adım olmaktadır. Organik katı maddeleri solubilize etmek için çok sayıda yöntem uygulanabilmektedir; ısıl arıtma yöntemleri (Li 1989), termo-alkali prosesler ve ozonlamayı içeren kimyasal arıtma yöntemleri, çamur öğütme ve yüksek enerjili ses (ultrases) dalgaları yayılımı adımlarını kapsayan mekanik arıtma yöntemleri organik katı maddelerin solubilizasyonunda uygulanan başlıca metotlardır. Termofilik ön arıtma yönteminin avantajı, ılıman koşullar altında daha iyi

solubilizasyonun elde edilmesine dayalı olarak biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesidir. Termofilik bakterilerin kullanılarak organik çamurun solubilize edilmesi, anaerobik çürütme için bir ön arıtma adımı olarak faydalı olmaktadır (Hasegawa ve ark. 1997, Hasegawa ve ark. 2000).

Son yıllarda aralarında ultrases, ısı, alkali ve ozonla arıtmanın yer aldığı çok çeşitli yöntem atıksu çamurunun geri kazanılması ve yeniden kullanılması için bir ön arıtma adımı olarak yaygın şekilde uygulanmaktadır (Yasui ve Shibata 1994, Müller ve ark. 1998, Müller 2000, Scheminski ve ark. 2000, Weemaes ve ark. 2000a). Çamur dezentegrasyonu, genellikle çamur çürütme prosesi için bir ön arıtma olarak uygulanmaktadır. Dezentegrasyon proseslerinin çoğu, aktif çamurun fiziksel arıtımı esasına dayanmakta ve biyogaz üretimini geliştirmek ve çürütülen çamur miktarını azaltmak amacıyla atıksu çamurunun çürütülmesi öncesinde uygulanmaktadır (Müller ve ark. 2000, Müller ve ark. 2001). Çamur dezentegrasyonuna ilişkin aralarında mekanik, (termo) kimyasal, biyolojik ve oksidatif arıtmanın yer aldığı çok sayıda yöntem literatürde sunulmuş ve özetlenmiştir (Weemaes ve Verstraete 1998). Bununla birlikte, çamur dezentegrasyonu uygulaması çamur çürütme prosesiyle sınırlı değildir. Yakın dönemde, atık çamurun ozonla arıtımı ve ardından da arıtılan çamurun biyoreaktöre resirkülasyonu işleminin atık çamur üretimini etkin bir biçimde düşürdüğü gözlemlenmiştir; ozon aracılığıyla aktif çamurun dezentegrasyonu, atık çamur üretiminde belirgin bir azalmaya neden olmaktadır (Yasui ve Shibata 1994, Yasui ve ark. 1996, Sakai ve ark. 1997, Ried ve ark. 2002). Atıksu çamurunun ozon aracılığıyla dezentegrasyonu, konvansiyonel aktif çamur proseslerinde çamur kabarmasını kontrol altına almak amacıyla da uygulanmaktadır (Collignon ve ark. 1994). Çamur dezentegrasyonu, son zamanlarda biyolojik nütrient giderimi için bir dahili (= internal) karbon kaynağı oluşturmak (Barlindhaug ve Odegaard 1996, Hatziconstantinou ve ark. 1996) ve sıvı-katı ayrımını (= separasyonunu) iyileştirmek üzere önerilmektedir (Djafer ve ark. 2000, Müller 2000).

İleri çamur giderimi, çamur arıtma uygulamaları sayesinde mümkün olmaktadır; hücre duvarının yıkılmasına bağlı olarak mikroorganizmaların hücre içerisindeki sıvıları serbest hale geçmektedir. Bir sonraki adımda serbest hale geçen organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir; oksidasyon prosesi, çamur miktarının azalmasına yol açmaktadır. Son dönemlerde, endüstriyel ve evsel atıksu çamurunun giderimine yönelik olarak laboratuvar, kesikli ve teknik ölçekte çok çeşitli arıtma teknikleri uygulanmaktadır. Bu arıtma teknikleri mekanik, kimyasal, termal ve biyolojik arıtma yöntemleri ve bunların konfigürasyonu şeklinde sınıflandırılmaktadır. Yöntemlerin bazıları metodun türüne, proses konfigürasyonuna

ve uygulamasına (bir başka deyişle atık aktif çamurun ve çürütülmüş çamurun ön, son ve entegre arıtımına) göre Çizelge 4.5’de sıralanmaktadır (Dogruel 2008).

Arıtılan çamurun ardışık ayrışması, anaerobik çürütme ya da aktif çamur prosesi kapsamındaki aerobik oksidasyon ve / veya denitrifikasyon aracılığıyla gerçekleştirilmektedir. Aktif çamur prosesinin yer aldığı ardışık ayrışma adımı, karmaşık bir ozon – aktif çamur prosesi çiftlemesi içermektedir. Serbest hale geçen KOİ’nin geri devrettirilmesi, biyolojik arıtma için yükleme oranını arttırmaktadır; bu durum sadece ilave biyokütle oluşumuyla değil, daha çok çamur karakteristiklerinin değişmesiyle sonuçlanmaktadır (Yasui ve Shibata 1994, Yasui ve ark. 1996, Sakai ve ark. 1997). Yasui ve ark. (1996), yürüttükleri çalışmalarda çamur geri devir oranını kontrol deneyindeki çamur geri devir oranının dört katı olarak almışlardır; çamur geri devir oranının dört katı seçilmesi durumunda, dokuz aylık bir zaman dilimi için atık çamur üretimi sıfırlanmaktadır. Ozonlanmış çamuru arıtan biyolojik havuzun hacmi ise, referans havuzunun hacminin iki misli olarak boyutlandırılmaktadır.

Çizelge 4.5. İleri çamur giderimi için arıtma yöntemleri (Sievers ve ark. 2004)

PROSES	KAYNAK
1. Son Arıtma	
Islak Hava Oksidasyonu	Ploos van Amstel ve Rietema 1973
Düşük Basınçlı Islak Oksidasyon (Loprox)	Holzer ve Horak 1992
2. Anaerobik Stabilizasyon için Ön Arıtma	
Enzimatik Hidroliz	Higgins ve Swartzbaugh 1985
Termo-Kimyasal Hidroliz	Dünnebeil ve ark. 2002
Ozonlama	Kishimoto ve Akagi 1992, Weemaes ve ark. 2000b
Mekanik Dezentegrasyon	Otto-Witte 1998, Seiler ve Pöpel 1998, Müller 2002, Winter ve ark. 2002
3. Entegre Arıtma	
3.1 Aerobik Stabilizasyonda	
Ozonlama	Leeuwen 1988a, Leeuwen 1990; Yasui ve Shibata 1994, Sakai ve ark. 1997, Ried ve ark. 2002
Mekanik Dezentegrasyon	Kunz ve Wagner 1996
Kimyasal Hidroliz	Burghardt ve ark. 1997

3.2 Anaerobik Stabilizasyonda	
Ozonlama	Scheminski ve ark. 2000
Yoğunlaştırma ve Mekanik Dezentegrasyon	Onyeche ve ark. 2002

Aerobik oksidasyonun tersine ön arıtmaya tabi tutulmuş çamurun anaerobik çürütülmesi, metan üretimi nedeniyle çamurdaki organik madde içeriğinin enerji formunda geri kazanımını sağlamaktadır. Çamurun ön arıtma prosesinden geçirilmesi, özellikle atık aktif çamur için anaerobik çürütmenin hidroliz adımını iyileştirmektedir. Bu durum, aynı ayırma verimini elde etmek için çürütücüdeki çamur bekletme süresinin azaltılmasıyla sonuçlanmaktadır. Anaerobik çürütme prosesi yardımıyla, maksimum teknik UAKM ayrışması aralığı içerisinde kalınarak, çamur gideriminin iyileştirilmesi de mümkün olmaktadır. Anaerobik olarak ön-stabilizasyondan geçirilmiş çamurun, ön arıtma adımını tamamlayıcı olarak, son ya da entegre arıtmaya tabi tutulması sonucunda çamur giderimi oldukça iyileşmekte ve maksimum %62 oranındaki pratik UAKM ayrışma sınırı aşılabilmektedir.

Scheminski ve ark. (2000), çamur giderimi için çürütülmüş çamurun ozonlanmasının, incelenen mekanik, termal ve termo-kimyasal yöntemlere oranla daha etkili bir yöntem olduğunu ortaya koymaktadır. İlave UAKM giderimi %42 olarak ölçülürken, serbest hale geçen organik maddelerin bir sonraki anaerobik çürütme adımı sırasında %70 oranında metan gazına dönüştüğü gözlemlenmektedir. Bu değer, yüksek basınç homojenizasyonu (%80) ve ultrases homojenizasyonu (%90) ile karşılaştırıldığında belirgin bir biçimde küçük kalmaktadır. Onyeche ve ark. (2002), net enerji üretimini maksimize etmek ve bir sonraki anaerobik çürütmeden artakalan çözünmüş KOİ konsantrasyonunu minimize etmek amacıyla entegre bir yüksek basınç homojenizasyonu prosesi geliştirmişlerdir. Bu proses, çürütülmüş çamurun ön-yoğunlaştırmaya tabi tutulması ve homojenizasyon basıncının yaklaşık 150 bar değerine düşürülmesi sonucunda türetilmiştir. İlave UAKM giderimi, %40~50 aralığında yer almıştır; ilave toplam katı madde giderimi ise, yaklaşık olarak %25 oranında gerçekleşmiştir.

4.3. Çamur Azaltma Teknikleri ve Dezentegrasyon

Çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini iyileştirmek için son yıllarda aralarında termal, kimyasal ve mekanik ön arıtmanın yer aldığı çok sayıda proses uygulanmıştır (Yasui ve Shibata 1994, Tiehm ve ark. 1997, Burghardt ve ark. 1998, Müller ve ark. 1998, Burghardt 1999). Söz konusu prosesler, biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşmasına dayalı çamur yönetimi için yeni bütünleşmiş stratejiler önermektedir. Biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşması kavramlarının her ikisi de, biyolojik bir proses ile fiziksel ya da kimyasal bir

prosesin birlikte uygulanması sonucundaki sinerjiden ileri gelmektedir (Yasui ve Shibata 1994, Baier ve Schmidheiny 1997, Thiem ve ark. 1997).

Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmeler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik kuvvetler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilmektedir. Dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müler ve ark. 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 ark. 2005). Dezentegrasyon işlemi, çamur çürütme işlemi ile karıştırılmakla birlikte, mekanizması itibariyle sadece organik maddenin indirgenmesi işlemini kapsayan çürütme işleminden oldukça farklı ve daha ileri bir arıtma tekniğidir.

Dezentegrasyon süresince çamura uygulanan kuvvetlerin etkisiyle çamurdaki partikül boyutunda önemli ve ani bir düşüş meydana gelmektedir. Partikül boyutundaki bu değişimin başlıca nedeni çamur içindeki flok yapının bozulmasıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının diğer bir aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutu üzerine bir etkisi bulunmamaktadır. Çünkü dezentegrasyon nedeniyle parçalanmış hücre duvarı boyutu ile parçalanmamış hücre boyutları arasındaki partikül boyutu farkı, partikül boyutu analizörü ile tanımlanamayacak kadar küçüktür. Partikül boyutundaki azalma genellikle partikül hacmindeki azalma ile ilişkili olarak artan yüzey alanı sebebiyle çamur içindeki katıların daha kolay hidroliz olmasını sağlamaktadır (Müller ve ark. 2004). Etkin bir dezentegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte, sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri ise büyük oranda inorganik maddeleri içermekte ve bu sebeple dezentegrasyon uygulanmış arıtma çamurları susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Müller 2003).

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

tekniki olarak oksidasyon prosesleri kullanıldığında, katı fazda bulunan hücre parçaları (biyokatılar) anaerobik çürütme sırasında kalıcı KOİ (zor parçalanmış organik yapılar)'nin oksitlenerek BOİ (kolay ayrışabilen organik madde)'ye dönüşümünde iyi bir besin kaynağı olabilmektedir. Kalıcı KOİ'nin BOİ'ye dönüşmesi anaerobik çürütme işlemiyle daha çok biyogaz üretimine dolayısıyla daha fazla enerji elde edilmesine olanak sağlamaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Dezentegrasyon işlemi ile köpük problemi olan ve/veya şişkin çamurlarda iplikli yapıyı parçalamak (bozmak) mümkün olmakta ve dolayısıyla çamurun çökelebilen özellikleri geliştirilmektedir. Dezentegrasyon işlemi ile çamur yapısında meydana gelen değişimlerden biri de çamurun viskozitesinin azalmasıdır. Çamurun viskozitesindeki azalma çamurun karıştırma ve pompaj işlemlerinin kolaylaştırılması açısından oldukça önemlidir (<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>, 2005).

Son yıllarda çamurun ileri derecede stabilizasyonuna, dolayısıyla atık çamur miktarının en aza indirilmesi ve daha fazla biyogaz üretiminin sağlanmasına yönelik olarak pek çok dezentegrasyon metodu araştırılmaktadır. Çamurun dezentegrasyon işlemi sonrasında indirgenbilirlik özelliğini değerlendirmek amacıyla dezentegrasyon derecesi (DD) parametresi kullanılmaktadır. Bu parametre Bağlantı (1) kullanılarak % olarak hesaplanmaktadır.

$$DD = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (4.3)$$

Burada;

KOİ₁: dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₂: ham çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₃: kimyasal dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu, olarak tanımlanmaktadır.

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

4.3.1. Kimyasal dezentegrasyon

4.3.1.1. Ozonla dezentegrasyon

Ozon:

Molekülünde üç oksijen atomu bulunan gaz halinde basit maddedir. 1840'ta C.F. Schönbein (1799-1868) tarafından bulunan ozon, oksijenin allotropik çeşidi olan bir gazdır ve kimyasal formülü O₃'tür, hafif mavi renkli olan ve elektrik kıvılcıklarının geçişinden sonra havada kendine özgü kokusuyla fark edilen bu gaz, normal atmosfer basıncında -112 °C'ta

sıvılaştır (koyu mavi sıvı) ve -250 °C'ta katılaştır (morumsu siyah katı). Suda, 0 °C'ta litrede yaklaşık 500 cm³'ü çözünürken, kloroform ve karbontetraklorürde çok çözünen bir maddedir.

Ozon, çok güçlü bir yükseltgendir; oksijenle aynı tepkimeleri verir. Ayrıca, soğukta bütün metalleri, hatta platini yükseltger. Ayrışmasıyla, oksijen açığa çıkar.



Yansız ortamda iyodürlerin yükseltgenmesi, iyotun açığa çıkmasına yol açar. Ozon molekülü olefinlerin C = C çift bağına ya da asetilenik hidrokarbonların C s C üçlü bağına da tümüyle bağlanamaz. Ozonlama adı verilen bu tepkimeler, hidrolizi halkalı olmayan peroksitleri açığa çıkaran ozonitlerin (kararsız halkalı organik peroksitler) oluşumuna neden olurlar.

Suda oksijenden daha çok çözünür; gerek terebentin esansı, gerekse diğer organik esanslar tarafından soğurur. Ozon yüksek sıcaklıkta kararlıdır; 1.500 °C'a doğru oksijenden tersinir olarak elde edilebilir. Buna karşılık soğukta dengesizdir, bozunarak oksijen verme eğilimi gösterir. Ozon ne kadar derişikse, bozunma o kadar kolay olur ve 100 °C'a doğru ısıtmayla meydana gelir. Ayrıca toz halindeki pek çok cisimle (kömür, manganez dioksit) bozunabilir. Bu kararsızlık, ozonun yükseltgen özelliklerinde ortaya çıkan en temel niteliğidir. Soğukta iyodu, hemen hemen tüm metalleri, özellikle cıva ve gümüşü yükseltger; klor, brom ve iyodu hidrojen ya da metallerle oluşturduğu bileşiklerinden açığa çıkarır. Kükürt, fosfor ve arsenik asitlerini maksimum düzeyde yükseltger; soğukta amonyağı, amonyum nitrit ile amonyum nitrata dönüştürür, ayrıca organik maddeleri (mantar, kauçuk) yükseltmeyerek parçalar. Bütün bu tepkimelerde ozonun üç oksijen atomundan yalnızca biri atom durumunda tepkimeye girer; diğer ikisi normal oksijen olarak açığa çıkar. Buna karşılık ozon, terebentin esansı ve doymamış çeşitli organik bileşikler tarafından tümüyle soğurularak ozonitler denen az kararlı katılma ürünlerini verir. Ozon, yeşil bitkiler tarafından klorofil işlevi (özümleme) sırasında oksijen molekülüyle aynı anda, ama daha az oranda üretilir; ayrıca üst atmosferde fotokimyasal tepkimeler sırasında da meydana gelir. Soğukta oksijen açığa çıkaran kimyasal tepkimeler ile elektrik kıvılcımlarından yararlanarak ozon üretilebilir. (<http://www.nuveforum.net/1298-ozon/38698-ozonun-kimyasal-ozellikleri>).

Sulu çözelti içerisinde, ozon nispeten kararsızdır, saf suda 20 ° C sıcaklıkta yarılanma ömrü yaklaşık 20-30 dakikadır. Ayrıca ozon özellikle kuru koşullarda havadaki kararlılığı sudan daha fazladır. Ozonun atmosfer ortamındaki yarılanma süresi 12 saat olduğu EPA tarafından ölçülmüştür (Rise v.d. 1980).

Çizelge 4.6. Sudaki oksijen ve ozonun çözünürlüğü (Rice 1980)

Sıcaklık ° C	Ozonun çözünürlüğü (mg/l)	Oksijenin çözünürlüğü (mg/l)
0	20	6.9
2	10	6.6
20	8.92	4.3
28	1.5	3.7

Ozon'un taşınması ve depolanması çok zor olduğu ve üretiminden sonra çabuk olarak bozunmaya uğradığı için ozon gazı kullanım yerinde üretilmelidir. Ozon gazının fiziko-kimyasal özellikleri Çizelge 4.7'de verilmiştir (EPA 1999a, Horvat ve Hüttner 1985).

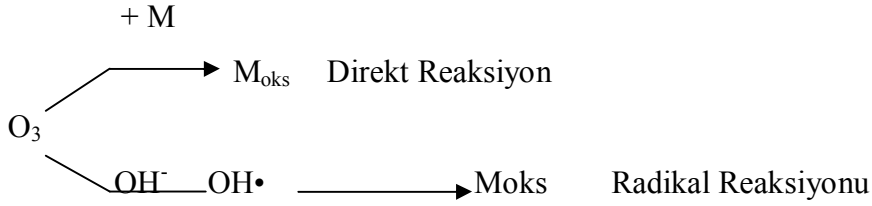
Çizelge 4.7. Ozon Gazının Fiziko – Kimyasal Özellikleri (EPA 1999a, Horvat ve Hüttner 1985)

Moleküler ağırlık	48 g
Normal atm. basınçta kaynama noktası	(-112) °C
Normal atm. basınçta erime noktası	(-251) °C
Kritik basınç	54.62 atm
Kritik sıcaklık	(-12.1 ⁺ _{-0.1})°C
Spesifik ağırlık	1.658(havadan ağır)
Kritik yoğunluk	436 kgm ⁻³

Kaynama sıcaklığındaki buharlaşma ısısı	2,290 kalmol ⁻¹
-298°K’de molekül oluşma entalpisi(1.013.10 ⁵ Pa)	(34220 ⁺ _240) kal
Havayla ilgili reaktif yoğunluk	1.657
Normal şartlar altında yoğunluk(0 °C,1.013.10 ⁵ Pa)	2.143 kg.Nm ⁻³

Ozon oksidasyonu:

Ozon, inorganik ve organik maddeleri aşağıda verilen iki yol ile oksitlemektedir (Hoigné ve Bader, 1976, 1977a, 1977b, 1978): i) moleküler ozon ile direkt reaksiyonlar, ii) ozonun bozunması yolu ile oluşan radikal türler üzerinden reaksiyonlar. Şekil 4.7’de temel ozon oksidasyonu mekanizması gösterilmektedir.



Şekil 4.7. Ozon reaktivitesi (Langlais vd. 1991)

Ozon naftalen, antrasin ve hidroksilli aromatikler gibi birçok poliaromatik hidrokarbonun, oksidasyonunda verimli olarak kullanılmaktadır. (Hoigné ve Bader 1983). Ozon ile oksidasyon, moleküler seçiciliğe ve bozunma hızlarına bağlı olarak inorganik ve organik maddeleri oksidasyon düzeylerine bağlı olarak oksitlemekte ve nadiren tam mineralizasyon sağlanmaktadır (Hung 1994). Bununla beraber organik maddelerin, kısmi oksidasyon ile biyolojik olarak daha kolay ayrışabilir, daha az dirençli ve daha az inhibisyona yol açan maddelere dönüşümü amaçlanmaktadır.

Asidik koşullarda organik maddelerin ozon ile oksidasyonu direkt ozon reaksiyonları ile ifade edilmektedir. (Hoigné ve Bader 1976). Uygulamada ozon reaksiyonları, organik madde içeren sulu çözeltilerden, ozon gazının geçirilmesi ile gerçekleştirilmektedir. Ozon direkt reaksiyonlarının kinetiği organik maddeye ve ozona göre birinci derece olarak kabul edilmektedir (Hoigné ve Bader 1976, Beltran vd. 1994, Wu ve Wang 2001). Ozon gazı

beslemesinin sürekli yapılması ve çözelti içindeki çözünmüş ozon konsantrasyonunun yüksek seviyelerde bulunması durumunda, oksidasyon kinetiği;

$$-(dC_A / dt) = k_d^1 * C_A \quad (4.5)$$

görünür birinci derece hız denklemi ile ifade edilmektedir. Burada, k_d^1 görünür birinci derece hız sabitini, C_A ise organik madde konsantrasyonunu göstermektedir.

Ozonla Dezentegrasyon:

Oksijenin allotropik formu olan ozon (O_3) oksijenin elektriksel güçle ateşlenmesiyle oluşan kararsız bir gazdır. Ozon yüksek yoğunluklarda mavi renge ve yüksek oksitleme kapasitesine sahip oldukça toksik bir maddedir. Yüksek voltaj altında yaratılan elektriksel alan, serbest halde bulunan elektronların kinetik enerjisini artırır ve birbiri ardına gelen çarpışmalar yaratarak oksijenin parçalanmasına ve ozon moleküllerinin oluşmasına neden olur. Ozon molekülleri sadece kısmen kararlıdır ve katalizörlerin ve oksitlenen substratların yokluğunda birkaç gün içerisinde oksijene dönüşmektedir (Gottschalk ve ark. 2000). Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak $\cdot OH$ 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. $\cdot OH$ radikallerinin ozon oksidasyonundaki rolünün belirlenmesine yönelik olarak R_c değeri kullanılmaktadır. Bu değer ozonun $\cdot OH$ radikallerine oranı olarak ifade edilmektedir.

Bakteriler genel olarak polisakaritlerle 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. Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürütmede kullanılması çürütme verimini (daha fazla biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) artırmaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner 2005). Organik madde parçalanma oranı klasik anaerobik çürütme işleminde

ortalama %45 iken 0.06 g O₃/g katı madde ozon dozu kullanılarak yapılan dezentegrasyon ile ortalama %65 olmakta, aynı zamanda biyogaz oluşumu da klasik sisteme oranla %30-40 artış göstermektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner 2005). Weemaes ve diğerleri (2000) yaptıkları bir çalışmada anaerobik çürütme öncesinde ön arıtma prosesi olarak 0.1 g O₃/g KOİ ozon dozu kullanmış ve bu uygulama sonrasında çözünebilir KOİ değeri ham çamura oranla %29 ± 6 oranında artmıştır. Ham çamurun anaerobik çürütülmesi ile elde edilen metan üretim verimi %33-41 iken ozonla ön arıtım sonrasında anaerobik çürütücüye verilen çamurların metan üretim verimi % 45–51 olarak belirlenmiştir.

4.3.1.2. Çamurun Ozonlanması

Ozon oksidasyonu, atık aktif çamurdaki mikroorganizmaların hücre duvarlarını yıkmakta ve sitoplazmanın gövde çözünebilirliğine salıverilmesini (= serbest bırakılmasını) sağlamaktadır (Scheminski ve ark. 2000). Bir yandan, ozonla tepkime yoluyla mikroorganizmaların hücre duvarları yıkılmakta ve sitoplazma çamur suyuna salınmaktadır; diğer yandan da, suda çözünemeyen makromoleküller daha küçük ve de suda çözünebilir parçacıklara bölünebilmektedir. Mekanik, termik veya termo-kimyasal dezentegrasyon yöntemleriyle karşılaştırıldığında; ozon oksidasyonu sonucunda genellikle görece daha yüksek mertebede organik madde dekompozisyonu elde edilmektedir (Müller 2000). Çamurun ozonlanması sırasında, organik maddenin dekompozisyonu iki adımda gerçekleşmektedir; birinci adımda askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak gözlemlenen solubilizasyon, ikinci adımda ise çözülmüş formdaki organik maddelerin oksidasyonuna bağlı olarak gözlemlenen mineralizasyon meydana gelmektedir. Dezentegrasyon ile solubilizasyon arasındaki fark, mineralizasyondan kaynaklanmaktadır; mineralizasyon, hücre yıkımı ve hidrolizi ile bir sonraki adımda çözülmüş organiklerin karbondioksit oksidasyonunu kapsayan ardışık tepkimeler şeklinde açıklanabilmektedir. Çamurun ozonlanmasının yarattığı etkiler, mineralizasyon ve solubilizasyon kavramları ile bakiye katı karakteristiklerinde gözlemlenen değişikliklere bağlı olarak belirlenmektedir. Mineralizasyon kavramı toplam KOİ konsantrasyonunun, solubilizasyon kavramı ise çözülmüş KOİ konsantrasyonunun ölçümüyle ifade edilmektedir. Mineralizasyon, ozonlama prosesi öncesi ve sonrasında toplam KOİ ölçümleri arasındaki fark biçiminde tanımlanabilmektedir; mineralizasyon, çamur giderimini simgelemektedir. Ozon dozunun artması sonucunda, çözülmüş organik madde fraksiyonu mikrokatıların ayrışmasına bağlı olarak artmakta ve eşzamanlı olarak çözülmüş organik madde fraksiyonunun büyük bir kısmı mineralize olmaktadır. Çok yüksek ozon dozlarında çözülmüş KOİ konsantrasyonunda gözlemlenen düşüşün dışında; hem solubilizasyon, hem de mineralizasyon artan ozon dozuyla birlikte artmaktadır. Solubilizasyon fraksiyonu ile

çökelemeyen mikrokatılar, oldukça düşük ozon dozlarında bile belirgin bir artış göstermektedir; mineralizasyon fraksiyonu ise, düşük ozon dozları esnasında oldukça düşük değerler almaktadır. Yüksek ozon dozlarında ise, mineralizasyon baskın hale gelmektedir. Elde edilen veriler, iki adımlı ardışık tepkimenin varlığını gözler önüne sermektedir; birinci adımda hücre dezentegrasyonu ve hidrolizi aracılığıyla solubilizasyon, ikinci adımda ise çözünmüş (=solubilize olmuş) organiklerin karbondioksite oksidasyonu aracılığıyla mineralizasyon gerçekleşmektedir. Çamurun giderek artan miktarda ozonla tepkimeye girmesi, partiküllere ilişkin organik madde fraksiyonunu azaltırken çözünmüş organik madde fraksiyonunu arttırmaktadır. Bu durum, solubilizasyon mekanizmasına dair hızın aşılması, ikinci adımda gözlemlenen mineralizasyon prosesinin hızında değişikliklere yol açabilmektedir. Çamurun ozonlanması sırasında ortaya çıkan bir diğer ilginç bulgu da, çökelemeyen mikrokatıların miktarındaki artıştır. Çamur dezentegrasyonu, daha küçük floklar oluşturmakta ve bulanık bir süpernatant yaratmaktadır. Ozonlanmış çamurun geri devrettirilmesi, söz konusu küçük askıda partiküllerin re-flokülasyonuna ve partikül boyutu dağılımının dengelenmesine yol açmaktadır; böylelikle de çamurun ozonlanması, genellikle çamurun çökme karakteristiklerini iyileştirme eğilimi göstermektedir (Collignon ve ark. 1994, Weemaes ve ark. 2000a). Çamur çökme karakteristiklerindeki iyileşme, ozonun filamentli bakterilerin çoğalması üzerindeki etkisi ve ozonun çamur nem içeriği üzerindeki etkisi şeklinde tanımlanabilecek iki olguya bağlı olarak açıklanabilmektedir. Mikroskopik incelemeler, ozonlama prosesinin ardından mikroorganizma popülasyonunun değişikliğe uğradığını ortaya koymakta ve filamentli bakterilerin belirgin bir biçimde giderildiğini doğrulamaktadır. Ozonun filamentli bakterilerin çoğalması üzerinde yarattığı etki, literatürde de tanımlanmaktadır (Leeuwen 1988b). Son yıllarda gerçekleştirilen birtakım çalışmalar, ozonun çamuru dağıtarak çamurun su içeriği üzerinde yarattığı etkiler konusunda ışık tutmaktadır (Muştranta ve Viikari 1993, Erdinçler ve Vesilind 2000, Kwon ve ark. 2001). Çamurun dağıtılması, çamurun az yer kaplaması noktasında işlev görebilmekte ve flok yapısında sıkışmış halde bulunan suyu serbest hale geçirerek biyolojik çamurdaki su dağılımında değişikliklerin oluşmasına yardımcı olmaktadır. Bu durum, kombine sistemde çamurun çökme karakteristiklerinin iyileşmesine yol açmaktadır. Kamiya ve Hirotsuji (1998), Ahn ve ark. (2002) ile Deleris ve ark. (2002) ozon dozunun çamur hacim indeksi üzerinde doğrudan bir etkisinin bulunduğunu ortaya koymuşlardır. Ried ve ark. (2002) de, 0.04 g O₃/g AKM değerindeki ozon dozunda çamur hacim indeksinin belirgin bir biçimde düştüğünü saptamışlardır. Bazı araştırmacılar, ozonla arıtma sonucunda kapiler emme süresi kavramıyla tanımlanan çamurun filtre edilebilirliğinin kötüleştiğini ifade etmişlerdir (Müller

ve ark. 1998, Scheminski ve ark. 2000, Weemaes ve ark. 2000a). Ried ve ark. (2002) ise, tam ölçekli deneylerde, ozonlanmış çamurun geri devir çamuru ile karıştırılması durumunda, kapiler emme süresi değerinin iyileştiğini gözlemlemişlerdir.

Evsel çamurun ozonla arıtımı, anaerobik çürütme proseslerinin iyileştirilmesi için önerilmektedir (Scheminski ve ark. 2000; Weemaes ve ark. 2000a). Çamurun bünyesinde bulunan katıların kısmi oksidasyonu ve solubilizasyonunun, ham çamurun ya da çürütülmüş çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini arttırdığı belirtilmektedir. Biyolojik ayrışmadaki hız kısıtlayıcı adım ne çamurun solubilizasyonu, ne de çamurun inaktivasyonudur; biyolojik ayrışmadaki hız kısıtlayıcı adım, katı madde bileşenlerinin değişiminde gizlidir. Birçok araştırmacı, katı maddelerin yıkımına (= hidrolizine) yönelik arıtma yöntemlerinin biyolojik çamur çürütme prosesinin iyileşmesine katkıda bulunduğunu ifade etmiştir (Eastman ve Ferguson 1981, Wang ve ark. 1988). Bakteri hücrelerinin ozonlanması sırasında, ozonun salgı tabakasının, hücre duvarının ve dıştaki membranların yıkılması yoluyla bakterilerin yüzeyinden içeriye doğru ilerlediği bazı çalışmalarda dile getirilmiştir (Scott ve Leshner 1963; Richard ve Conan 1980). Öte yandan hücrenin içerisinde bulunan proteinler, DNA ve RNA gibi bazı içerikler, söz konusu içerikler hücre dışına çıktıkları anda, bakteriyel enzimler tarafından kolaylıkla dekompoze edilebilmektedir. Bu sonuçtan ötürü, bu durum muhtemelen bakteri yüzeyindeki ayrışmada hız kısıtlayıcı adımdır. Ozonlama prosesi, polisakaritlerin ve/veya diğer bileşiklerin hidrolizi sonucunda biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmektedir (Hosokawa 1976, Aoki ve Kawase 1991). Son dönemlerde yürütülen çalışmalar, ozon arıtımını izleyen arıtılmış çamurun bir biyoreaktöre resirkülasyonu işleminin atık çamur üretimini önemli ölçüde azalttığını ortaya koymaktadır (Yasui ve Shibata 1994, Yasui ve ark. 1996, Sakai ve ark. 1997). Yasui ve Shibata (1994), geri devir akımına ozonlama prosesi uygulayarak mineral çamur büyümesine sahip bir aktif çamur prosesi geliştirmiştir. Adı geçen proses çerçevesinde, altı aydan daha uzun bir zaman dilimi boyunca bir arıtma tesisi çamur atılmaksızın kararlı koşullarda işletilebilmektedir (Yasui ve ark. 1996). Sakai ve ark. (1997) ise, elde edilen söz konusu bulguları bir arıtma tesisine uygulamışlar ve geri devir çamurunun bir kısmına 0.034 g O₃/g AKM dozunda ozonlama prosesi uygulayarak sıfır çamur büyümesine ulaşmışlardır. Bu çalışma uyarınca, ozonlama prosesi uygulanmayan bir aktif çamur sisteminde oluşması beklenen atık çamurun dört katı büyüklüğündeki geri devir çamurunun ozonlanması gerekmektedir. Bununla birlikte, sıfır çamur büyümesinin birtakım olumsuz yanları da bulunmaktadır. Fosfat ve metaller, çamur bünyesinde birikmemekte ve aktif çamur sistemini çıkış akımında terk etmektedir. Yukarıda sıralanan uygulamalar, çamurun bünyesinde bulunan katıların ozonla arıtılmasının ve hemen sonrasında gerçekleşen

solubilizasyonunun çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini artırması esasına dayanmaktadır. Özet olarak aktif çamurun doğrudan ozonlanması, çamur üretimini azaltabilmekte ve doğrudan ozonlamaya dayalı olarak modifiye edilen aktif çamur prosesi mevcut atıksu arıtımı için uygulanabilmektedir. Bu sistemdeki çamur üretimini kontrol etme mekanizması, ozonlama prosesi sonucunda çamurun solubilizasyonunun yinelenmesi ve mikroorganizmalar aracılığıyla solubilize formdaki maddelerin biyolojik arıtımı olarak ele alınabilmektedir (Nishimura ve ark. 2001). Buna karşın, solubilize formdaki maddelerin karakteristikleri literatürde ayrıntılı bir biçimde yer almamaktadır. Öte yandan, doğrudan ozonlama prosesi sonucunda aktif çamur prosesinin çıkış akımındaki KOİ konsantrasyonunda artış yaşandığı; BOİ konsantrasyonunda ise herhangi bir değişimin gözlemlenmediği de literatürde ifade edilmektedir (Sakai ve ark. 1997, Kamiya ve Hirotsuji 1998, Huysmans ve ark. 2001, Nishimura ve ark. 2001, Deleris ve ark. 2002). Bu durum, iki nedene dayalı olarak açıklanabilmektedir. Birinci neden, elimine edilen çamurdan kaynaklanan refrakter çözünmüş organik maddelerdir (Chudoba 1983, Orhon ve ark. 1989, Boero ve ark. 1991). İkinci neden ise, havalandırma tankındaki çamur bekletme süresinin konvansiyonel proses koşullarındakine oranla daha kısa olması esasına dayandırılabilir.

Ozona dayalı kısmi oksidasyon aracılığıyla uygulanan çamur dezentegrasyonunun değerlendirilmesi aşamasında, prosesin bütününe dikkate alınması gerekmektedir. Ozonlama prosesi sayesinde, bir yandan biyolojik ayrışabilirlik iyileştirilmekte ve uzaklaştırılacak çamur miktarı azaltılmaktadır. Diğer yandan da, çamur arıtımı için enerji gereksinimi artmakta ve çamurun suyunu verme karakteristikleri kötüleşmektedir. Tüm bunların dışında; çıkış akımındaki çözünmüş organik karbon, KOİ ve amonyak konsantrasyonları artmaktadır. Söz konusu proses için geliştirilebilecek türde bir maliyet-fayda analizinin yapılması mümkün olmamaktadır; çünkü biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi ve ozon tüketimi, çamurun tipine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Herhangi bir atıksu arıtma tesisi için prosesin uygun olup olmadığının belirlenebilmesi noktasında deneysel çalışmaların yürütülmesine gereksinim duyulmaktadır.

Ekonomik verimlilik ve enerji dengesi hesaplamaları, kısmi ozonlama prosesinin maliyet-fayda analizinin ortaya konması aşamasında önemli noktalardır (Böhler ve Siegrist 2004). Ekonomik verimlilik hesaplaması yatırım, işletme ve bakım harcamalarının yanısıra biyogaz üretiminin azalmasından kaynaklanan enerji kayıpları nedeniyle ilave masrafları da içermektedir; bununla birlikte, çamur giderimine bağlı olarak çamur arıtma (şartlandırma, susuzlaştırma, kurutma, yakma, uzaklaştırma) maliyeti ise azalmaktadır. Tüm bu noktalar dikkate alındığında; çamurun ozonlanmasına dair yatırım ve işletme maliyeti, çamur arıtma ve

bertaraf etme maliyetinin azalması ile telafi edilebilmektedir. Ozonlama prosesi, ozonun üretimi ve çamura transfer edilmesi sırasında enerjiye gereksinim duymaktadır. Atık çamur üretiminde ortalama %30 oranında azalma sağlayan geri devir çamurunun kısmi ozonlanması uygulaması için gereken enerji tüketimi, evsel atıksu arıtma tesisindeki toplam elektrik enerjisi tüketiminin yaklaşık %20'sine karşılık gelmektedir.

Atık aktif çamurun ozonlanması çamur miktarını veya hacmini azaltmak yolunda hedeflenirse, yüksek miktarda ozon dozuna gereksinim duyulmaktadır; buna karşın, daha yüksek bir ozon dozu ise toplam maliyetin belirgin bir biçimde artmasıyla sonuçlanmaktadır. Benzer şekilde, düşük ozon dozu ise düşük işletme maliyeti ve enerji harcaması anlamına gelmektedir; fakat düşük ozon dozunda, çamur giderimine ve çamurun suyunu verme özelliğine dair iyileşmeler yeterli olmayabilmektedir. Çamur giderimine, ozon tüketimine, çamurun suyunu verme özelliği ile çamurun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirilmesine ilişkin değerler, ozonlama prosesi uygulanan çamur örneğinin tipine ve karakterizasyonuna bağlı olarak değişiklik göstermektedir; bu nedenle, ekonomik çamur arıtımı ve bertarafı için çamur örneğine spesifik olarak optimum ozon dozunun belirlenmesi gerekmektedir.

Değişik çamurlar için uygulanmış ozon dozlarına örnek olarak Yagcı ve Akpınar (2011) 'in çalışması gösterilebilir. Bu çalışmada çamur örnekleri, evsel atıksulardan besi maddesi giderimine yönelik (anaerobik, anoksik ve aerobik) çalıştırılan bir aktif çamur tesisinin geri devir hattından alınmıştır.

$$AKM = 12665 \pm 365 \text{ mg/L}$$

$$UAKM = 8225 \pm 272 \text{ mg/L}$$

$$\text{Çözünmüş KOİ} = 130 \pm 68 \text{ mg/L}$$

İki farklı ozon dozu uygulanmıştır. Uygulama sonrası bulunan değerler aşağıdaki tabloda gösterilmiştir.

Çizelge 4.8. Değişik çamurlar için uygulanmış ozon dozları (Yagcı ve Akpınar 2011)

Ozon dozu (grO ₃ /grAKM)	AKM (gr /L)	UAKM (gr /L)	ÇKOİ (mg/L)	Çöz. organik karbon (mg/L)	Toplam organik karbon (mg/L)
0,014	14000	7850	100	47	63
0,085	14940	8540	420	130	166

Literatürde Yer Alan Ozonlamaya Ait Deneysel Çalışmalar:

Doğruel (2008) yılında yapmış olduğu doktora tezi çalışmasında, ozonlama işlemine tabi tutulmak üzere üç tane çamur numunesi almıştır. Bu atık aktif çamur numuneleri; Almanya'nın Hannover kentine yaklaşık olarak 75 km mesafede bulunan Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan temin edilmiştir.

Birinci, ikinci ve üçüncü çamur numuneleri:

Atıksu arıtma tesisinin son çöktürme havuzu çıkışından alınan Birinci çamur numunesi için, çamur karakterizasyonu Çizelge 4.9'da gösterilmiştir.

Birinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülecek aerobik biyolojik ayırtılabilirlik deneyleri sırasında, toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının gözlemlenmesini ve üçüncü adıma ışık tutacak optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin belirlenmesini hedefleyen ikinci adım öncesinde yeniden numune alınmıştır. Atıksu arıtma tesisinin son çöktürme havuzundan alınan ikinci atık aktif çamur numunesi için gerçekleştirilen çamur karakterizasyonu Çizelge 4.9'da verilmiştir.

İkinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülecek ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunun TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanmasının ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konmasını hedefleyen üçüncü adım öncesinde Atıksu arıtma tesisinin son çöktürme havuzu çıkışından alınan Üçüncü atık aktif çamur numunesi için gerçekleştirilen çamur karakterizasyonu uygulamasının sonuçları Çizelge 4.9'daki gibidir (Doğruel 2008):

Çizelge 4.9. I.-II.-III çamur numuneleri için çamur karakterizasyonu (Doğruel 2008)

PARAMETRE	BİRİM	I.Çamur	II.Çamur	III.Çamur
pH	...	6,91	7,27	6,75
Toplam KOİ	mg/L	3070	3280	3672
Çözünmüş KOİ	mg/L	20	30	40
TKM	mg/L	3256	3388	3582
TUKM	mg/L	2316	2457	2644
AKM	mg/L	2600	2720	3085
Toplam Çözünmüş Fosfor (S-P)	mg/L	2,5	9,2	6,8
Ortofosfat (PO ₄ ³⁻ -P)	mg/L	2,3	8,5	6,3
Toplam Çözünmüş Azot (S-N)	mg/L	5,2	4,5	5,8
Amonyak Azotu (NH ₃ -N)	mg/L	0,8	1,6	1,4
Nitrat Azotu (NO ₃ ⁻ -N)	mg/L	2	1,7	2,2
Nitrit Azotu (NO ₂ ⁻ -N)	mg/L	0,085	0,068	0,092

Ozona dayalı kısmi oksidasyon aracılığıyla uygulanan ve çamurun biyolojik ayrışabilirliğini amaçlayan çamur dezentegrasyonu çalışmalarında elde edilen deneysel bulgulara göre, ozon dozunun ya da ozon besleme süresinin arttırılması sonucunda solubilize olmuş organik maddelerin oksidasyonu nedeniyle mineralizasyon mekanizmasının baskın hale geldiği gözlenmiştir. Doğruel (2008) bu çalışmada, çamurda bulunan biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddenin oksidasyon yoluyla giderilmesinden sakınmak ve organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon (= suda çözünemeyen makro moleküllerin daha küçük ve suda çözünebilir parçacıklara bölünmesi) mekanizmasını baskın tutarak çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmek; dolayısıyla da kısmi oksidasyona bağlı ozonlama prosesinin ardışık biyolojik ayrışma adımı için bir ön-oksidasyon basamağı olarak işletilmesini sağlamak amacıyla –literatürde tanımlanan değerlere oranla çok daha düşük spesifik ozon dozları (4 ~ 11 mg O₃ / gr AKM) uygulanarak -37,5 mg O₃ / dk değerindeki sabit ozon akısında ozonlama deneyleri gerçekleştirilmiştir.

İkinci adımda, ilk aşamada ham çamur numunesinin; ikinci aşamada ise aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi ile aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur numunesinin deneyleri yürütülmüştür. Çizelgede gösterilen deneysel bulgular, 37.5 mg O₃/dk değerindeki ozon akısında ve iki dakikalık ozon besleme süresinde gerçekleştirilen ozonlama deneyleri sırasında, kullanılan ozon miktarının üzerinde ozonlama prosesi uygulanan numunenin niteliğinden etkilenmediğini ve sisteme beslenen ozonun tümüyle tüketildiğini ortaya koymuştur.

Üçüncü adımda ilk aşamada ham çamur numunesinin; ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamalarda ise ozonlama prosesi ve –ikinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yapılan- aerobik biyolojik kombinasyonuna sırasıyla bir, ik, üç ve dört defa tabi tutulmuş çamur numunelerinin ozonlama deneyleri yürütülmüştür. 37.5 mg O₃/dk değerindeki ozon akısında ve iki dakikalık ozon besleme süresinde gerçekleştirilen ozonlama deneyleri sırasında, kullanılan ozon miktarının üzerinde ozonlama prosesi uygulanan numunenin niteliğinden etkilenmediğini ve sisteme beslenen ozonun tümüyle tüketildiğini ortaya koymuştur (Doğruel 2008).

Çizelge 4.10. Ozonlama deneylerinin sonuçları (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Numune	Ozon gaz konsantrasyonu (mg/L)	Gaz debisi (L/saat)	Ozon akısı (mg O3/dk)	Ozon besleme süresi (dk)	Ozon dozu (mg O3/gr TKM)	Ozon dozu (mg O3/gr AKM)	Kullanılan Ozon miktarı (%)
I. Çamur		5	450	37.5	2	2.3	3.6	100
		5	450	37.5	3	4.3	5.4	100
		5	450	37.5	5	7.2	9.0	100
		5	450	37.5	6	8.6	10.8	100
II. Çamur	1	5	450	37.5	2	2.8		100
	2	5	450	37.5	2	3.2		100
	3	5	450	37.5	2	3.4		100
	1 : ham çamur numunesi 2 : aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi 3 : aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur numunesi							
III. Çamur	1. Aşama	5	450	37.5	2	2.6		100
	2. Aşama	5	450	37.5	2	3.0		100
	3. Aşama	5	450	37.5	2	3.4		100
	4. Aşama	5	450	37.5	2	3.8		100
	5. Aşama	5	450	37.5	2	4.1		100

Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya arttırılması, son çöktürme havuzu çıkışından alınan atık aktif çamur numunesine ilişkin KOİ giderme verimini %2,0 ‘dan %13,4 ‘e yükseltmiştir.

Seçilen ozon akısında iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, toplam KOİ konsantrasyonunun azalması; çözünmüş KOİ konsantrasyonunun ise artmasıyla sonuçlanmıştır. İki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, son çöktürme havuzu çıkışından alınan aktif çamur numunesinde %1.9 ‘luk KOİ giderme verimi elde edilmesini sağlamıştır.

Seçilen ozon akısında iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, toplam KOİ konsantrasyonunun azalması ve çözünmüş KOİ konsantrasyonunun artmasıyla sonuçlanmıştır (Doğruel 2008).

Çizelge 4.11 Ozonlama prosesi sonunda KOİ profili (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Ozon besleme süresi (dk)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
	0	3070	20
	2	3010	45

I. Çamur	3	2920	80
	5	2800	110
	6	2660	185
II. Çamur	0	3280	30
	2	3219	55
III. Çamur	0	3672	4
	2	3590	70

Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak TKM ve AKM konsantrasyonları giderek azalmıştır. AKM giderimi %13,1-29,6 aralığında yer alırken TKM parametresi için benzer giderim oranlarına ulaşamadığı gözlemlenmektedir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkarılması durumunda, TKM giderme verimi %2,1 ‘den %12,8 ‘e artmış, bu durum, askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini gözler önüne sermiştir.

Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde gerçekleştirilen iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması TKM ve AKM konsantrasyonlarının azalmasına yol açmıştır. İki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda AKM gideriminin %13,8 oranında gerçekleştiğini ortaya koymuştur; buna karşın TKM parametresi için giderim verimi %2 ile sınırlı kalmıştır. AKM ve TKM gideriminde gözlemlenen bu farklılık, askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini gözler önüne sermiştir.

Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde gerçekleştirilen iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması TKM ve AKM konsantrasyonlarının azalmasına yol açmıştır (Doğruel 2008).

Çizelge 4.12. Ozonlama prosesi sonunda Katı Madde konsantrasyonlarının değişimi (I.-II.III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Ozon besleme süresi (dk)	TKM (mg/L)	TKM Giderimi (%)	AKM (mg/L)	AKM Giderimi (%)
I. Çamur	0	3256	0	2600	0
	2	3189	2,1	2260	13,1
	3	3117	4,3	2255	13,3
	5	2957	9,2	2070	20,4
	6	2840	12,8	1830	29,6
II. Çamur	0	3388	0	2720	0
	2	3321	2	2345	13,8
III. Çamur	0	3582	0	3085	0
	2	3501	2,3	2725	11,7

Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çözünmüş azot konsantrasyonları da artış göstermiştir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkartılması durumunda; başlangıçta 5,2 ve 5,3 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş azot konsantrasyonu ile –azot türleri arasında başlıca bileşen olan- çözünmüş organik azot konsantrasyonu sırasıyla 7,4 mg/L ‘den 21,7 mg/L ‘ye ve 2,6 mg/L ‘den 12,3 mg/L ‘ye yükselmiştir.

İkinci ve üçüncü çamur numunelerinde, Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş azot konsantrasyonları artış göstermiştir.

Çizelge 4.13. Ozonlama prosesi sonunda Çözünmüş Azot türlerinin değişimi (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Ozon besleme süresi (dk)	S-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	S-Org-N (mg/L)
I. Çamur	0	5,2	0,8	2	0,085	2,3
	2	7,4	1,4	3,2	0,177	2,6
	3	11,5	2,7	4,2	0,331	4,3
	5	14,8	3,3	3,7	1,232	6,6
	6	21,7	4	4	1,44	12,3
II. Çamur	0	4,5	1,6	1,7	0,068	1,1
	2	6,8	2,3	2,9	0,118	1,5
III. Çamur	0	4,5	1,4	2,2	0,092	2,1
	2	6,8	2,2	3,6	0,176	2,4

Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çözünmüş fosfor konsantrasyonları da artış göstermiştir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkarılması durumunda; başlangıçta 2,5 ve 2,3 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş fosfor konsantrasyonu ile –fosfor türleri arasında başlıca bileşen olan- ortofosfat konsantrasyonu sırasıyla 5,3 mg/L ‘den 6,3 mg/L ‘ye ve 5,0 mg/L ‘den 4,8 mg/L ‘ye yükselmiştir.

İkinci ve üçüncü çamur numunelerinde, Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde gerçekleştirilen iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş fosfor konsantrasyonları artış göstermiştir (Doğruel 2008) .

Çizelge 4.14. Ozonlama prosesi sonunda Çözünmüş Fosfor türlerinin değişimi (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Ozon besleme süresi (dk)	S-P (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	S-Org-P (mg/L)
	0	2,5	2,3	0,2

I. Çamur	2	5,3	5	0,3
	3	5,7	5,1	0,6
	5	5,8	4,9	0,9
	6	6,3	4,8	1,5
II. Çamur	0	9,2	8,5	0,7
	2	11,9	11,2	0,7
III. Çamur	0	6,8	6,3	0,5
	2	10	9,5	0,5

Biyoreaktörlere ilişkin pH değerleri, ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiş; buna karşın aerobik biyolojik ayrışmanın ilk günündeki artışın ardından aerobik biyolojik ayrışma sürecinin bitimine doğru azalma eğilimine girmiştir.

Ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin pH değerleri sabit bir seyir izlerken; iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesi, ozonlanmış aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi ve ozonlanmış aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur numunesine ilişkin pH değerleri ise aerobik biyolojik ayrışmanın ilk günündeki artışın ardından aerobik biyolojik ayrışma sürecinin bitimine doğru azalma eğilimine girmiştir.

Ozonlanmamış ham çamur numunesi ile birinci aşamaya dair iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin pH değerleri sabit bir seyir izlerken, ikinci ve üçüncü aşamaya dair iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin pH değerleri ise aerobik biyolojik ayrışma sürecinin bitimine doğru azalmıştır. Dördüncü ve beşinci aşamada ise, ölçülen pH değerlerinde dikkat çekici bir dalgalanma gözlemlenmemiştir (Doğruel 2008).

Çizelge 4.15. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında ölçülen pH değerleri (Birinci çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör (0 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	Biyoreaktör (3 dk)	Biyoreaktör (5 dk)	Biyoreaktör (6 dk)
I. Çamur	0	6,91	6,82	6,78	6,74	6,71
	1	7,72	7,6	7,63	7,44	7,47
	2	7,31	7,26	7,21	7,2	7,26
	3	6,65	6,77	6,67	6,68	6,72
	4	6,14	6,21	6,14	6,15	6,18
	5	5,84	5,93	5,93	5,89	5,95
	6	5,69	5,82	5,79	5,8	5,82
	7	5,56	5,72	5,68	5,73	5,71
Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör (0 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	
II. Çamur	0	7,27	6,73	6,55	5,8	
	1	7,36	6,85	6,67	6,05	
	2	7,52	6,49	6,36	5,82	

	3	7,46	6,27	5,98	5,68		
	4	7,33	6,06	5,89	5,59		
	5	7,13	5,94	5,85	5,52		
		Biyoreaktör					
Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör ham numune	Biyoreaktör 1. aşama	Biyoreaktör 2. aşama	Biyoreaktör 3. aşama	Biyoreaktör 4. aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
III.Çamur	0	6,75	6,69	6,42	5,89	5,51	5,58
	1	6,72	6,78	6,29	5,98	5,68	5,53
	2	6,65	6,57	6,01	5,65	5,65	5,59

Yürütülen biyolojik ayrışma deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında izlenen sıcaklık değişimlerinin sonucunda; biyoreaktörlere ilişkin sıcaklık değerlerinin büyük çoğunluğunun 19,0-21,0 °C aralığında yer aldığı gözlemlenmiştir.

İkinci ve üçüncü çamur numunelerinde, Biyoreaktörlere ilişkin sıcaklık değerlerinin büyük çoğunluğu 19.0-21.0 °C aralığındadır.

Çizelge 4.16. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında ölçülen sıcaklık değerleri (I.-II.-III. çamur numunesi) (Doğruel 2008)

Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör (0 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	Biyoreaktör (3 dk)	Biyoreaktör (5 dk)	Biyoreaktör (6 dk)	
I. Çamur	0	17,1	17,4	17,4	17,6	17,5	
	1	20,1	20,2	20,9	20,4	21,1	
	2	19,7	19,7	20,1	19,6	19,4	
	3	19,6	19,3	19,2	19,1	19,2	
	4	19,9	19,3	19,5	19,3	19,6	
	5	19,8	19,2	19,5	19,6	19,5	
	6	19,7	19,2	19,2	19,1	19,3	
	7	19,3	19	18,8	18,5	19,1	
Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör (0 dk)	Biyoreaktör (2 dk)	Biyoreaktör (3 dk)	Biyoreaktör (5 dk)		
II. Çamur	0	18,3	19	19,7	19,5		
	1	19,1	19,1	19,2	19,4		
	2	20,4	20,1	19,7	19,8		
	3	19,7	19,6	20	20,2		
	4	19,5	19,6	20	20,1		
	5	19,8	19,6	19,7	19,8		
Çamur	Zaman (gün)	Biyoreaktör ham numune	Biyoreaktör 1. aşama	Biyoreaktör 2. aşama	Biyoreaktör 3. aşama	Biyoreaktör 4. aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
III.Çamur	0	18,7	18,9	19,6	19,9	20,3	19,5
	1	19,9	19,8	20,1	19,4	20,1	20,1
	2	19,9	19,8	20,6	20,9	19,8	19,5

4.3.1.3. Klorla dezentegrasyon

Ozonlama ile aşırı çamur üretiminin azaltılmasında maliyet yüksek olduğundan, Saby ve diğ. (2002) ozona alternatif olarak kloru kullanmışlardır. Bu yöntem, çalışma prensibi olarak ozon yöntemine benzemektedir. Klor ile aktif çamur proses kombinasyonunda aşırı çamur üretiminde %65 azalma sağlanmıştır. Klor, ozon yöntemiyle karşılaştırıldığında maliyet bakımından avantajlıdır. Ancak, klor zayıf bir oksitleyici olduğundan kullanılan miktar ozonla karşılaştırıldığında daha yüksektir. Klorlama, trihalometan oluşumu, çamur karakteristiğinde bozulma ve aktif çamur proses çıkışında çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacında artış gibi dezavantajlara sahiptir (Wei ve ark. 2003). Bu dezavantajlar, klasik çökelme havuzları yerine membran ünitesi kullanılarak giderilebilmektedir (Liu 2003).

4.3.1.4. Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu

Bazik ortam koşulları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamaktadır (Everett 1973). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'ın kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan ve ark. 1989). Atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünebilir KOİ değerinde artışa neden olmaktadır (Chang ve ark. 2002). Bilindiği gibi çözünebilir KOİ artışı çamurun dezentegrasyon derecesinin bir göstergesidir. Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde NaOH'ın katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Lin ve ark. 1995, Huang ve Wei- Shiang 1995, Yoshio ve ark. 1997).

Ray ve arkadaşları (1990) farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerini farklı alıkonma süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çürütücüye vererek 35 °C sıcaklıkta 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.

4.3.1.5. Fenton prosesi

Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir. Atıksu arıtımında kullanımı oldukça yaygın olan bu prosesin son yıllarda çamur arıtımı amacıyla kullanımı da gündeme gelmiştir. Bu prosesin kullanımı ile arıtma çamurlarının su verme özelliklerinin geliştirildiği bilinmektedir (Neyens ve ark. 2003, Büyükkamacı 2004, Dewil ve ark. 2005). Bunun yanı

sıra laboratuvar ölçeğinde yapılan bir çalışmada fenton prosesi kentsel nitelikli bir arıtma çamuruna uygulanmış artan hidrojen peroksit dozuna bağlı olarak sıvı fazda KOİ, azot, fosfor değerlerinin arttığı, fenton prosesinin çamur dezentegrasyon derecesini artırdığı ve çamurun anaerobik çürümesi öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında stabilizasyonun derecesini artıracakları belirlenmiştir (Erden ve Filibeli 2006).

4.3.2. Mekanik dezentegrasyon

4.3.2.1. Karıştırıcı bilyeli değirmenler

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yaklaşık 1 m³ hacminde, içerisi tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve bu değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşmaktadır. Bilyeler genelde 0,2–0,3 mm çapındaki taş malzemedir. Karıştırıcı değirmen içerisinde rotasyon sağlamaktadır. Mikroorganizma dezentegrasyonu rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller 2000b).

4.3.2.2. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi

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

4.3.2.3. Ultrasonik homojenizasyon ünitesi

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

türbülansa ve kayma kuvvetlerine neden olmaktadır. Bu olağan dışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Bougrier ve ark. 2005).

Ultrasonik arıtma kullanılarak yapılan çamur dezentegrasyonunda etkili olan dört yol;

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

Yukarıda verilen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki etki çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan $\bullet\text{OH}$ radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde $\bullet\text{OH}$ radikalinin oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang ve ark. 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile stoplazmik membrandaki yağ çözümlenerek membran üzerinde küçük delikler oluşturmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçekleşmektedir. Ancak çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması sebebiyle bu yolla gerçekleşen dezentegrasyon da ihmal edilebilecek düzeydedir. Sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb) ultrasonik arıtma mekanizmasını etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır (Lehne ve ark. 2001). Sisteme verilen enerji arttırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artmaktadır. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Gonze ve ark. 1999). Zhang ve diğerlerinin (2006) yaptıkları çalışmada 30 dakika süreyle 0,5 W/mL güç ve 25 kHz frekansta uygulanan ultrasonik işlemin çamur floklarını %30,1 oranında dezentegre ettiğini, katı madde kütlesini %23,9 oranında azalttığını ve çamurdaki canlı aktivitesini %95,5 oranında düşürdüğünü ifade etmiştir. Tiehm ve diğerleri (2001) çamur dezentegrasyonu amacıyla 3.6 kW, 31 kHz şiddetindeki ultrasonik enerjiyi 64 saniye süreyle uygulamanın çamur içindeki organik maddeleri açığa çıkardığını ve anaerobik çürüme zamanını 22 günden 8 güne indirdiğini ifade etmişlerdir.

4.3.2.4. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı

Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezentegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine

entegre edilen özel parçalayıcılar olan *lysate halkaları* ile hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanmaktadır. Dezentegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta ancak buna bağlı olarak oldukça düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter 2002). M. Dohányos (2004) tam ölçekli bir lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ile yaptığı çalışmada, dezentegrasyon düzeneği monte edilmiş olan santrifüj kullanımıyla özgül biyogaz üretiminin büyük ölçekli bir arıtma tesisinde %7,5, orta ölçekli bir arıtma tesisinde ise %26 oranında arttığını ifade etmiştir. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı kullanımıyla, gerekli enerji maliyeti, bertaraf maliyeti ve santrifüjün çalışma periyodu göz önünde bulundurulduğunda 100.000 tasarım nüfusuna sahip bir arıtma tesisi için 40.000 Euro/yıl tasarruf sağlayabilmektedir (Otte-Witte ve ark. 2000).

4.3.2.5. Mekanik jet tekniği

Mekanik jet tekniği, çözülmüş 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 (Müller 2000b).

4.3.2.6. Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği

Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği, bir elektro-hidrolik teknik olup, bu işlemde çamura 10 milisaniyeden daha küçük periyotlarda megawatt aralığında elektrik akımı verilmekte ve bu akım katı ve sıvı ortamlarda şok dalgalar oluşturarak hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir (Müller 2000b).

4.3.3. Termal dezentegrasyon

Termal işlemde belirli bir katı madde içeriğine kadar kurutulmuş olan arıtma çamuru 130–175 °C sıcaklıkta hidrolize edilmektedir. 170 °C’de yapılan tam ölçekli bir çalışma, hidrolize edilmiş çamurun anaerobik çürütücüye verilmesi ile çamur çürütme derecesinin klasik çürütme işlemine göre %80 oranında arttığını göstermiştir (Kepp ve Solheim 2001). Termal işlemde çamura verilen enerji genellikle bir ısı değiştirici tarafından veya çamura buhar uygulamasıyla temin edilmektedir. Arıtma tesisinde üretilmiş olan ısı bu amaçla kullanıldığında enerji maliyeti önemli ölçüde düşmektedir (Müller 2000b). Cambi ve Krepro prosesleri çamurun termal dezentegrasyonu amacıyla kullanılan patentli proseslerdir. Arıtma çamurunun termal dezentegrasyonu sonucunda anaerobik çürümesi ile stabilizasyon derecesinin artmasının yanı sıra çamurun su verme özelliklerini geliştirmesi ve çamurun köpük oluşturma eğilimini azaltması gibi avantajları bulunmaktadır (Barjenbruch ve Kopplow 2003).

4.3.4. Biyolojik dezentegrasyon

4.3.4.1. Termofilik bakterilerin kullanımıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonu

Ototermal termofilik aerobik çürütme işlemi (ATAD) bir biyolojik stabilizasyon yöntemidir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick 1978). Kentsel arıtma çamurlarının ve konsantre organik atıkların stabilizasyonu ve dezenfeksiyonu için kullanılmaktadır. Yüksek konsantrasyonda organik madde içeren atıklar havalandırıldıklarında metabolik oksidasyon sırasında çevreye ısı verilmektedir. Sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenbilir konsantre organik atıkların indirgenmesini kolaylaştırmaktadır. Sistem, ilave bir ısı temini olmaksızın 35–70°C arasındaki termofilik sıcaklıklarda işletilen, tek veya çok kademeli aerobik çürütücülerden oluşmaktadır. Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları, çeşitli endüstriyel atıklar ve hayvansal atıklar; tam karışım, ısı kayıpları önlenecek şekilde iyi izole edilmiş ve biyokimyasal oksidasyon için yeterli miktarda hava sağlanan bir reaktörde aerobik olarak çürütüldüklerinde, biyolojik indirgenbilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır. Sistemdeki yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak organik madde indirgenmesinin yanı sıra, atığın içerdiği patojenik organizmalar da giderilerek tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sistemin diğer avantajları ise yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarındaki artışa bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyetin düşük olması, biyokatı beslemesi için bir ön arıtma gerekmemesi, sistemin işletim kolaylığı ve enerji gereksinimlerinin diğer aerobik arıtma sistemlerine göre az olması (≤ 7 kWh/kg KM) şeklinde sıralanabilmektedir (Kelly 1999, AbuOrf ve ark. 2001, Kelly ve Donal 2003). ATAD prosesinin dezavantajları ise, oksijen gereksiniminden kaynaklanan yüksek maliyet, köpük oluşumu, koku oluşumu, çamurdaki düşük çökelebilen özellikleri nedeniyle susuzlaştırma işleminde şartlandırıcı madde gereksinimindeki artış olarak verilmektedir (Lapara ve Alleman 1998).

4.3.4.2. Enzim kullanımı

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

işlemin mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte kullanıldığında dezentegrasyon derecesini artırmaktadır (Goel ve ark. 1998, Lai ve ark. 2001). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntem olmakla birlikte pahalı ve yeterli araştırmanın yapılmadığı bir işlemdir. Bu konuda yapılan çalışmalardan birinde polimerik maddelerin bakteriyel hidrolizinin aktif çamurun çözünme yeteneğine etkisi araştırılmış ve bu ön arıtma uygulamasıyla katı kısımdaki uçucu katı madde miktarının düşerken çözünmüş KOİ değerinin arttığı belirlenmiştir (Del Borghi ve ark. 1999).

Arıtma çamuru miktarının kaynağında azaltılması ve bunun yanında anaerobik çürütme verimindeki artışa bağlı olarak metan gazı miktarında artış ile daha fazla enerji sağlanması ve çevreye zarar vermeyen kokusuz, stabil bir çamur oluşumu gibi avantajlar göz önüne alındığında çamur dezentegrasyon işlemlerinin arıtma tesislerinde gün geçtikçe yaygın bir kullanım alanına sahip olacağı düşünülmektedir.

Dezentegrasyon işleminin uygulanabilirliğinde en önemli hususlar ilk yatırım maliyeti, enerji tüketimine ve kimyasal madde tüketimine bağlı olarak oluşan işletme maliyeti ve sistemin verimidir. Dezentegrasyon yöntemleri, enerji gereksinimleri açısından karşılaştırıldığında, mekanik yöntemler olan lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ve karıştırıcı bilyeli değirmenlerin en az enerji gerektiren sistemler olduğu; ultrasonik homojenizasyon ünitesinin ise en çok enerji gerektiren sistemler olduğu belirtilmektedir. Buna karşılık, lysate santrifüj yoğunlaştırıcının en düşük dezentegrasyon verimine sahip olduğu ifade edilmektedir ve ozon arıtımı nispeten düşük enerji gereksinimi ile yüksek dezentegrasyon derecesine ulaşabilmektedir. Dezentegrasyon yöntemleri, anaerobik çürütücüdeki bir işletme parametresi olan köpük oluşumu açısından karşılaştırıldığında, termal dezentegrasyonun biyolojik ve mekanik dezentegrasyon yöntemlerine oranla köpük önlemede daha etkili olduğu bilinmekte olup bu karşılaştırma kimyasal yöntemler açısından henüz ele alınmamıştır (Barjenbruch ve Kopplow 2003). Dezentegrasyon yöntemlerinin avantaj ve dezavantajlarına ait çizelge aşağıda gösterilmiştir.

Çizelge 4.17. Çeşitli Dezentegrasyon Yöntemlerinin Avantaj ve Dezavantajları

Metot		Avantaj	Dezavantaj
Karıştırıcı Değirmenler	Bilyeli	İşletme Güvenilirliği ve koku problemi olmaması	Sürtünme Kayıpları, Tıkanma Problemleri, Yüksek enerji tüketimi

Yüksek Basınçlı Homojenizasyon Ünitesi	Atıksu arıtma tesisine kolay uyum, koku problemi olmaması, iyi susuzlaştırma	Düşük patojen giderimi, Tıkanma Problemleri, Yüksek enerji tüketimi
Lysate Santrifüj Yoğunlaştırıcı	Koku problemi olmaması ve az enerji tüketimi	Düşük çamur dezentegrasyonu, Yüksek enerji tüketimi
Termal Dezentegrasyon	Çok iyi susuzlaştırma, patojen giderimi, enerjinin tekrar kullanımı	Yüksek enerji gereksimi, Mekanik parçaların korozyonu, Ekipmanın kaplanması
Ultrasonik Dezentegrasyon	Koku ve tıkanma probleminin olmaması, atıksu arıtma tesisine kolay uyum	Yüksek ilk yatırım maliyeti, Yüksek bakım, Yüksek enerji tüketimi
Ozon Dezentegrasyon	Kimyasal ilavesi gerekmemesi, küçük doz ile yüksek oksidasyon, çok iyi susuzlaştırma	Yüksek enerji tüketimi, Çamurdaki metallerin sıvıya geçmesi

5. MATERYAL ve METOT

5.1. Materyal

5.1.1. Tesis Tanıtımı

Bu çalışmada, biyolojik atıksu arıtma tesisi yoğunlaştırma havuzundan alınan arıtma çamur örnekleri üzerinde ozonla ön arıtım sonrası aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür.

Tesisin arıtmasını yaptığı firmaların olduğu bölge dahilinde, 399 sanayi parseli bulunmakla birlikte bu parseller üzerinde 181 sanayi kuruluşu faaliyet göstermektedir. Bu firmaların 20'si yabancı yatırımcılara ait olup bölge yabancı yatırımcılar için cazibe merkezi özelliğini her geçen gün arttırmaktadır.

Bölgede II. Kısımda yer alan sektörlerin dağılımı incelendiğinde ise, hali hazırda faaliyet halinde olan 84 tesisin %40'ı Tekstil, %8'i Metal/Otomotiv, %7'si Kauçuk/Plastik, %8'i Boya/Kimya, %4'ü Kağıt, %13'ü Beyaz eşya/Yan sanayi, %4'ü Gıda, %2'si İlaç/Sağlık ve %13'ü diğer muhtelif sektörlerde faaliyet göstermektedir.

Çeşitli ölçeklerdeki bu firmalarda yaklaşık 35.000 kişi istihdam edilmektedir. İstanbul'a yakınlığı, demiryolu, havayolu, denizyolu ve karayolu gibi geniş ulaşım olanakları nedeniyle bölge, İstanbul sanayisinin gelişme alanı olma özelliği taşımaktadır.



Şekil 5.1. Arıtma tesisinin üstten görünüşü

Bölgede I. ve II. Kısımda bulunan sanayi kuruluşlarının atıksuları 2 ayrı kolektör hattı ile merkezi atıksu arıtma tesisine gelmekte ve burada birleşen 2 kolektör hattından atıksu giriş

yapısına alınarak I. Kısım ve II. Kısım arıtma tesislerine gönderilmektedir. 1994 yılında devreye alınan ve 31.05.1996 tarihinde kesin kabulü yapılan I. Kısım Arıtma tesisine gelen atıksuların %93'ü endüstriyel, %7'si evsel niteliktedir. 2008 yılında devreye alınan II. Kısım Atıksu arıtma tesisi ile birlikte bölgede faaliyet halinde bulunan 181 sanayi kuruluşunun atıksuları, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 19'da verilen deşarj kriterlerine uygun olarak arıtılmaktadır. Tesisler, I. Kısım 40.000 m³/gün ve II. Kısım 40.000 m³/gün olmak üzere toplam 80.000 m³/gün atıksu arıtma kapasitesine sahip olup, hali hazırda gelen su miktarı ise 78.000-80.000 m³/gün arasında değişmektedir. Bölgede ağırlıklı sektör Tekstil Sektörü olduğundan, arıtma tesislerine gelen atıksuyun yaklaşık %85'i tekstil boyahane firmalarından kaynaklanmaktadır. Tesiste Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik arıtma yapılmaktadır. Karbon gideriminin yanı sıra Azot ve Fosfor Giderim prosesi de tesiste mevcuttur. Tesisler, AB deşarj standartlarını sağlayabilecek şekilde projelendirilmiştir. Söz konusu tesislerde yer alan başlıca arıtma üniteleri ise;

- Fiziksel Arıtma : Kaba ve İnce Izgaralar
Kum ve Yağ tutucu Havuzu
Dengeleme Havuzları
Terfi Havuzu
- Kimyasal Arıtma : Hızlı ve Yavaş Karıştırıcı
Kimyasal Çökeltme Havuzları
- Biyolojik Arıtma : Biofosfor Havuzları
Havalandırma Havuzları
Son Çökeltme Havuzları
- Çamur Susuzlaştırma : Çamur Kalınlaştırma Tankları
Çamur Tutma Tankları
Dekantörler - Filtre Presler

I. Kısım ve II. kısım arıtma tesislerinde yer alan söz konusu bu ünitelerin yer aldığı arıtma tesisi akım şemaları Ekler kısmında, Ek 3 'te verilmiştir.

Çizelge 5.1. II. Kısım arıtma tesisine ait kirletici parametre analiz sonuçları (OSB atıksu analiz lab. 2011)

PARAMETRE	GİRİŞ	ÇIKIŞ
KOİ (mg / L)	900	275
BOİ5 (mg / L)	380	35
AKM (mg / L)	160	60
pH	9,50	7,9

Toplam fosfor (mg / L)	2,70	1,80
TKN (mg / L)	30	13
Yağ & Gres (mg / L)	25	< 12

I. ve II. Kısım atıksu arıtma tesisleri son çökeltme tanklarından çıkan arıtılmış atıksu birleşerek tek noktadan Çorlu Deresine deşarj edilmektedir. Bu deşarj noktasından muhtelif zamanlarda alınan numunelerde tesisin akredite laboratuvarı tarafından ölçülen bazı kirletici parametrelere ait analiz sonuçları da Çizelge 5.2’de verilmiştir.

Çizelge 5.2. Çorlu deresine deşarj noktası analiz sonuçları

Arıtma Tesisi Çıkışı Analiz Sonuçları (24 Saatlik Kompozit Numune)						
	KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) [mg/L]	AKM (Askıda Katı Madde) [mg/L]	T.P. (Toplam Fosfor) [mg/L]	TKN (Toplam Kjeldahl Azotu) [mg/L]	YAĞ & GRES [mg/L]	pH
TARİH	(300)*	(100)*	(1,0)*	(15,0)*	(10,0)*	(6,0 - 9,0)*
Numune 1	284	62	0,88	11,2	5,1	8,12
Numune 2	196	54	0,75	13,44	7,8	8,20
Numune 3	200	68	0,95	12,8	5,7	8,07
Numune 4	220	48	0,73	6,44	5,8	7,92
Numune 5	230	56	0,89	13,4	4,9	7,89
Numune 6	198	41	0,75	6,7	9,8	7,82

* Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği "Tablo 19" 24 saatlik kompozit numune sınır değerleri

Tesiste yer alan havalandırma ünitelerinde, dizaynda hedeflenen çamur yaşı 10-15 gün arasında kabul edilirken, işletme koşulları çıkış KOİ değeri 200-250 mg/L arasında olacak şekilde ve çamur bertaraf maliyetlerinin minimize edilmesi hususu göz önünde bulundurularak 45 gün civarında tutulmaktadır.

Bu verilere göre tesiste hali hazır işletme koşullarında çamur geri devir oranı ortalama %85-90 oranında gerçekleştirilip, günlük olarak %1 KM içeriğine sahip 250 m³’lük (7.500 m³/ay) çamur, çamur yoğunlaştırma ünitesine transfer edilmektedir. Bu ünite de blower-difüzör sistemi ile havalandırma yapılarak katı madde muhtevası yaklaşık %2,5-3 oranına getirilmekte ve buradan tesiste faaliyet halinde bulunan 4 adet dekantörde %32-35 KM içeriğine sahip olacak şekilde nihai çamur susuzlaştırma işlemine tabi tutulmaktadır. Susuzlaştırılan kek halindeki çamur, 7 bölmeli toplam 6.000 m³ çamur alma kapasitesine sahip, çatısı güneş panelleri ile donatılmış beton kek sahasında biriktirilmekte (Bkz. Şekil 5.2) ve böylece çamurun katı madde miktarı %42 KM’lere ulaşacak şekilde bertarafa gönderilen çamur miktarı ve bertaraf maliyeti bir miktar da olsa azaltılmaktadır. Her ne kadar akredite çevre analiz laboratuvarına yaptırılan analizlerde, söz konusu arıtma çamurlarının, Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik kapsamında tehlikesiz atık olarak belirlenmiş

olsa da, bertaraf maliyetlerinin minimizasyonuna yönelik çalışmalar halen devam etmektedir. Ancak, çamurun miktarının azaltılması için kurulabilecek çamur kurutma tesisleri yurt dışındaki firmalar tarafından yapıldığından, tesisin yatırımı için çok yüksek fiyatlar verilmekte, bu tesislerin enerji giderlerinin yüksek olması nedeniyle işletme maliyetleri yüksek olmaktadır. Kurutma tesisi kuran ve yaş çamuru kurutarak yakıt olarak kullanacak olan çimento fabrikalarında işletme maliyetleri düşük olmasına rağmen, çok yüksek bertaraf maliyetleri talep etmektedirler. Ancak, tesis yetkililerinden alınan bilgilere göre, söz konusu çamurun kalorifik değeri de yine akredite laboratuvar analiz sonucuna göre 2.000- 2.500 kalori olarak tespit edilmesi dolayısıyla, susuzlaştırılarak kek haline getirilen 100 ton/gün'lük arıtma çamuru keki, ek yakıt kapsamında yakılarak bertaraf edilmek üzere Şehircilik ve Çevre Bakanlığı tarafından lisanslandırılmış, Trakya Çimento fabrikasına zorunlu olarak gönderilmektedir. Tüm bu değerlendirmeler bazında, tesis yetkililerinden alınan bilgilere göre, 2011 yılı itibariyle I. kısım ve II. Kısım arıtma tesislerinin toplam aylık işletme maliyeti 700-800 bin TL arasında değişmekte olup, bu maliyetin 300-350 bin TL'sini çamur bertaraf maliyeti oluşturmaktadır. Öyle ki; sadece 2010 yılı içinde 37.800 ton çamur bertaraf edilmek üzere Trakya Çimento çimento fabrikasına gönderilmiştir.



Şekil 5.2. Merkezi atıksu arıtma tesisi çamur keki depolama sahası

İncelenen Arıtma Tesisinin Endüstriyel Arıtma Çamurları ile İlgili Çalışmaları;

Bölgede ağırlıklı sektör tekstil sektörü olduğundan arıtma tesisine gelen atıksuyun yaklaşık %85'i tekstil boyahane firmalarından kaynaklanmaktadır. Arıtma çamurları, gerek hacim olarak çok fazla yer kaplaması, gerekse içindeki su içeriği nedeniyle bertarafı, nakliyesi ve tesis içinde depolanacak yer bulunamaması nedeniyle tesis için sıkıntı yaratmaktadır.

Tesiste, atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının yönetmeliklere uygun olarak bertarafı için yoğun ve uzun çalışmalar yapılmıştır. Bunlar;

- a) Çamurun tarımda kullanılabilirliği ile ilgili çalışmalar yapılmış. Çamur farklı oranlarda gübre yerine kullanılarak buğday ekimi denemeleri halen devam etmektedir.
- b) Akçansa Çimento ile çamurun kurutulması ile ilgili olarak ortak kurutma tesisi kurulması için görüşmeler yapılmıştır.
- c) Eski kömür ve kum ocaklarında çamurun depolanabilmesi için arayışlar halen devam etmektedir.
- d) Çamurun kurutulması için termal kurutma tesisleri ile ilgili gerek yurtiçinde gerekse yurtdışında araştırmalar yapılmış, örnek tesisler incelenmiş ve fizibilite çalışmaları yapılmıştır.

Bu çalışmalar sonrasında çamurların bertarafı için 2010 yılı şubat ayında SÜREKO Atık Yönetimi A.Ş. ile yapılan anlaşma sonrasında arıtma tesislerinde oluşan 100 -150 ton/gün arıtma çamuru bertaraf için Çimentaş Çimento Trakya fabrikasına gönderilmeye başlanmıştır. Arıtma tesisinde toplam aylık maliyet 700-800 bin TL arasında değişmekte olup bu maliyetin 300-350 bin TL'si çamur bertaraf maliyetinden kaynaklanmaktadır.

2010 yılı içinde 37.800 ton çamur bertaraf edilmek üzere çimento fabrikasına gönderilmiştir. Yapılan analizlerde Arıtma Tesisinde oluşan çamurlar Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik kapsamında tehlikesiz atık özelliğindedir.

Arıtma tesisinde oluşan çamur miktarının azaltılması ve çamur kuru madde miktarının artırılması ile çamur bertaraf maliyetlerinin düşürülmesi için sürekli çalışmalar yapılmaktadır. Bu çalışmalar;

- a) Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamur miktarını azaltmak için öncelikle 2. kısım arıtma tesisinde en iyi susuzlaştırmayı sağlayabilen susuzlaştırma ekipmanı olan dekantörler seçilmiştir.
- b) 1. kısım arıtma tesisindeki filtrepresler de kaldırılarak bu tesise de 2 adet dekantör alınmıştır. Daha önce %22-25 olan çamur kuru madde miktarı dekantörler ile %32-35 oranına yükseltilmiştir.

Çamur miktarının azaltılması için yapılan çalışmalardan biri de beton depolama sahasının üzerinin örtülerek çamurun güneş ısı ile kuru madde miktarının artırılmasıdır. Bu çalışma ile çamur kuru madde miktarı %10 oranında artırılarak bertarafa gönderilen çamur miktarı azaltılması hedeflenmektedir.

- Tesisin dış laboratuarlara yaptırmış olduğu analiz sonuçlarından örnekler; Ekler kısmında EK 1 'de çizelgeler halinde gösterilmiştir.

5.1.2. Numune alma ve karakterizasyon

5.1.2.1. Numune alma

Bu çalışmada, Organize Sanayi Bölgesi biyolojik atıksu arıtma tesisi yoğunlaştırma havuzundan belirli periyotlarda 3 defa çamur numunesi alınmış ve konvansiyonel çamur karakterizasyonu yapılmıştır. Karakterizasyonu yaklaşık olarak belirlenen ve ozonla entegre edilmiş ve edilmemiş çamur örnekleri 30 günlük bir aerobik stabilizasyon deney sürecine tabi tutulmuştur. Ham çamurun ozonlanarak miktarının azaltılma etkinliği ve ekonomik olarak tercih edilebilirliğini tespit edebilmek amacıyla, ozonlanmamış ham çamur ve 2194 mg O₃/Lsaat ozon dozunda, literatürde tanımlanan farklı sürelerde ozonlanmış 5 adet çamur reaktörü 30 gün boyunca aerobik ortamda stabilizasyona tabi tutulmuştur. Söz konusu çamurun süzülebilirlik karakteristiklerinin nasıl etkilendiğini tespit edilmek amacıyla, her bir reaktörden belirli zaman aralıklarında numuneler alınarak TAKM, TUA KM, KOİ, TOK, ÇOK ve pH gibi çamur karakteristiki ozonla dezentegrasyon öncesi ve sonrasında kontrol edilmiştir. Çalışmada kullanılan ozon, LAB2B Degremont Technologies-Triogen model ortam havası ile maksimum 2 gr/saat, kuru hava ile 4 gr/saat ve saf oksijenle 10 gr/saat kapasitesine sahip ozon jeneratörü yardımıyla, ortam havası ile besleme sonucunda elde edilmiştir. Ozonlama sistemi Şekil 5.3 ve Şekil 5.4'da, havalandırma sistemi Şekil 5.5. ve Şekil 5.6'de gösterilmiştir.

5.1.2.2. Biyolojik karakterizasyon

30 günlük deney süreci için öncelikle, biyolojik atıksu arıtma tesisi yoğunlaştırma havuzundan 3 defa alınan arıtma çamuru numunesinin konvansiyonel karakterizasyonu incelenmiştir ve ölçülen parametrelerin ortalama değerleri Çizelge 5.3'te verilmiştir.

Çizelge 5.3. İncelenen tesise ait ham arıtma çamuru karakteristiğinin literatür değerleriyle karşılaştırması

Parametre	Değer	Dogruel (2008)	Mantas vd. (2009) Deri end.	Mantas vd. (2009) Tekstil end.
pH	7,2	6,91	7±0,5	7±0,5
Toplam KOİ (mg /L)	29635	3070		
Çözünmüş KOİ (mg /L)	1058	20		
TKM (mg /L)	58190	3256		
TAKM (mg /L)	37320	2600		
TUA KM (mg /L)	20870	2316		
TUA KM/TAKM (%)	56	89	52	58
Toplam Çözünmüş Fosfor (S-P) (mg /L)	135	2,5		
Ortofosfat (PO ₄ -P) (mg /L)	107	2,3		
Toplam Çözünmüş Azot (S-N) (mg /L)	28	5,2	1483±65	1643±13
Amonyak Azotu (NH ₃ -N) (mg /L)	8,4	0,8	186±3	126±2

Her dört çalışmadaki parametreler birbiriyle kıyaslandığında; pH değerlerinin birbirine yakın olduğu gözlemlenmektedir. Bu çalışmaya konu olan çamur karakteristiği ile Doğruel (2008)' in çalışmasına konu olan çamur karakteristiği arasındaki yüksek oranda ki değersel farklılıklar, diğer çalışmanın evsel karakterli atıksu arıtma tesisi çamuruna çalışılmış olmasından kaynaklanmaktadır. Yine bu çalışmada elde edilen veriler ile Mantaş vd. (2009) 'un çalışmalarına konu olan deri ve tekstil endüstrilerinden alınan çamur numunelerinin UAKM/AKM oranları yakın değerlerde olduğu görülürken Toplam Çözünmüş Azot ve Amonyak Azotu arasında değersel olarak oldukça büyük farklılıklar göze çarpmaktadır. Bunun da O.S.B.'deki atık su arıtma tesisinin azot gideriminin etkin olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

5.1.2.3. Ölçümler

KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) ölçümleri ISO 6060 standardına göre, diğer ölçümler ise Standart Metotlarda tanımlanan prosedürlere göre yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışabilirlik denemeleri, çamur örneklerinin biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerine sırasıyla; farklı ozon besleme sürelerinin etkisini tanımlamak, ilave TAKM (Toplam Askıda Katı Madde) ve KOİ giderim verimliliğini (aerobik biyolojik ayrışabilir hem ham hem de ozonlanmış çamur örnekleri için) belirlemek ve son olarak da kimyasal oksidatif ve aerobik biyolojik ayrışabilirliğin birlikte yürütüldüğü arıtma sistemlerindeki TAKM ve KOİ giderim verimliliğinin (Sabit TAKM ve KOİ giderim hızının elde edildiği eşik değere kadar) sinerjistik etkisini tanımlamak amacıyla yürütülmüştür. ÇOK deneyleri İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Sedat Üründül Çevre Bilimleri laboratuvarında, diğer deneyler ise NKÜ Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarında yürütülmüştür. ÇOK için TS 8195 EN 1484 2000 esas alınmıştır.

Deney programına göre; başlangıçta tüm reaktörlerdeki çamur örneklerinin toplam ve süzüntülerinde pH, KOİ, TKN, NH₃-N, Nitrat, Nitrit, Toplam Fosfor, Ortofosfat ve ÇOK parametreleri ölçülürken, TAKM, TUAKM parametreleri ise sadece toplamalarında ölçülmüştür. 30 günlük bir deney ve ölçüm periyodu sürdürülmüştür.

5.2. Metot

5.2.1. Ozonlama

Yoğun olarak tekstil atıksularının arıtıldığı Organize Sanayi Bölgesi biyolojik atıksu arıtma tesisi yoğunlaştırma havuzundan belirli periyotlarda 3 defa çamur numunesi alınmış ve konvansiyonel çamur karakterizasyonu yapılmıştır.

Ozonlama süreleri; başlangıç anı, 10 dakika, 15 dakika, 25 dakika ve 30 dakika olarak 5 reaktörlü bir sistem kurulmuştur. Her bir reaktöre 4 lt çamur konmuş, havalandırma sistemiyle bir ay boyunca reaktörler çalıştırılmıştır. Ozonlama düzeneği Şekil 5.3-4’de gösterilmiştir.



Şekil 5.3. Ozonlama sistemi



Şekil 5.4. Ozonlama sonunda KI şişelerinde yakalanan ozon ile renk değişimi

Sabit dozda farklı sürelerde ozonla entegre edilmiş ve edilmemiş çamur örnekleri 30 günlük bir aerobik stabilizasyon deney sürecine tabi tutulmuştur. Çalışma detayları Çizelge 5.4’te verilmiştir.

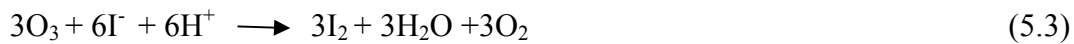
Çizelge 5.4. Çalışma detayları

OZON DOZU	OZON VERME SÜRESİ (dk)	REAKTÖR
2,2 mgO ₃ /L*h	0	R1
2,2 mgO ₃ /L*h	10	R2
2,2 mgO ₃ /L*h	15	R3
2,2 mgO ₃ /L*h	25	R4
2,2 mgO ₃ /L*h	30	R5

Gaz formundaki ozon ölçümleri Standart Methods (1995) ‘deki 2350 E nolu iyodometrik metoda göre yapılmıştır. Metodun esasını iyodürün ozon oksidasyonu ile iyodata yükseltgenmesi ve asidik ortamda tiyosülfatla geri titrasyonu oluşturmaktadır. Ozon ve iyodürün reaksiyonları aşağıda gösterilmiştir:



Reaksiyonun toplu ifadesi;



1 gr O₃ ile 6,92 gr I⁻ oksitlenmektedir.

Tiyosülfatla geri titrasyon denklemi aşağıda gösterilmiştir:



0,1 N 1 ml tiyosülfat 2,4 mg O₃ 'e tekabül etmektedir. (APHA ve diğ. 1995)

Ozon dozu hesabı ise şu förmülle bulunur:

$$\text{Ozon dozu (mg/ltdk)} = S * 2,4 * 1000 / A * T \quad (5.5)$$

S= Sarfiyat (ml)

A= Şişelerdeki titrant miktarı (ml)

T= Ozonlama süresi (dk) 'dır (APHA 1995, Sevimli 2000)

5.2.2. Aerobik stabilizasyon

Karakterizasyonu belirlenen ham çamur numuneleri belirlenen sürelerde ozonlanarak 30 günlük aerobik stalizasyona tabi tutulmuşlardır. R1 olarak adlandırılan reaktöre ozonlama işlemi yapılmamıştır. R2 olarak adlandırılan reaktöre 10 dakika süreyle, R3 olarak adlandırılan reaktöre 15 dakika süreyle, R4 olarak adlandırılan reaktöre 25 dakika süreyle ve R5 olarak adlandırılan reaktöre 30 dakika süreyle ozonlama işlemi uygulanmıştır. Bu süreler belirlenirken literatürdeki çalışmalarından yararlanılmış, NKÜ' deki ozon jeneratörünün kapasitesine uyarlanarak ozon miktarı ve süreleri belirlenmiştir. Belirli periyotlarda sıcaklık, pH, KOİ, AKM, UAKM, Azot ve Fosfor bileşenleri, ÇOK ölçümleri yapılmıştır. Ölçümlere ait çizelgeler ve şekiller ise 6. Bölümde ve EKLER kısmında EK 2 'de verilmiştir.



Şekil 5.5. Reaktörler ve havalandırma düzeneği



Şekil 5.6. Havalandırma sistemi ve güç kaynağı

6. DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME

Reaktörler 30 gün boyunca aerobik ortamda stabilizasyona tabi tutulmuştur. Her bir reaktörden belirli zaman aralıklarında numuneler alınarak TAKM, TUAKM, KOİ, ÇOK (DOC), FOSFOR, AZOT ve pH gibi çamur karakteristikleri ozonla dezentegrasyon öncesi ve sonrasında kontrol edilmiştir.

6.1. Aerobik Stabilizasyona Ozonlamanın Etkisinin Belirlenmesi

Ozon verme süreleri 10-15-25 ve 30 dakika olarak belirlenen reaktörler sırasıyla R2-R3-R4 ve R5 olarak, ozon verilmeyen reaktör ise R1 olarak isimlendirilmiştir. Sırasıyla reaktörlere verilen ozon miktarı ve sürelerine ait değerler Çizelge 6.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 6.1. Ozon verme süreleri ve reaktörlere verilen ozon miktarları

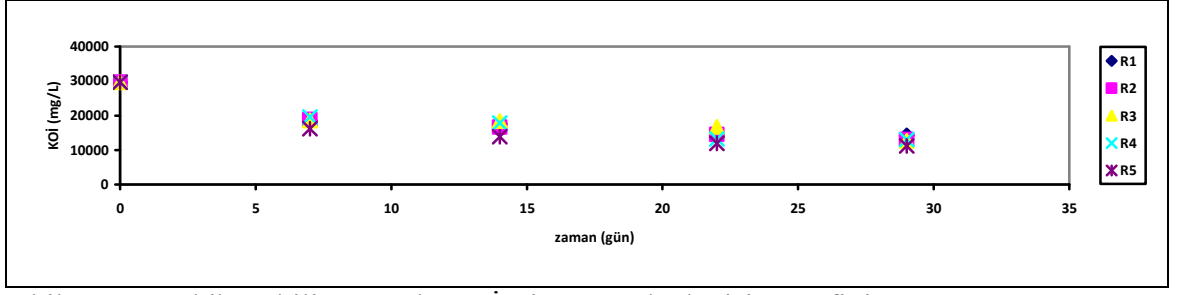
Ozonlama	R1:0	R2:10 dk	R3:15 dk	R4:25 dk.	R5:30 dk
Max. Verilen O ₃ (mgO ₃ /lt) :	0	365,5	548,25	914	1097
Kullanılan O ₃ miktarları (mgO ₃ /lt) :	0	278	375	743	971

Deneysel çalışmalar sırasında reaktörlerin sıcaklıkları ölçülmüş ve sıcaklığın 19,1-24 °C aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Bu durumun mevsim koşulları itibarı ile sıcaklığın zamanla artma eğilimi göstermesinden kaynaklandığı düşünülmüştür.

Reaktörler içindeki ozonlanmamış ve belirli sürelerde ozonlanmış çamur numunelerinin pH değerleri ölçülerek Ekler kısmında Ek2 ‘de gösterilmiştir.

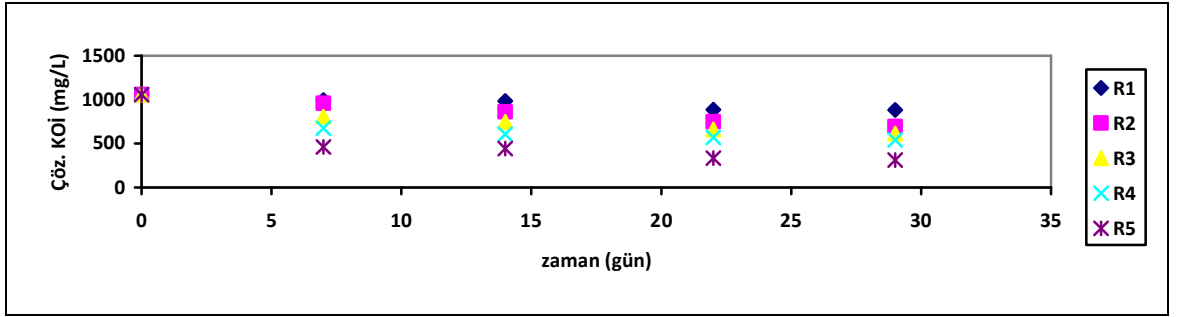
Çizelgeye göre, pH değerlerinin zamanla artış gösterdiği gözlenmektedir. Başlangıçta ölçülen pH değerleri 7,2 ve 8,28 arasında değişirken, deney süresinin sonunda bu aralık ortalama 8,6 değerine yakın aralıklarda seyretmiştir. Yüksek pH’larda ozon daha hızlı dekompoze olur ve baskın olarak hidroksil radikali oluşturur. Genel olarak; nötr pH’larda ozonun çözünürlüğü düşük olduğundan reaksiyon hızı da düşüktür, düşük pH’larda moleküler ozon reaksiyon verirken yüksek pH’larda oluşan radikaller reaksiyon verir. Hidroksil radikallerinin oksidasyon potansiyeli moleküler ozona göre daha yüksek olduğundan indirekt reaksiyonlarda oksidasyon daha hızlıdır.

Aerobik stabilizasyona tabi tutulan reaktörlerde ölçülen KOİ değerlerini incelediğimizde; R1’de %52, R2’ de %56, R3’te %57, R4’te %56 ve R5’te %62 oranında düşüş gözlenmiştir. En fazla düşüş, 30 dakika ozon verilen R5 ‘te görülmüştür.



Şekil 6.1. Aerobik stabilizasyonda KOİ'nin zamanla değişim grafiği

Aerobik stabilizasyona tabi tutulan reaktörlerin ölçülen Çözünmüş KOİ değerlerinde; R1'de %19, R2'de %35, R3'te %42, R4'te %49 ve R5'te %71 oranında düşüş gözlemlenmiştir. En fazla düşüş, 30 dakika süreyle ozon verilen R5 'te görülmüştür.

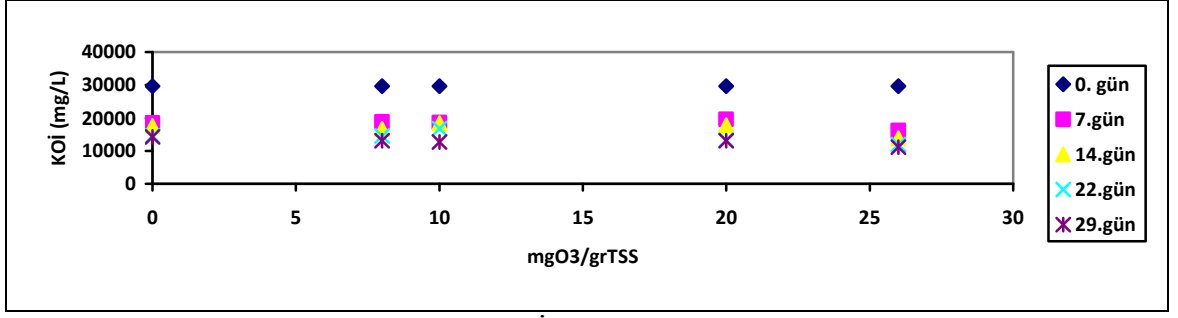


Şekil 6.2. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş KOİ'nin zamanla değişim grafiği

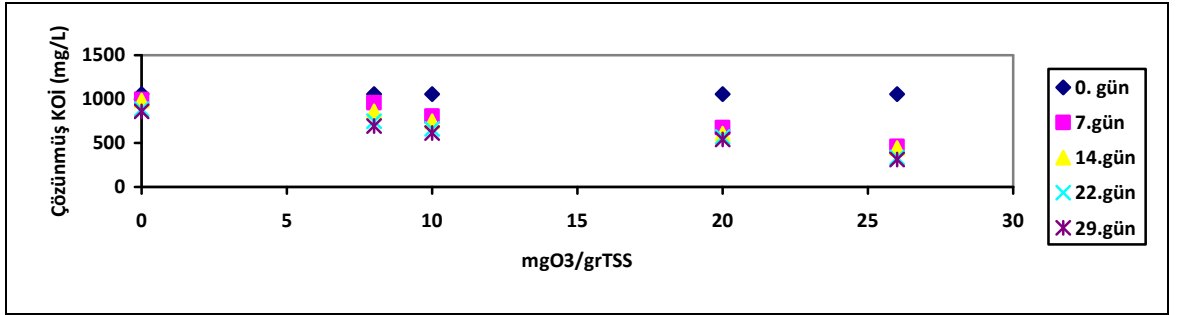
Çizelge 6.2. Ozonlama ve mgO₃/grTSS

	R1:0	R2:10 dk	R3:15 dk	R4:25 dk.	R5:30 dk
Kullanılan O ₃ miktarları (mgO ₃ /lt) :	0	278	375	743	971
Başlangıç AKM (mg/L):	37320	37320	37320	37320	37320
mgO ₃ /grTSS	0	8	10	20	26

Reaktörlere verilen Ozon dozajları dikkate alındığında, mgO₃/grTSS 'e göre KOİ ve Çözünmüş KOİ ' ye ait grafikler ise şöyledir:

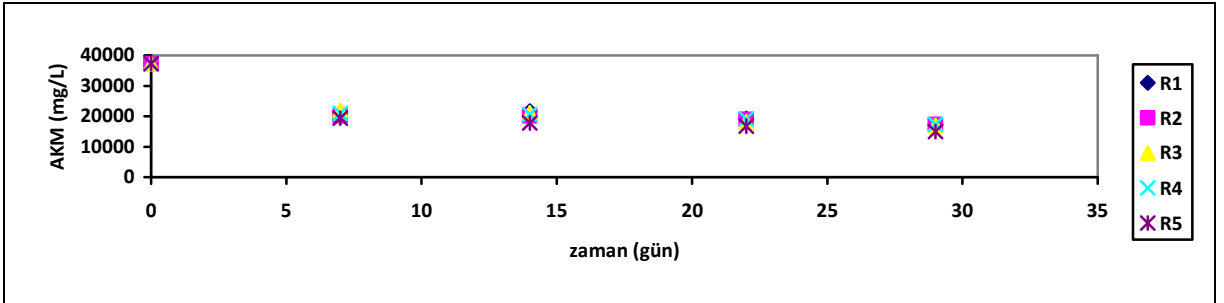


Şekil 6.3. Verilen ozon dozajına göre KOİ (mg/L) değerleri



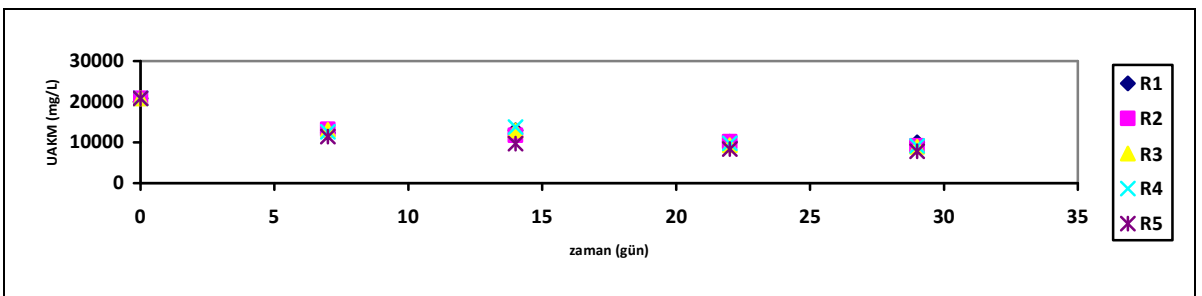
Şekil 6.4. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş KOİ (mg/L) değerleri

AKM (Askıda Katı Madde) giderimlerini incelersek sırasıyla; R1 için %54, R2 için %54, R3 için %54, R4 için %53 ve R5 için %60 oranlarındadır. En yüksek giderim oranı R5 'te gözlemlenmiştir.



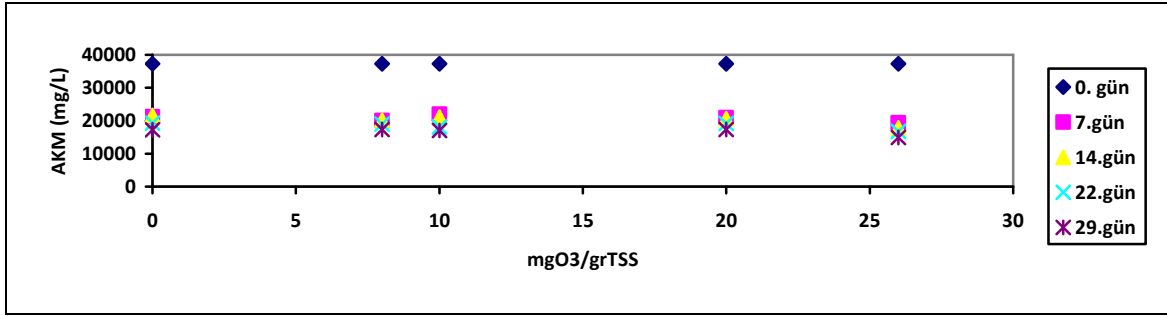
Şekil 6.5. Aerobik stabilizasyonda AKM'nin zamanla değişim grafiği

UAKM (Uçucu Askıda Katı Madde) giderimlerini incelersek sırasıyla; R1 %52, R2n %56, R3 %57, R4 %56 ve R5 %62 oranlarındadır. En yüksek giderim oranı R5 'te gözlemlenmiştir.

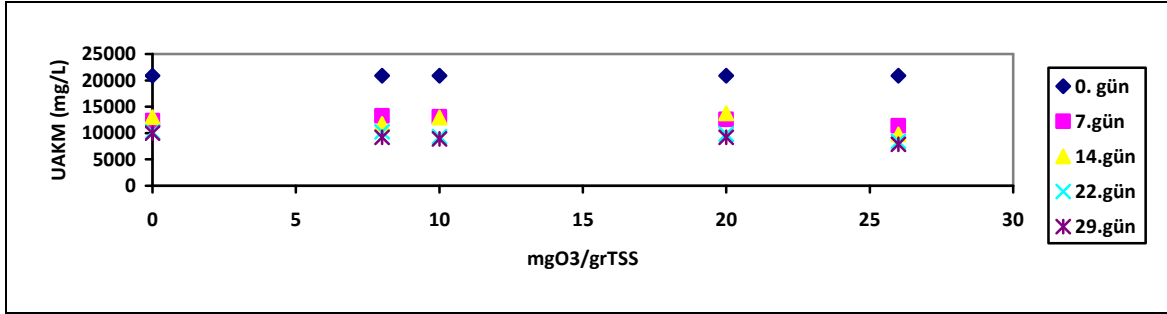


Şekil 6.6. Aerobik stabilizasyonda UAKM'nin zamanla değişim grafiği

Reaktörlere verilen Ozon dozajları dikkate alındığında, $\text{mgO}_3/\text{grTSS}$ 'e göre AKM ve UAKM ' ye ait grafikler ise şöyledir:



Şekil 6.7. Verilen ozon dozajına göre AKM (mg/L) değerleri

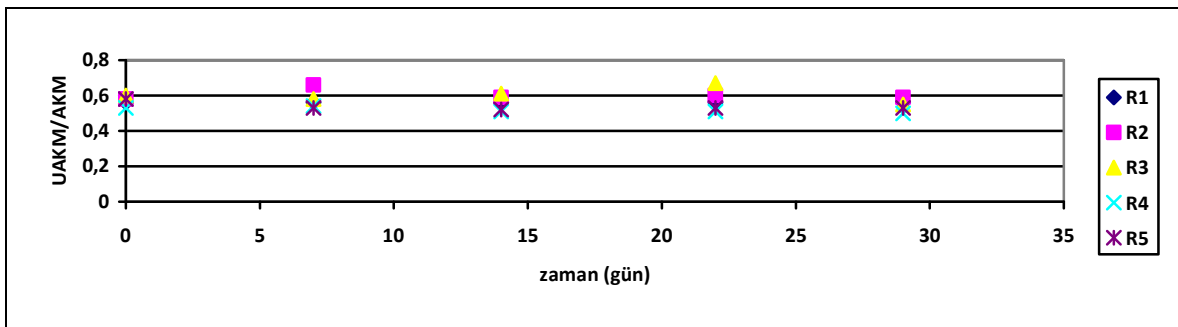


Şekil 6.8. Verilen ozon dozajına göre UAKM (mg/L) değerleri

AKM ve UAKM giderim değerleri (%) bu çalışmanın EK'ler kısmında Ek 2' de gösterilmiştir.

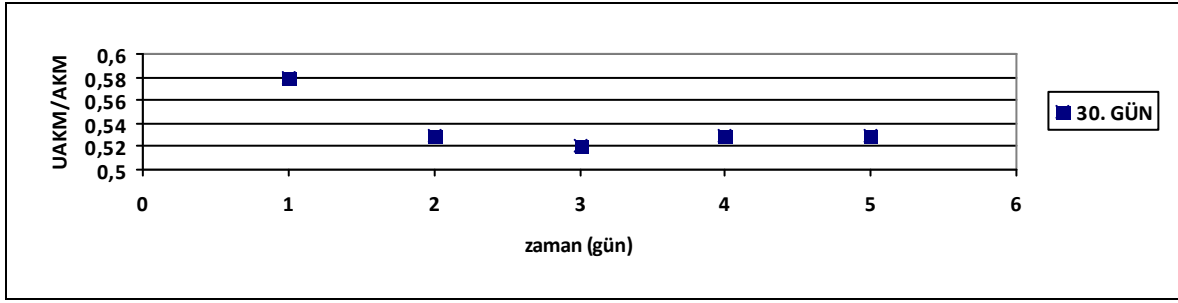
Her bir reaktör için hesaplanan, UAKM/AKM oranları Ekler kısmında Ek 2 'de gösterilmiştir.

AKM/UAKM oranlarına ait grafik aşağıdaki gibidir. Grafikten de görüleceği gibi oranlar 0,50-0,67 arasında değişmektedir. En düşük oran R5 'te ve en yüksek oran R4' te gözlenmiştir.



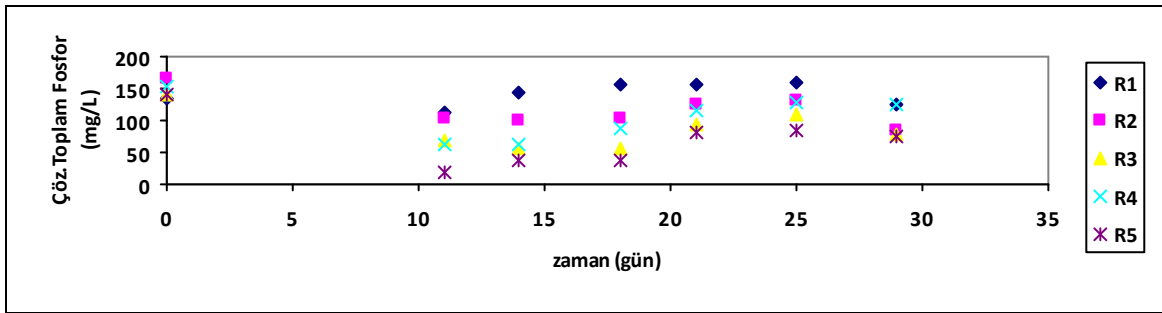
Şekil 6.9. UAKM/AKM oranları

30 günlük aerobik stabilizasyon sonucu her bir reaktöre ait UAKM/AKM oranları Şekil 6.10 'daki gibidir:



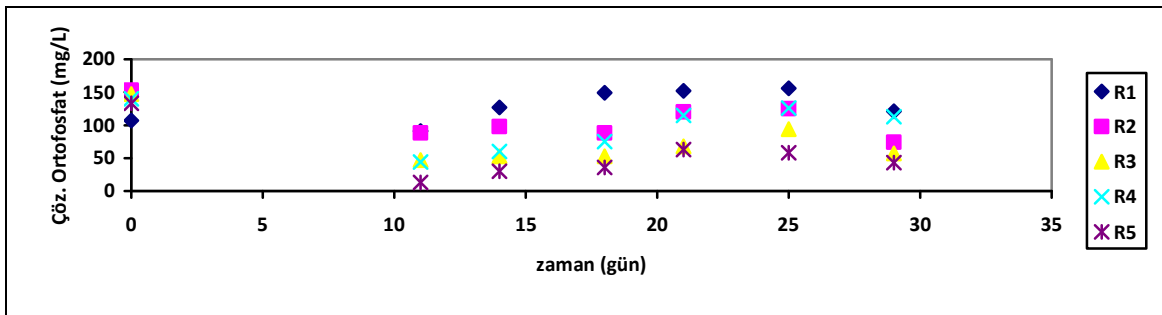
Şekil 6.10. 30.günün sonunda reaktörlere ait UAKM/AKM oranları

Ozonlanmamış ve belirli sürelerde ozon verilmiş çamur numunelerine ait çözünmüş toplam fosfor ve çözünmüş ortofosfat değerlerine ait çizelge ve grafikler aşağıda sırasıyla verilmiştir. Çözünmüş Toplam Fosfor değerlerinin, 11. güne kadar yapılan ölçümlerde düşme eğilimi gösterdiği, takip eden günlerde tekrar artmaya başlayıp 25. güne kadar artışını sürdürerek 29. günde tekrar düşüşe geçtiği gözlenmiştir.



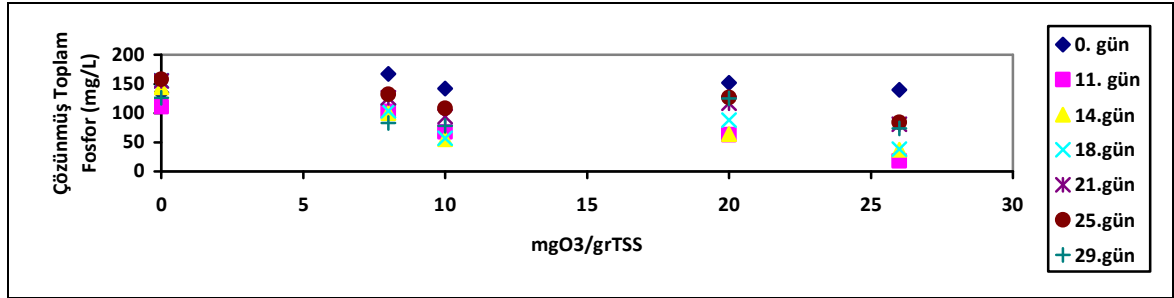
Şekil 6.11. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş Toplam Fosforun zamanla değişim grafiği

Çözünmüş ortofosfat değerlerinin de çözünmüş toplam fosfor değerleri gibi dalgalı seyir gösterdiği Çizelge 6.12'den anlaşılabilir. Çözünmüş Ortofosfat değerlerinin, 11. güne kadar yapılan ölçümlerde düşme eğilimi gösterirken, 14. günden itibaren tekrar artmaya başladığı, 21. güne kadar artışını sürdürerek 29. günde tekrar düşüşe geçtiği gözlenmiştir.

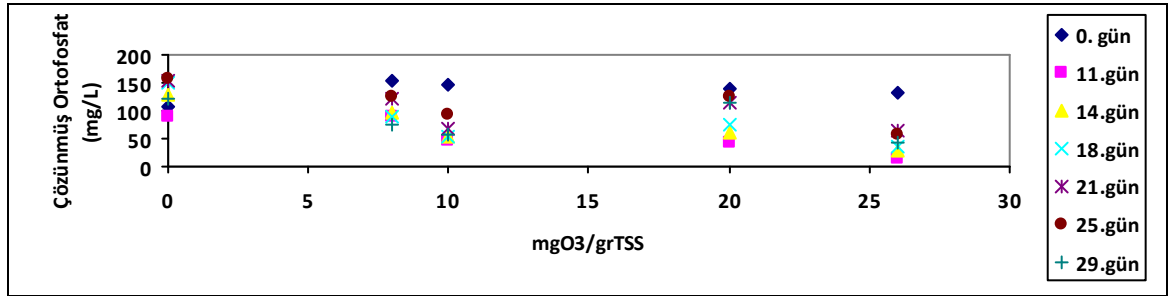


Şekil 6.12. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş Ortofosfatın zamanla değişim grafiği

Reaktörlere verilen Ozon dozajları dikkate alındığında, $\text{mgO}_3/\text{grTSS}$ 'e göre Çözünmüş Toplam Fosfor ve Çözünmüş Ortofosfat'a ait grafikler ise şöyledir:

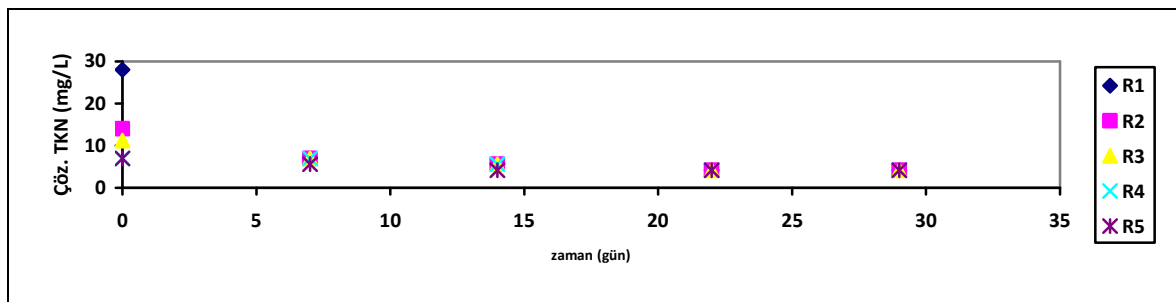


Şekil 6.13. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş Toplam Fosfor (mg/L) değerleri



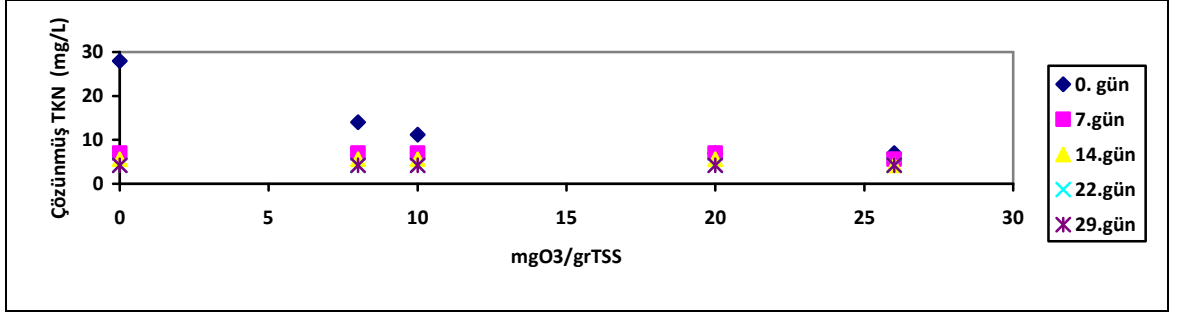
Şekil 6.14. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş Ortofosfat (mg/L) değerleri

Ozonlanmamış ve belirli sürelerde ozon verilmiş çamur numunelerine ait çözünmüş toplam Azot türlerinin değerlerine ait çizelge ve grafikler aşağıda verilmiştir. Çözünmüş TKN (Toplam Kjeldahl Azotu) ve Çözünmüş $\text{NH}_3\text{-N}$ (Amonyak Azotu) değerleri zamanla azalan eğilim göstermiştir.



Şekil 6.15. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş TKN'un zamanla değişim grafiği

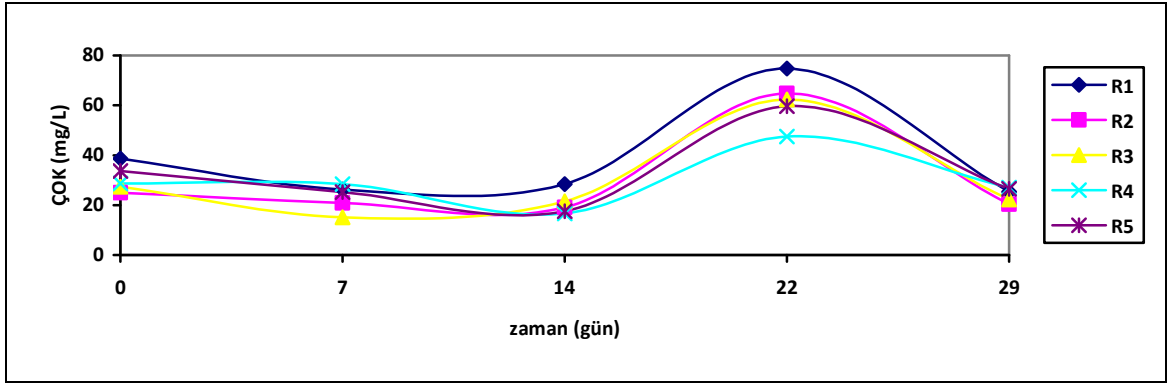
Reaktörlere verilen Ozon dozajları dikkate alındığında, $\text{mgO}_3/\text{grTSS}$ 'e göre Çözünmüş TKN'a ait grafik ise şöyledir:



Şekil 6.16. Verilen ozon dozajına göre Çözünmüş TKN (mg/L) değerleri

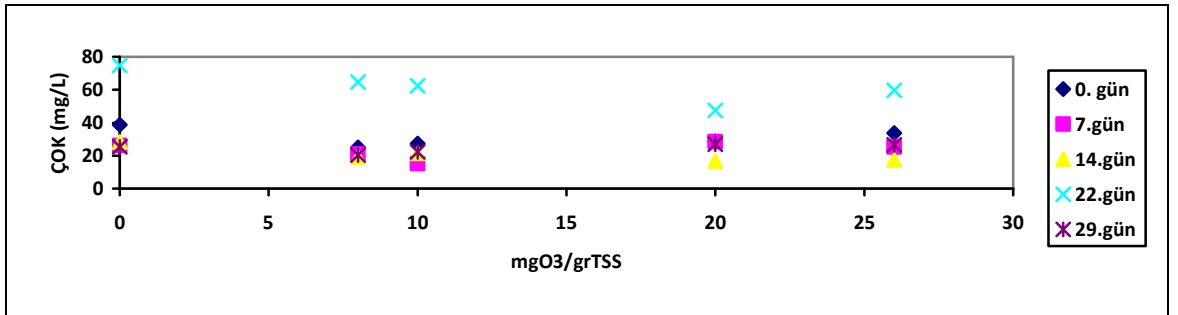
NO₃⁻ (Nitrat) ve NO₂⁻ (Nitrit) ise tespit edilememiştir.

ÇOK (=Çözünmüş Organik Karbon) deneyleri, İTÜ’de Sedat Üründül Çevre Bilimleri Laboratuvarında yapılmıştır.



Şekil 6.17. Aerobik stabilizasyonda ÇOK'un zamanla değişim grafiği

Reaktörlere verilen Ozon dozajları dikkate alındığında, mgO₃/grTSS 'e göre ÇOK'a ait grafik ise şöyledir:



Şekil 6.18. Verilen ozon dozajına göre ÇOK (mg/L) değerleri

Doğruel (2008) 'in yapmış olduğu doktora çalışmasında bulduğu değerler ile bu çalışmada elde edilen sonuçların bir karşılaştırması yapılacak olursa;

- Ozon verme süreleri bu deney için daha uzun tutulmuştur.
- Mevsim sıcaklıkları itibarıyla artış gösteren sıcaklık değerlerine karşılık Doğruel (2008) 'in çalışmasında da sıcaklıklar artmıştır.
- pH değerleri bu çalışma için artış gösterirken diğer çalışmada azalma göstermiştir.
- Her iki çalışmada da KOİ değerleri azalma eğilimi gösterirken, Çözünmüş KOİ 'ler Doğruel (2008) 'in çalışmasında artış eğilimi gösterirken bu çalışmada azalma eğilimi göstermiştir.
- Her iki çalışmada da AKM ve UAKM konsantrasyon değerleri azalma eğilimi göstermiştir. Giderim oranlarının ozonlama süresinin artışına bağlı olarak artması; askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini göstermektedir.
- Doğruel (2008) 'in çalışmasında deney süresince Azot türevleri artış eğilimi gösterirken bu çalışmada azalma eğilimi göstermiş hatta Nitrat ve Nitrit tespit edilememiştir.
- Doğruel (2008)'in çalışmasında Fosfor türevleri deney süresince artış eğilimi gösterirken, bu çalışmada dalgalı bir seyir izlemiş azalma-artma-azalma şeklinde bir sekans göstermiştir.

Mantaş vd. (2009) 'un yapmış olduğu çalışmada bulunan değerler ile bir karşılaştırma yapılırsa;

Deri endüstrisi için; 42 günlük aerobik stabilizasyon boyunca yaklaşık olarak % 38 AKM ve UAKM azalması gözlenmiştir. UAKM/AKM oranı dikkate alınacak şekilde değişmemiştir. ÇOK konsantrasyonu 42 günde %80 azalmıştır.

Tekstil endüstrisi için; pH değerleri 7,3-8,5 arasında değişmiştir. 41 günlük aerobik stabilizasyon boyunca AKM ve UAKM giderimi sırasıyla %45 ve %51' lerde gerçekleşmiş, UAKM/AKM oranı başlangıç anında 0,58 'den 41 gün sonra 0,50'ye düşmüştür. ÇOK konsantrasyonu %20 azalmıştır.

Ozonlama deneyleri sonucu elde edilen değerlere göre; UAKM/AKM oranları, hiç ozon verilmediği durumda %56 'dan %58'e artış, 10 dakika ozon verildiğinde %56 'dan %53'e azalış, 15 dakika ozon verildiğinde %56 'dan %52 'ye azalış, 25 dakika ozon verildiğinde %56 'dan %53' e azalış ve 30 dakika ozon verildiğinde %56 'dan %53 'e azalış göstermiştir. ÇOK konsantrasyonu da %21 azalmıştır. O.S.B.' ye gelen atıksuların %85'i tekstil boyahanelerinden gelmektedir. Mantaş vd. (2009) 'in tekstil endüstrisi için elde ettiği

değerlerle ozonlama çalışması sonucu elde edilen değerlerin birbirine oldukça yakın olduğu görülmektedir.

Bu çalışmadan O.S.B. 'nin beklentileri:

Tesis çamur bertarafında bir takım sorunlarla karşılaşmaktadır, başlıca sorunlar maddeler halinde şunlardır;

- a) Bertaraf tesisi sayısının az olması,
- b) Bölgeye yakın noktada bertaraf tesisinin bulunmaması,
- c) Mevcut tesislerin bertaraf ve nakliye için istedikleri bedellerin çok yüksek olması (Arıtma tesislerinde işletme maliyetlerinin yaklaşık yarısının çamur bertarafından kaynaklanması),
- d) Mevcut bertaraf tesisinde problem olması durumunda alternatif bir tesis bulunmaması,
- e) Çamurun miktarının azaltılması için kurulabilecek çamur kurutma tesisleri yurt dışındaki firmalar tarafından yapıldığından, tesisin yatırımı için çok yüksek fiyatlar verilmesi, bu tesislerin enerji giderlerinin yüksek olması nedeniyle işletme maliyetleri yüksek olması, Kurutma tesisi kuran ve yaş çamuru kurutarak yakıt olarak kullanacak olan çimento fabrikalarında atık ısı bulunması ve bu nedenle işletme maliyetleri düşük olmasına rağmen bertaraf için çok yüksek bedeller istenmesi,
- f) Çamur kurutulduğunda kalorifik değeri olan bir yakıt haline gelmesine rağmen çamuru alternatif yakıt olarak kullanma izni olan çimento fabrikalarından bu işlem için dahi yüksek fiyatlar talep edilmesi,
- g) Yönetmeliklerde yapılan değişiklikler nedeniyle süreçlerin uzaması ve belirsizliklerin oluşmasıdır.

Bu sorunlara çözüm olması açısından ozonla dezentegrasyonla çamur miktarında azaltma ve buna bağlı olarak maliyette düşüş sağlanması amaçlanmıştır. Tesis için ozonlama sisteminin maliyeti hesaplandığında, tesisin yatırım ve işletme maliyetlerini bir yıldan az bir sürede karşılayamadığı görülmektedir.

Tesis, günlük olarak %1 KM içeriğine sahip 250 m³'lük (7.500 m³/ay) çamuru, çamur yoğunlaştırma ünitesine transfer edebilmektedir. I. kısım ve II. Kısım arıtma tesislerinin toplam aylık işletme maliyeti 700-800 bin TL arasında değişmekte olup, bu maliyetin 300-350.000 TL'sini çamur bertaraf maliyetini oluşturmaktadır.

- 250 m³/gün *30 gün =7500 m³ (=7500 ton)

2500 tonluk havuzun inşa ve ekipman maliyetleri;

Havuz inşaatı = 200.000 TL

Difüzörler ve borular = 50.000 TL

İnşa ve ekipman maliyeti = 250.000 TL

7500 ton için = 750.000 TL

Ozonlama ekipman maliyeti:1.000.000 TL (Ozondenim)

Havuz inşa, ekipman ve ozonlama ekipman maliyeti=1.750.000 TL

- Deney başlangıcında ki UAKM değeri : 20870 mg / L

Deney sonunda ki UAKM değeri : 7840 mg / L

UAKM Giderimi: % 62

$350.000 * 0,62 = 217.000/\text{ay}$ (kazanç)

$350.000-217.000=133.000/\text{ay}$ (çamur bertaraf maliyeti)

$1.750.000/133.000=13$ ay

Bu tesis ozonlama ile; yaklaşık olarak 13 ayda Havuz inşa-ekipman ve ozonlama ekipman maliyetlerini çıkarmaktadır. Bu hesaplamalara pahalı bir kimyasal olan ozonun kullanım maliyetlerini de eklemek gerekmektedir.

7. SONUÇLAR

Aritma çamuru miktarının kaynağında azaltılması ve anaerobik çürütme verimine bağlı olarak, son ürün ve temiz enerji kaynağı olarak biyogazın elde edilmesi mümkündür. Anaerobik çürütme prosesinin dezavantajı olarak görülen sürecin yavaş ilerlemesi ve çürütme sonunda organik maddelerin tamamıyla parçalanamayarak düşük miktarda biyogaz eldesine yol açması araştırmacıları çürümeyi hızlandırarak stabilizasyonun artmasına neden olacak yeni dezentegrasyon tekniklerini aramaya itmiştir. Dezentegrasyon tekniklerinin geliştirilmesiyle ilk yatırım maliyeti, enerji tüketimi ve kimyasal madde tüketimi optimumda tutularak işletme maliyeti ve yüksek verim amaçlanmaktadır. Aritma çamurları için en uygun dezentegrasyon metodunun belirlenmesine yönelik olarak laboratuvar ölçeğinin yanı sıra gerçek bir tesiste işletmede karşılaşılabilecek sorunların belirlenmesi amacıyla tam ölçekli çalışmalar gerekmektedir.

Bu çalışma sonucunda elde edilen deneysel bulgulara göre, en etkili sonuçlar 30 dk ozon verilen R5 reaktöründe gözlenmiştir. R5 reaktörünün sonuçları incelendiğinde;

- Deneysel süresince sıcaklık değerleri zamanla artış göstermiştir.
- Deneysel süresince pH değerleri zamanla artış göstermiştir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 29635 mg/L olan KOI değeri deneysel sürecin sonunda 11133 mg/L 'ye düşerek % 62 KOI giderimi elde edildiği gözlenmiştir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 1058 mg/L olan Çözünmüş KOI değeri deneysel sürecin sonunda 311 mg/L 'ye düşerek %71 Çözünmüş KOI giderimi elde edildiği gözlenmiştir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 37320 mg/L olan AKM değeri deneysel sonunda 14925 mg/L 'ye düşerek %60 AKM giderimi elde edildiği gözlenmiştir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 20870 mg/L olan UAKM değeri deneysel sonunda 7840 mg/L 'ye düşerek %62 UAKM giderimi elde edildiği gözlenmiştir.
- Başlangıçta %56 olan UAKM/AKM oranı deneysel süreci sonunda %53 olarak bulunmuştur. Bu da solubilizasyon-mineralizasyon aşamasından kaynaklanan aerobik çürütmenin çok etkin olmadığını göstermektedir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 140 mg/L olan Çözünmüş Toplam Fosfor değeri deneysel sonunda 74 mg/L 'ye düşerek %47 giderim elde edildiği gözlenmiştir.
- Deneysel sürecin başlangıcında 133 mg/L olan Çözünmüş Ortofosfat değeri deneysel sonunda 43 mg/L 'ye düşerek %68 giderim elde edildiği gözlenmiştir.

- Deneý sürecinin bařlangıcında 7 mg/L olan Çözünmüş Toplam Azot deęeri deneý sonunda 4,2 mg/L 'ye düşerek %40 giderim elde edildięi gözlenmiřtir.
- Deneý sürecinin bařlangıcında 5,6 mg/L olan Çözünmüş NH₃-N deęeri deneý sonunda 1,4 mg/L 'ye düşerek % 5 giderim elde edildięi gözlenmiřtir.

Deneý süresince pH artışı ile doğru orantılı olarak NH₃-N' un da artması beklenmekteydi. Fosfor da olduğu gibi azotta da kısmen, deneýler sırasında havalandırmada zaman zaman yaşanan kesinti problemi dolayısıyla biyokütlenin reaktör çeperlerine yapışarak biyokütle kaybı meydana gelmiş olmasından kaynaklandığı düşünölmektedir.

- Deneý süresince NO₃⁻ ve NO₂⁻ deęerleri 0 olarak bulunmuřtur.
- Deneý sürecinin bařlangıcında 33,61 mg/L olan ÇOK deęeri deneý sonunda 26,55 mg/L 'ye düşerek %21 giderim elde edildięi gözlenmiřtir.

Bu çalışmada AKM ve UAKM konsantrasyon değerleri zamanla azalma eğilimi göstermiştir. Giderim oranlarının ozonlama süresinin artışına bağlı olarak artmasının sonucu olarak askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekteştiğini göstermesine karşın, ozonun pahalı bir kimyasal olması ve ilk yatırım maliyetinin yüksek olmasından dolayı; Ozonla stabilizasyon ve minimizasyon çalışmasının bu tesis için ekonomik anlamda efektif olmadığı gözlenmiştir. Yapılan hesaplamalar sonucunda sistemin işletme maliyetleri hesaba katılmadığı durumda dahi sistem ancak 13 ayda kendini amorti edebilmektedir.

Bu çalışmadan yola çıkılarak ozonla birlikte diğer dezentegrasyon metodlarının kombine olarak kullanılması düşünölebilir. Ozon-Fenton yöntemi, Ozon-Enzim yöntemi ya da Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden biriyle kombine edilir. Bu kombine edilmelerde dikkat edilmesi gereken hususlar; yöntemlerin birbiriyle uyumu, işletmeye uygunluğu ve beklentileri karşılayabilmesi, ayrıca ekonomik olmasıdır.

Bunun yanı sıra, söz konusu endüstriyel arıtma çamuru üzerinde ozonlama ile yapılan çalışmalar sonucu işletme maliyetinde yaklaşık olarak 2,6 kat azalma olacağı hesaplanmıştır. Diğer yandan, ozonlama yöntemi dışında söz konusu bu çamura anaerobik çürütme işlemi de uygulanabilir. Bu durumda; arıtma tesisi düşük çamur yaşında çalıştırılıp anaerobik çürütme ile desteklenirse buradan elde edilecek ısı enerjisiyle sistemde oluşacak nihai çamurun termal kurutması da sağlanabilecektir. Bu da nihai çamur miktarının ozonla desteklenmiş aerobik çürütme işlemine göre 2/3 oranında azaltılmasını mümkün kılabilir. Anaerobik çürütme ile, 250 ton çamurun inşa ve işletim maliyetleri yaklaşık olarak 6.000.000 TL 'ye

ulaşmaktadır (<http://www.passavant-geiger.de/company/>). Dolayısıyla, ileride bu çamur üzerinde yürütülecek bilimsel çalışmaların bu konuya odaklanarak Fayda/Maliyet analizinin yapılması literatüre sağlayacağı katkı açısından önemli görülmektedir.

KAYNAKLAR

- Abbasi, B., Dullstein, S. and Rabiger, N. (2000) Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flock: experimental and theoretical approach, *Water Research*, 34, 139-146.
- Abu-Orf, M.M., Griffin, P., Dentel, S.K. (2001) Chemical and physical pretreatment of ATAD biosolids for dewatering. *Water Science and Technology*, 44, 10, 309-314.
- Ahn, K.H., Park, K.Y., Maeng, S.K., Hwang, J.H., Lee, J.W., Song, K.G., and Choi, S. (2002) Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling, *Water Science and Technology*, 46(10), 71-77.
- Ahn, K.H., Yeom, I.T., Park, K.Y., Maeng, S.K., Lee, Y., Song, K.G., Choi, S. (2002) Reduction of sludge by ozone treatment and production of carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*, 46 (11-12), 121-125.
- Alloway, B., Jackson, P. (1991) *The Behaviour of Heavy Metals in Sewage Sludge Averted Soils*, Elsevier Science publishers B.V., United Kingdom.
- Aoki, N. And Kawase, M. (1991) Development of high-performance thermophilic two-phase digestion process, *Water Science and Technology*, 23(7-9), 1147-1156.
- APHA, AWWA, WEF (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18. Baskı.
- Baier, U. and Schmidheiny, P. (1997) Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge, *Water Science and Technology*, 36(11), 137-143.
- Barjenbruch, M., Kopplow, O. (2003) Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge, *Advances in Environmental Research*, 7, 715-720.
- Barlindhaug, J. and Odegaard, H. (1996) Thermal hydrolysis for the production of carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*, 34(1-2), 371-378.
- Boero, V.J., Eckenfelder, W.W.Jr . and Bowers, A.R. (1991) Soluble microbial product formation in biological systems, *Water Science and Technology*, 23(4-6), 1067-1076.
- Bohler, M., Siegrist, H. (2004) Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking, *Water Science and Technology*, 49 (10), 41-49.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenes, J. P. (2005) Solubilisation of waste-activated sludge by Ultrasonic treatment, *Chemical Engineering Journal*, 106, 163-169.
- Böhler, M. and Siegrist, H. (2004) Partial ozonation of activated to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking, *Water Science and Technology*, 49(10), 41-99.

- Burghardt, R. (1999) Alkalische Hydrolyse-Charakterisierung und Anwendung einer Aufschlußmethode für industrielle Belebtschlämme, Institut für Bioverfahrenstechnik, TU Braunschweig, Deutschland, 8, 96 pp (in German).
- Burghardt, R., Krull, R. and Hempel, D.C. (1998) Einsatz thermochemischer Aufschlußverfahren als Teilschritt zur Entsorgung von Klärschlämmen, Wasser Abwasser Praxis, 98(5), 50-54 (in German).
- Büyükkamacı, N. (2004) Biological sludge conditioning by Fenton's reagent, Process Biochemistry, 39, 1503-1506.
- Chang C., Ying-Shih Ma, Lo, C. (2002) Application of oxidation–reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis, Chemical Engineering Journal, 90, 273–281
- Chiu, Y. C., Chang, C. N., Lin, J. G. (1997) Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion, Water Science and Technology, 36, 11, 155 – 162.
- Chu, C. W., Poon, C. S., Cheung, R. Y. H. (1998) Characterization of raw sludge, chemically modified sludge and anaerobically digested sludge in Hong Kong, Water Science&Technology 38, 2, 25-32.
- Chudoba, J. (1983) Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms, Water Research, 19(1), 37-43.
- Collignon, A., Martin, G., Martin, N. and Laplanche, A. (1994) Bulking reduced with the use of ozone, Ozone Science and Engineering, 16(5), 385 -402.
- Del Borghi, A., Converti, A., Pallazi, E., Del Borghi, M. (1999) Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste, Bioprocess Engineering, 20, 553–560.
- Deleris, S., Geaguey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H. and 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.
- Dewil, R., Baeyen, J., Neyens, E. (2005) Fenton peroxidation improves the drying performance of waste activated sludge, Journal of Hazardous Materials, B117, 161-170.
- Dohányos, M., Záborská, J., Kutil, J., Jeníček, P. (2004) Improvement of anaerobic digestion of sludge, Water Science and Technology, 49, 10, 89–96.
- Djafer, M., Luck, F., Rose, J.P. and Cretenot, D. (2000) Transforming sludge into a recyclable and valuable carbon source by wet air oxidation, Water Science and Technology, 41(8), 77-83.
- Dogruel, S. (2008) Biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu ve atık aktif çamur üzerinde ozonlamanın etkisi, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye, 137-185.

- Duran ve Demirer, (1997) Su Arıtımında Temel İşlemler. TMMOB ÇMO.
- Düring, R.A., Gäth, S. (2002) Utilization of Municipal Organic Wastes in Agriculture Where Do we Stand, Where will we go? J. Plant Nutr. Soil Sci., 165, 544-556.
- Eastman, J.A., Ferguson, J.F. (1981) Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion, JWPCF 53, 3, 352- 366.
- Eckenfelder, W.W. (1980) Aerobic digestion of organic sludges, Environmental Technology, 12(1), 537-546.
- EPA (1987) Design Manual: Dewatering Municipal Wastewater Sludges. (EPA/625/1-87/014). Cincinnati, Ohio 45268.
- Erden K. G. Filibeli., A. (2006) Arıtma çamuru dezentegrasyonu, İTÜ 10. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu 7- 9 Haziran 2006, İstanbul.
- Erdinçler, A. and Vesilind, P.A. (2000) Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges, Water Science and Technology, 42(9), 119-126.
- Everett, J.G. (1973) Resent developments in heat treat., J.W. Pol. Cont. Fed., 50, 1, 3-75.
- Filibeli A, Kaynak GE (2006). Arıtma Çamuru Miktarını Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. İTÜ Dergisi, 16:3-12.
- Filibeli, A. (1996) “Arıtma Çamurlarının İşlenmesi”, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları, No:255, İzmir
- Filibeli, A. (1998) Arıtma çamurlarının işlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları No:225, ISBN 975-441-117-4, 1-25 / 71-100.
- Forster, C. F., Fernandez, N., Chacin, E. (2000) The use of ultrasound to enhance the thermophilic digestion of waste activated sludge, Environmental Tech., 21, 357–362.
- Gaudy, A.F.Jr. (1984) Fundamental Concepts of Autodigestion of Biomass, Delaware Water Resources Research Center, University of Delaware, Newark, DE, USA.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T. (1998) Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions in activated sludge sequencing batch reactor, Water Research, 32, 7, 2081–2088.
- Gonze, E., Fourel, L., Gonthier, Y., Boldo, P., Bernis, A. (1999) Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity, Chemical Eng. journal, 73, 93-100.
- Gottschalk, C., Libra, j. A., Saupe, A. (2000) Ozonation of water and wastewater, Wiley-VCH, Weinheim.
- Gürtekin E, Şekerdağ N (2006) Aktif Çamur Proseste Aşırı Çamur Üretimini Azaltmak İçin Kullanılan Yöntemler, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Dergisi, 11:

- Hasegawa, S., Miura, M. and Katsura, K. (1997) Solubilization of organic sewage by thermophilic bacteria, *Journal of Japan Sewage Works Association*, 34(408), 76-82, (in Japanese).
- Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K. And Akashi, A. (2000) Solubilization of organic sludge by thermophilic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, 41(3), 163-169.
- Hatziconstantinou, G.J., Yanna-Kopolos, P. and Andreadakis, A. (1996) Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal, *Water Sci. and Tech.*, 34(1-2), 417-423.
- Hing, C.L.; Zenz, D.R., Kuchenrither, R. (1992) "Municipal Sewage Sludge Management Processing, Utilization and Disposal". Technomic Publishing Company, Inc.
- Hoigné, J. ve Bader, H. (1976) The role of hydroxyl radical reactions in ozonation processes in aqueous solutions, *Water Research*, 10, 377-386.
- Hoigné, J. ve Bader, H. (1977a) Ozonation of water: selectivity and rate of oxidation of solutes, *Proc. 3rd IOA Congress, Paris, France*.
- Hoigné, J. ve Bader, H. (1977b) Rate constants for reactions of ozone with organic pollutants and ammonia in water, *IOA Symp.*, Toronto, Canada.
- Hoigné, J. ve Bader, H. (1978) Ozone initiated oxidations of solutes in wastewater: a reaction kinetic approach, *Water Technology*, 10, 657.
- Hoigné, J. ve Bader, H. (1983) Rate constants of reaction of ozone with organic and inorganic compounds in water, Part I. Non-Dissociating organic compounds, *Water Research*, 17, 173-183.
- Horan, N.J. (1990) *Biological Wastewater Treat. Sys.*, John Wiley and Sons, Inc., Chichester, England.
- Hosokawa, J. (1976) Studies on colour unit reversion of ozone-bleached KP, *Journal of Japan Wood Research Society*, 22(6), 683-688.
- <http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana52/camurana2.html>
- <http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum05.pdf>, Page 133-143
- <http://www.bhrgroup.co.uk>
- <http://www.biosolids.state.va.us>
- http://www.cem.yildiz.edu.tr/3-menu_icerikleri/3-egitim-ogretim/ogretim_kademeleri/lisans/ders_notlari/0413051-BTI/bti-ders_notlari.pdf
- <http://www.ci.schererville.in.us/wastewater/aerobic.htm>
- <http://www.italocorotondo.it>

<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>, (05.01.2005)

<http://www.lenntech.com>

<http://www.nuveforum.net/1298-ozon/38698-ozonun-kimyasal-ozellikleri>

<http://www.passavant-geiger.de/company/>

<http://www.zeta-meter.com>

Huang, W. S. (1995) The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS), Master Thesis, Graduate Institute of Environmental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, ROC.

Hung Y. S. (1994) Decolorization of mono-azo dyes in wastewater by advanced oxidation process, A case study of acid red 1 and acid yellow 23, *Chemosphere*, 29, 2597-2607.

Huysmans, A., Weemaes, M.P.J., Fonseca, P.A. and Verstraete, W.H. (2001) Short communication: Ozonation of activated sludge in the recycle stream, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76(3), 321-324.

Japan Sewage Works Ass. (1990. Statistics of Sewage Works FY (1990), Tokyo, Japan.

Jewell W.J., Kabrick M. (1978) "Autoheated Aerobic Thermophilic Digestion with Air Aeration", 51 st Annual Water Poll. Cont. Fed. Conference, Anaheim, California.

Jung, S.J., Miyanaga, K., Tanji, Y. and Unno, H. (2006) Effect of intermittent aeration on the decrease of biological sludge amount, *Biochemical Eng. Journal*, 27, 246-251.

Kamiya, T. and 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.

Kelly G.H. (1999) "Comparing North American Biosolids Treatment of Thermophilic Aerobic Digestion, Thermal-Chemical and Heat Drying Technologies", Proceeding of the 4 th. European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK.

Kelly, H.G., Donal S. M. (2003) "Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Research Application and Operational Experience", WEFTEC 2003 Workshop W104, Thermophilic Digestion, Los Angeles, CA., October 11, 2003.

Kepp, U., Solheim, O. E. (2001) Meeting increased demands on sludge quality – experience with full scale plant for thermal disintegration, 9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, September 2-6, 2001, Antwerpen, Belgium.

King, R. O., Forster, C. F. (1990) Effects of sonication on activated sludge, *Enzyme Microb. Technol.*, 12, 109–115.

- Kocaer, F.O., Kemiksiz A., Başkaya, H.S. (2003) Arıtma Çamuru Uygulanmış Bir Topraktaki Organik Azotun Mineralizasyonu. Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, 2003.
- Külling, Stadelmann & Herter (2001) Sewage sludge - fertilizer or waste? UKWIR conference Brussels, 30-31.10.01
- Kwon, J.H., Ryu, S.H., Park, K.Y., Yeom, I.T. and Ahn, K.H. (2001) Enhancement of sludge dewaterability by ozone treatment, *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers*, 32(6), 555-558.
- Lai, T.E., Nopharatana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P. (2001) cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste, *Biores. Technol.*, 80, 205–210.
- Lapara, T. M., Alleman, J. E. (1998) Thermophilic aerobic biological wastewater treatment, *Water Research*, 33, 4, 895-908.
- Leeuwen, van J., (1988b) Domestic and industrial wastewater treatment with ozonated activated sludge, *Ozone Science and Engineering*, 10(3), 291-307.
- Lehne, G., Müller, A. J., Schwedes, J. (2001) Mechanical disintegration of sewage sludge, *Water Science&Technology* 43, 1, 19-26.
- Li, Y.Y. and Noike, T. (1992) Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Science and Technology*, 26(3-4), 857-866.
- Li, Y.Y. (1989) Research on the sewage sludge metabolic mechanism during anaerobic digestion, PhD Thesis, Department of Civil Eng., Tohoku University, Sendai, Japan.
- Liang, P., Huang, X. and Qian, Y. (2005) Excess sludge reduction in activated sludge process through predation of *Aeolosoma hemprichi*, *Biochemical Eng. Journal*, baskıda.
- Liang, P., Huang, X., Qian, Y., Wei, Y. and Ding, G. (2006) Determination and comparasion of sludge reduction rates caused by microfaunas predation, *Bioresource Technology*, 97(6), 854-861.
- Lin, J. G., Chang, C. N. (1995) Solubilization kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment. *Proceeding 5th IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality And Pollution Control*, 660-665.
- Lishman, L.A., Legge, R.L. and Farquhar, G.H. (2000) Temperature effects on wastewater teratment under aerobic and anoxic conditions, *Water Research*, 36(8), 2263-2276.
- Liu, Y. (2003) Chemically reduced excess sludge production in activated sludge process, *Chemosphere*, 50, 1-7.
- Liu, Y. and Tay, JH. (2001) Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process, *Biotechnology Adverbs*, 19(2), 97-107.
- Liu, Y. (2003) Chemically reduced sludge production in the activated sludge process. *Chemosphere* 50 (1), 1–7.

- Low, E.W. and Chase, H.A. (1998) The use of chemical uncouplers for reducing biomass production during biodegradation, *Water Science and Technology*, 37(4-5), 399-402.
- Low, E.W. and Chase, H.A. (1999a) The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment, *Water Research*, 33(3), 847-853.
- Low, E.W. and Chase, H.A. (1999b) Reducing production of excess biomass during wastewater treatment, *Water Research*, 33(5), 1119-1132.
- Lue-Hing, C., Zenz, D.R., and Kuchenrither, R. (1992) *Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization, and Disposal*, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, USA.
- Metcalf & Eddy (1992) *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*.
- Metcalf&Eddy (1991) "Wastewater Engineering:Treatment, Disposal, Reuse".
- Muller, J. (2000) Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment. *Water Sci. Technol.*, 41 (8), 123–130.
- Mustranta, A. and Viikari, L. (1993) Dewatering of activated sludge by an oxidative treatment, *Water Science and Technology*, 28(1), 213-221.
- Müller, J.A., Tiehm, A., Eder, B., Günthert, W., Hruschka, H., Kopp, J., Kunz, P., Otte-Witte, R., Schmelz, K.G. and Seiler, K. (2000) ATV-Arbeitsbericht: Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlamm-desintegration, *Korrespondenz Abwasser*, 47(4), 570-576 (in German).
- Müller, J.A., Tiehm, A., Eder, B., Günthert, W., Hruschka, H., Kopp, J., Kunz, P., Oles, J., Schmelz, K.G. and Seiler, K. (2001) ATV-Arbeitsbericht: Vergleich der mechanischen Klärschlamm-desintegration, *Korrespondenz Abwasser*, 48(3), 393-400 (in German).
- Müller J. A., Winter A., Strükmann G. (2004) Investigation and assessment of sludge pretreatment processes, *Water Science and Technology*, 49, 10, 97-104.
- Müller J. A. (2003) Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge. *Separation Science and Technology*, 38, 4, 889-902.
- Müller, J. A. (2000a) Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment, *Water Science Technology*, 41, 8, 123–130.
- Müller, J. A. (2000b) Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science Technology*, 42, 9, 167–174.
- Müller, J.A. (2000) Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science and Technology*, 42(9), 167-174.
- Müller, J.A., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Naveke, R., Kopp, J., Dicht, N., Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D.C. (1998) Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion, *Water Sci. and Tec.*, 38(8-9), 425-433.

- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De Heyder, B. (2003) Pilot scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge, *Journal of Hazardous Materials*, B9, 8, 91-106.
- Nishimura, F., Katoh, G. And Fujiwara, T. (2001) Improvement and reduction of activated sludge by ozonation and its application to wastewater treatment. *Proceedings 15th Ozone World Congress*, London, England, September 10-15, 324-331.
- Onyeche, I. T. (2003) Advanced anaerobic digestion of sludge through high pressure homogenisation, *The Journal of Solid Waste Tec. and Management*, 29, 1, 56-61.
- Onyeche, T.I., Schläfer, O., Schröder, C. and Sievers, M. (2002) Improved energy recovery from waste sludge, *Proceedings IWA 3rd World Water Congress*, Melbourne, Australia, April 7-12.
- Orhon, D., Artan, N. And Cemşit, Y. (1989) The concept of soluble residual product formation in the modelling of activated sludge, *Water Sci. and Tec.*, 21(4-5), 339-350.
- OSB Atıksu Analiz Lab. 2011
- Otte-Witte, R., Wunsch, M., Hodder, M. (2000) Sludge disintegration by Lysate thickening centrifuge, *5th Biosolids Conference*, Wakefield, UK.
- Pehlivanoglu-Mantas, E., Ozturk, D.C. (2009) Assessment of aerobic and anaerobic stabilization for biological waste sludges from leather and textile industries, *Desalination and Water Treatment*, 11(2009)229-235.
- Rajan, R. V., Lin, J.-G. & Ray, B. T. (1989) Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, 61, 1678–1683.
- Ratsak, C.H., Kooi, B.W. and van Verseveld, H.W. (1994) Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate *Tetrahymena Pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas Fluorescens*, *Water Sci. and Tec.*, 29(7), 119-128.
- 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.
- Resmi Gazete (2010) Sayı: 27533, Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik, Çevre ve Orman Bakanlığı.
- Resmi Gazete Tarih: 05.07.2008, Sayı: 26927, “Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik”
- Resmi Gazete : 03.08.2010 Sayı: 27661, Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik
- Resmi Gazete Tarih: 14.03.1991, Sayı: 20814, “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği”
- Resmi Gazete Tarih: 14.03.2005, Sayı: 25755, “Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği”

- Resmi Gazete Tarih: 01.07.1993, Sayı: 21634, “Tehlikeli Kimyasallar Yönetmeliği”
- Resmi Gazete Tarih: 31.05.2005, Sayı: 25831, “Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği”
- Richard, Y., and Conan, M. (1980) Ozone disinfection and wastewater treatment importance of interface action, *Ozone Science and Engineering*, 2(1), 139-158.
- Ried, A., Stapel, H., Koll, R., Schettlinger, M., Wemhöner, F., Hamann-Steinmaer, A., Mieth, M., and Brombach, A., (2002). Optimisierungsmöglichkeiten beim Betrieb von biologischen Kläranlagen durch den Einsatz von Ozon, *Korrespondenz Abwasser*, 49(5), 648-661 (in German).
- Rocher, M., Roux, G., Begue, A.P., Louvel, L. and Rols, J.L. (1999) Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge process: biomass physicochemical treatment and biodegradation, *Applied Microbiology Biotechnology*, 51(6), 883-890.
- Saby, S., Djafer, M. and Chen G.H. (2002) Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process, *Water Research*, 36, 656-666.
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H., and Shibata, M., (1997). An activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, 36(11), 163-170.
- Sanin F.D. (2007) Atıksu Çamurlarının Arıtımı ve Uzaklaştırılması, Çevre ve Orman Bakanlığı.
- Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D.C. (2000) Oxidative treatment digested sewage sludge with ozone, *Water Science and Technology*, 42(9), 151-158.
- Scott, D.B.M. and Leshner, E.C. (1963) Effect of ozone on survival and permeability of *Escherichia coli*, *Journal of Bacteriology*, 85(3), 567-576.
- Sievers, M., Ried, A., and Koll, R. (2004) Sludge Treatment by ozonation- Evaluation of full-scale results, *Water Science and Technology*, 49(4), 247-253.
- Spellman, F.R. (1997) *Wastewater Biosolids to Compost*. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania, U.S.A.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Strauch, D. (1991) Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. *Rev. Sci. Techn. Off. Int.Epiz.* 10,813–846.
- Tian, S., Lishman, L. and Murphy, K.L. (1994) Investigation into excess sludge activated sludge accumulation at low temperatures, *Water Research*, 28(3), 501-509.
- Tiehm, A., Nickel, K., Neis U. (1997) The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology*, 36, 11, 121–128.

- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis U. (2001) Ultrasonic waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization, *J. Water Res.*, 35, 8 123 - 130.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J. (2005) Sewage sludge disintegration using ozone – A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage sludge, VA TECH WABAH, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, A-1211 Vienna, Austria.
- Wang, F., Wang, Y., Ji, M. (2005) Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration, *Journal of Hazardous Materials*, B123, 145–150.
- Wang, Q., Kuninobu, M., Kokimoto, K., Ogawa, H. I., Kato, Y. (1999) Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment, *Bioresource Technol.*, 68, 309 – 313.
- Wang, W., Hiraoka, M., Takeda, N., Sakai, S., Goto, N. And Okajima, S. (1988) Solubilization of sludge solids in thermal pretreatment for anaerobic digestion, *Environmental and Sanitary Engineering Research*, 24(1), 41-52.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Huysmans, A., Verstraete, W. (2000) Ozonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion, *Water Sci. and Tec.*, 42, 9, 175–178.
- Weemaes, M.P.J. and Verstraete, W.H. (1998) Evaluation of current wet sludge gisintegration techniques, *Journal of Chemical Tec. and Biotechnology*, 73(2), 83-92.
- Weemaes, M.P.J., Grootaerd, H., Simoens, F. and Verstraete, W.H. (2000a) Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, 34(8), 2330-2336.
- Wei, Y., Van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H. and Fan, Y. (2003) Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment, *Water Research*, 37, 4453-4467.
- Wei, Y.S., van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H. and Fan, Y.B. (2003) Comparison performances of membran bioreactor (MBR) and conventional activated sludge (CAS) processes on sludge reduction induced Oligochaete, *Environment Science and Technology*, 37(14), 3171-3180.
- Winter, A. (2002) Minimisation of costs by using disintegration at a full-scale anaerobic digestion plant, *Water Science and Technology*, 46, 4-5, 405-412.
- Yagci, N., Akpınar I. (2011) Biyolojik besi maddesi gideren atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda farklı dezentegrasyon uygulamalarının incelenmesi, I. Ulusal kıyı bölgelerinde çevre kirliliği ve kontrolü sempozyumu, 17-20 Kasım 2011.
- 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.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., İwasaki, M., and Sakai, Y. (1996) A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, 34(3-4), 395-404.

- Yoshio S., Tetuso F., Hidenari Y., Masahide S. (1997) An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 36, 11, 163–170.
- Zhang, P., Zhang, G., Wang, W. (2006) Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation, *Bioresource Technology*, In Press, Corrected Prof.

ÖZGEÇMİŞ

20.07.1974 yılında Çorlu'da doğan Nihan Zafer Cebeci, İlk,Orta ve Lise öğrenimini Çorlu'da tamamladı. 1991 yılında İstanbul Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği'nde yüksek öğrenime başladı. 1996 yılında bu fakülteden mezun oldu. 1995 yılında iş hayatına atılarak uzun yıllar Tekstil sektöründe ve takiben Otomotiv sektörlerinde çalıştı. 2005 yılında başladığı Anadolu Üniversitesi Açıköğretim Fakültesi Halkla İlişkiler Bölümü'nü 2008 yılında bitirdi. 2009 yılından bu yana Namık Kemal Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi'nde yüksek lisans öğrenimini sürdürmektedir. Orta derecede İngilizce bilmektedir.

EKLER

EK 1

Çizelge 1. III.-II.-I. sınıf depolama tesisi sınır değer artırımları (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik Ek-2)

III. sınıf depolama tesisi sınır değer artırımları

Artırılabilir parametreler	Sabit kalması gereken parametreler	Artırım miktarı
As (Arsenik)		3 katı
Ba (Baryum)		
Cd (Kadmiyum)		
Cr toplam (Toplam krom)		
Cu (Bakır)		
Hg (Civa)		
Mo (Molibden)		
Ni (Nikel)		
Pb(Kurşun)		
Sb (Antimon)		
Se(Selenyum)		
Zn (Çinko)		
Klorür		
Florür		
Sülfat		
	ÇOK (Çözünmüş organik karbon)	
TÇK (Toplam çözünen katı)		3 katı
Fenol İndeksi		
TOK (Toplam organik karbon)		2 katı
BTEX(benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen)		3 katı
PCBler		
Mineral yağ		

II. sınıf depolama tesisi sınır değer artırımları

Artırılabilir parametreler	Sabit kalması gereken parametreler	Artırım miktarı
As (Arsenik)		3 katı
Ba (Baryum)		
Cd (Kadmiyum)		
Cr toplam (Toplam krom)		
Cu (Bakır)		
Hg (Civa)		
Mo (Molibden)		
Ni (Nikel)		
Pb(Kurşun)		
Sb (Antimon)		
Se(Selenyum)		
Zn (Çinko)		
Klorür		

Florür		
Sülfat		
	ÇOK (Çözünmüş Organik karbon)	
TÇK (Toplam çözünen katı)		3 katı

I. sınıf depolama tesisi sınır değer artırımları

Artırılabilir parametreler	Sabit kalması gereken parametreler	Artırım miktarı
As (Arsenik)		3 katı
Ba (Baryum)		
Cd (Kadmiyum)		
Cr toplam (Toplam Krom)		
Cu (Bakır)		
Hg (Civa)		
Mo (Molibden)		
Ni (Nikel)		
Pb(Kurşun)		
Sb (Antimon)		
Se(Selenyum)		
Zn (Çinko)		
Klorür		
Florür		
Sülfat		
	ÇOK (Çözünmüş organik karbon)	
TÇK (Toplam çözünen katı)		3 katı
TOK(Toplam organik karbon)		
LOI (YAK) (Yanma Kaybı)		

Çizelge 2. R kodları (Risk durumu) (TKY Ek7 1993)

EK-VII	
Risk durumlar;	
R 1	Kuru halde patlayıcıdır.
R 2	Şok, sürtünme, alev ve diğer tutuşturucu kaynakları ile temasında patlama riski.
R 3	Şok, sürtünme, alev ve diğer tutuşturucu kaynakları ile temasında çok ciddi patlama riski.
R 4	Çok hassas patlayıcı metalik bileşikler oluşturur.
R 5	Isıtma patlamaya neden olabilir.
R 6	Hava ile temasta veya havasız ortamda patlayıcıdır.
R 7	Yangına neden olabilir.
R 8	Yanıcı maddelerle temasında yangına neden olabilir.
R 9	Yanıcı maddelerle karıştırıldığında patlayıcıdır.
R 10	Alevlenebilir.
R 11	Kolay alevlenebilir.
R 12	Çok kolay alevlenebilir.
R 13	Çok kolay alevlenebilir sıvılaştırılmış gaz
R 14	Su ile şiddetli reaksiyon verir.

R 15	Su ile temas halinde kolay alevlenir gazlar çıkarır.
R 16	Oksitleyicilerle karıştığında patlayabilir.
R 17	Havada kendiliğinden alevlenir.
R 18	Kullanımda alevlenen / patlayan hava - buhar karışımı oluşturabilir.
R 19	Patlayıcı peroksitler oluşabilir.
R 20	Solunması halinde sağlığa zararlıdır.
R 21	Cilt ile temasında sağlığa zararlıdır.
R 22	Yutulması halinde sağlığa zararlıdır.
R 23	Solunması halinde toksiktir.
R 24	Cilt ile temasında toksiktir.
R 25	Yutulması halinde toksiktir.
R 26	Solunması halinde çok toksiktir.
R 27	Cilt ile temasında çok toksiktir.
R 28	Yutulması halinde çok toksiktir.
R 29	Su ile temasında toksik gaz çıkarır.
R 30	Kullanımı sırasında kolay alevlenebilir.
R 31	Asitlerle temasında toksik gaz çıkarır.
R 32	Asitlerle temasında çok toksik gaz çıkarır.
R 33	Toplam etkilerin tehlikesi.
R 34	Yanıklara neden olur.
R 35	Ciddi yanıklara neden olur.
R 36	Gözleri tahriş eder.
R 37	Solunum sistemini tahriş eder.
R 38	Cildi tahriş eder.
R 39	Tedavisi mümkün olmayan çok ciddi etki tehlikesi.
R 40	Kanserojen etki şüphesi – yetersiz veri
R 41	Ciddi göz hasarları tehlikesi.
R 42	Solunması halinde alerji yapabilir.
R 43	Cilt ile temasında alerji yapabilir.
R 44	Kapalı ortamda ısıtıldığında patlama riski.
R 45	Kanser yapabilir.
R 46	Kalıtımsal genetik hasarlara neden olabilir.
R 47	Doğuştan sakatlıklara neden olabilir.
R 48	Uzun süreli maruz kalınması halinde sağlığa ciddi hasar tehlikesi.
R 49	Solunması halinde kansere neden olabilir.
R 50	Sudaki organizmalar için çok toksiktir.
R 51	Sudaki organizmalar için toksiktir.
R 52	Sudaki organizmalar için zararlıdır.
R 53	Su ortamında uzun süreli olumsuz etkilere neden olabilir.
R 54	Flora için toksiktir.
R 55	Fauna için toksiktir.
R 56	Topraktaki organizmalar için toksiktir.

R 57	Arılar için toksiktir.
R 58	Çevrede uzun süreli olumsuz etkilere neden olabilir.
R 59	Ozon tabakası için tehlikelidir.
R 60	Üremeyi olumsuz etkileyebilir.
R 61	Anne karnındaki çocuğa zarar verebilir.
R 62	Üremeyi bozucu risk olasılığı.
R 63	Anne karnındaki çocuğa zarar riski olasılığı.
R 64	Emzirilen bebeklere zarar verebilir.
R 65	Zararlı: Yutulması halinde akciğerde hasara neden olabilir.
R 66	Tekrarlanan maruz kalmalarda deride kuruluğa ve çatlaklara neden olabilir.
R 67	Buharları uyuşukluğa ve baş dönmesine neden olabilir.
R 68	Tedavisi mümkün olmayan etki riski

Çizelge 3. 15.05.2009 tarihinde Çevre Endüstriyel Analiz Laboratuvarına yaptırılan analiz sonuçları

TESTLER	BULGU	TEST YÖNTEMİ
Çözülmüş Organik Karbon (ÇOK)	95,6 mg/L	DIN EN 12457-4 EN 1484 (1997)
Fenol indeksi	<0,1 mg/L	DIN EN 12457-4 ISO 6439 (1990)
Florür	0,58 mg/L	DIN EN 12457-4 SM 4500 F: D SM
Kızdırma kaybı (550 °C)	22,10%	SM 2540:G
Klorür	340 mg/L	DIN EN 12457-4 SM 4500 Cl:C
Sülfat	388 mg/L	DIN EN 12457-4 SM 4500 SO ₄ ²⁻ :E
Toplam Çözülmüş Katı Madde (180 °C)	1514 mg/L	DIN EN 12457-4 SM 2540:C
Toplam Organik Karbon	6,03%	EN 13137 (2001)
Antimon	<0,005 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Arsenik	<0,01 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Bakır	<0,01 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Baryum	<0,07 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
BTEX		Headspace-GC
Benzene	<0,1 mg/kg	
Toluene	<0,1 mg/kg	
Ethyl Benzene	<0,1 mg/kg	
Xylenes	<0,1 mg/kg	

Çizelge 4. 04.06.2009 tarihinde Çevre Endüstriyel Analiz Lab.a yaptırılan analiz sonuçları

TESTLER	BULGU	TEST YÖNTEMİ
BTEX (Benzen,Toluen,Etilbenzen,Ksilen)	<0,1 mg/kg	
Civa	0,003 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Çinko	0,04 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Kadmiyum	<0,001 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B

Krom (Toplam)	0,015 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Kurşun	<0,01 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Mineral yağ ve türevleri	<100 mg/kg	EN 14039 (2004)
Molibden	0,013 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
Nikel	0,03 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B
PCBs (Toplam)	<0,1 mg/kg	ISO 10382 (2002) (GC-ECD)
Selenyum	<0,01 mg/L	DIN EN 12457-4 SM:3030:A/SM3125:B

Çizelge 5. İncelenen tesisin 14.05.2009 tarihinde TÜBİTAK MAM' a yaptırdığı analiz sonuçları-1

TÜBİTAK-MAM		
Analizler	Sonuçlar	Metotlar
Katı madde miktarı (% ağırlık)	32,3	ASTM D 1259
İnorganik madde miktarı (% ağırlık)	29,7	ASTM D 5630
İnorganik madde cinsi	1) Kuvars, SiO ₂	PDF No:46-1045
	2) Kalsit, CaCO ₃	PDF No:5-586
	3) Berlinite, AlPO ₄	PDF No:10-243
	4) Feldispat	
	5) Illite, K _{0,7} Al ₂ (Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₂	PDF No:29-1496
	6) Amorf bir yapı vardır	
	7) Magnetite, Fe ₃ O ₄	PDF No:19-629
	8) Demir titanyum sülfat hidroksit hidrat, Fe _{0,2} (Fe,Ti) _{0,6} (SO ₄)(OH) _{0,8} (H ₂ O) _{0,2}	PDF No:52-38
Organik madde miktarı (% ağırlık)	2,6	ASTM D 1259
Organik madde cinsi	Mineral yağ ve PDMS karışımı	FTIR Spektrofotometre
Su miktarı (% ağırlık)	67	ASTM D 95

Çizelge 6. İncelenen tesisin 14.05.2009 tarihinde TÜBİTAK MAM' a yaptırdığı analiz sonuçları-2

Çamur örneğinin TÜBİTAK MAM 'da AYGİY-EK III-B maddesine göre irdelenmesi			
Element	Miktar (% ağırlık)	Tehlike İşareti	Risk faktörü
Arsenik (As)	0,003	T:Zehirli madde	R:23/25-50/53
Baryum (Ba)	0,045	F:Alevlenebilir Xi:Tahriş edici	R:11-14-36/37/38
Bizmut (Bi)	0,01	F:Alevlenebilir	R11
Brom (Br)	0,007	T:Zehirli madde N:Çevre için zararlı madde	R:26-35-50
Klor (Cl)	0,221	T:Zehirli madde	R:45
Kobalt (Co)	0,003	F:Alevlenebilir Xi:Tahriş edici	R:11-42/43-53
Nikel (Ni)	0,02	Xn:Zararlı	R:40-43
Niobyum (Nb)	0,005	Xi:Tahriş edici	R:36/37/38
Kurşun (Pb)	0,01	T:Toksik N:Çevre için zararlı madde	R:61-20/22-33-50/53-62
Rubidyum (Rb)	0,008	F:Alevlenebilir	R:14/15-34

		C:Korrozif	
Selenyum (Se)	0,002	T:Zehirli madde	R:23/25-33-53
Stronsiyum (Sr)	0,044	F:Aevlenebilir	R:11-14-38
İttriyum (Y)	0,006	F:Aevlenebilir	R:11
Çinko (Zn)	0,16	F:Aevlenebilir	R:10-15
Zirkonyum (Zr)	0,019	F:Aevlenebilir	R:15-17

EK 2

Çizelge 1. Aerobik stabilizasyonda pH 'ın zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	7,2	7,51	8,3	8,14	8,28
7.	8,01	8,12	8,37	8,36	8,44
14.	8,16	8,35	8,44	8,63	8,62
22.	8,29	8,39	8,5	8,69	8,7
29.	8,47	8,55	8,62	8,77	8,79

Çizelge 2. Aerobik stabilizasyonda KOİ (mg/L)' nin zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	29635	29635	29635	29635	29635
7.	18460	18815	18559	19549	16188
14.	17551	16671	18361	17864	13845
22.	14484	14494	16721	13234	11956
29.	14214	13050	12666	13029	11133

Çizelge 3. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş KOİ (mg/L)' nin zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	1058	1058	1058	1058	1058
7.	995	959	808	675	462
14.	985	859	750	606	443
22.	886	750	660	569	334
29.	861	693	613	542	311

Çizelge 4. Aerobik stabilizasyonda AKM (mg/L)' nin zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	37320	37320	37320	37320	37320
7.	21170	20060	22000	20950	19340
14.	21640	20110	21160	20635	17820
22.	19300	18985	18155	19200	16720
29.	17270	17313	17000	17380	14925

Çizelge 5. Aerobik stabilizasyonda UAKM (mg/L)' nin zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	20870	20870	20870	20870	20870
7.	12360	13250	13070	12580	11400
14.	13000	11740	12930	13767	9750
22.	10200	10207	9320	9800	8420
29.	10010	9190	8920	9175	7840

Çizelge 6. AKM ve UAKM giderimleri (%)

REAKTÖRLER	AKM GİDERİMİ (%)	UAKM GİDERİMİ (%)
------------	------------------	-------------------

R1	54	52
R2	54	56
R3	54	57
R4	53	56
R5	60	62

Çizelge 7. UAKM/AKM oranları

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56
7	0,58	0,66	0,59	0,6	0,59
14	0,6	0,58	0,61	0,67	0,55
22	0,53	0,54	0,51	0,51	0,5
29	0,58	0,53	0,52	0,53	0,53

Çizelge 8. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş Toplam Fosforun (mg/L) zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	135	167	142	152	140
11.	111	103	68	63	18
14.	144	100	55	64	37
18.	156	104	57	88	38
21.	155	126	94	117	81
25.	158	132	108	127	84
29.	126	83	78	125	74

Çizelge 9. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş Ortofosfatın (mg/L) zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	107	153	147	140	133
11.	91	88	47	44	13
14.	127	98	53	60	30
18.	149	88	53	75	36
21.	152	120	68	115	63
25.	156	125	94	126	58
29.	121	74	57	113	43

Çizelge 10. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş TKN (mg/L)' un zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	28	14	11,2	7	7
7.	7	7	7	7	5,6
14.	5,6	5,6	5,6	5,6	4,2
22.	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
29.	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2

Çizelge 11. Aerobik stabilizasyonda Çözünmüş NH₃-N (mg/L)'in zamanla değişimi

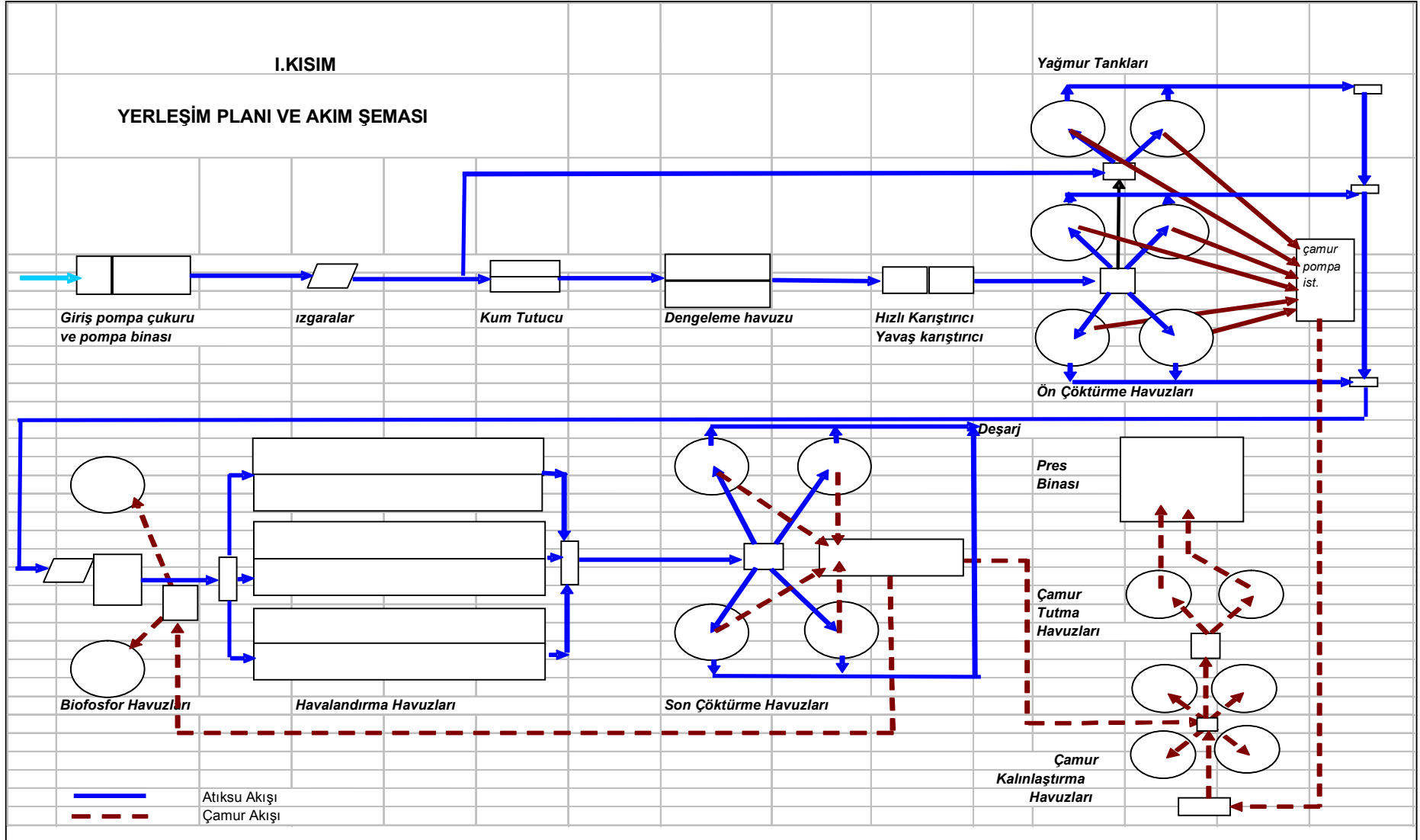
Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	8,4	5,6	5,6	5,6	5,6
7.	5,6	5,6	5,6	5,6	<5
14.	<5	<5	<5	<5	<5
22.	<5	<5	<5	<5	<5
29.	<5	<5	<5	<5	<5

Çizelge 12. Aerobik stabilizasyonda Organik-N (mg/L)'un zamanla değişimi

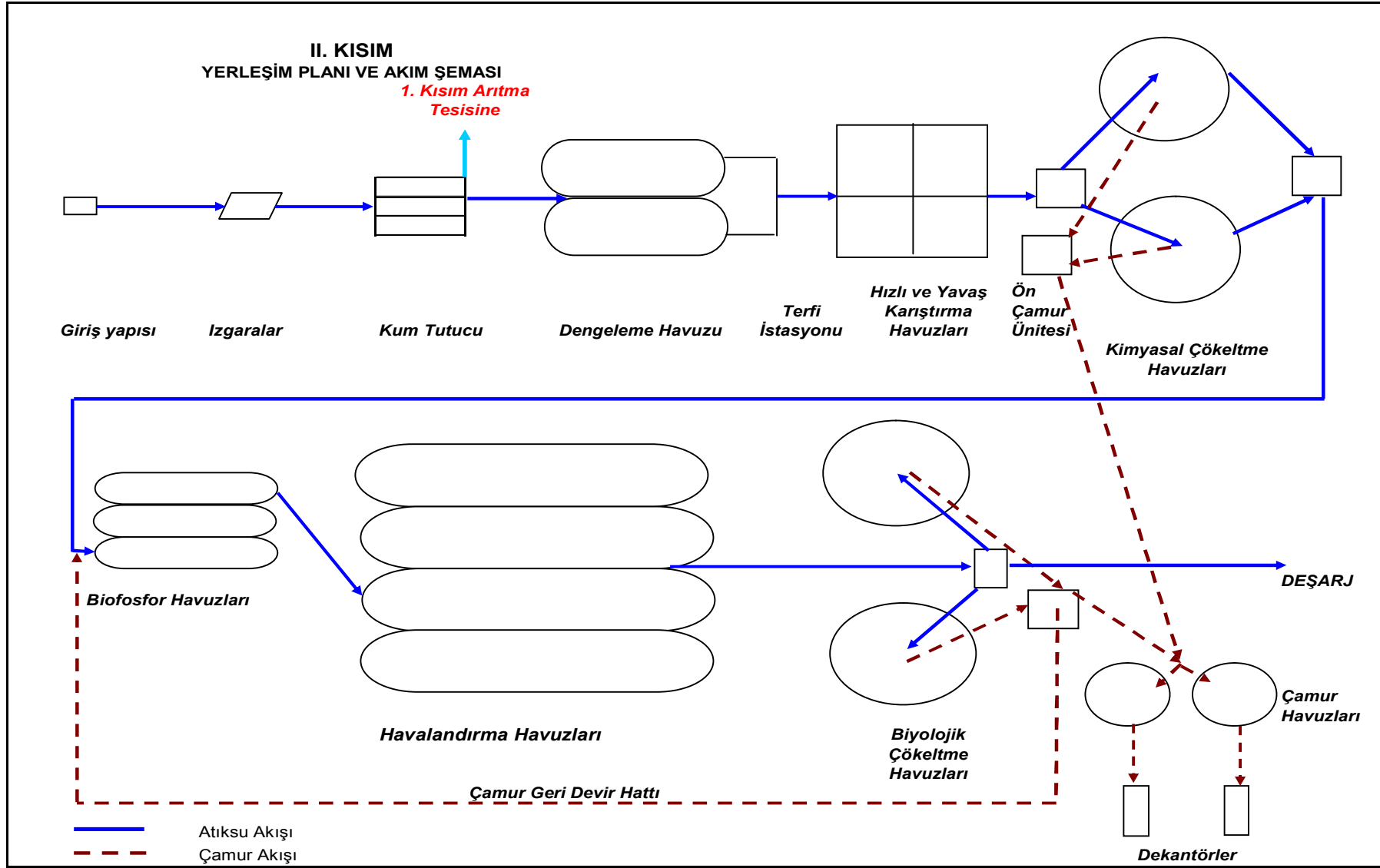
Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	19,6	8,4	5,6	1,4	1,4
7.	1,4	1,4	1,4	1,4	2,8
14.	2,8	2,8	2,8	2,8	1,4
22.	1,4	1,4	1,4	1,4	2,8
29.	2,1	2,8	2,8	2,8	2,8

Çizelge 13. Aerobik stabilizasyonda ÇOK (mg/L)'un zamanla değişimi

Zaman (gün)	R1	R2	R3	R4	R5
0.	38,68	24,95	27,34	28,68	33,61
7.	26,24	20,9	15,14	28,45	25,22
14.	28,37	19,1	21,52	16,59	17,48
22.	74,7	64,75	62,32	47,48	59,61
29.	25,3	20,37	22,29	27	26,55



Şekil 1. I. kısım endüstriyel atıksu arıtma tesisi akım şeması



Şekil 2. II. kısım endüstriyel atıksu arıtma tesisi akım şeması