



ÇEVRE BİLİM VE TEKNOLOJİ

ISSN: 1302-5627 Cilt: 4

TEKNİK DERGİ

Sayı: 1

Mayıs 2019



tmmob çevre mühendisleri odası

www.cmo.org.tr

Merhaba

Akademisyenlerin, öğrencilerin ve çevre alanındaki bilimsel, teknolojik gelişmeler ile ilgili kişi ve kurumların yakından takip ettiği hakemli bilimsel dergimiz "Çevre, Bilim ve Teknoloji" (ÇBT) dergisinin bir sayısını daha sizlerle buluşturmaktan mutluluk duyuyoruz.

Çevresel bilim ve teknolojinin her geçen gün çeşitlendiği ve geliştiği günümüzde, bu sürece katkı vermek ve halkımızı bilimsel bilgi ile buluşturmak Oda Yönetim Kurulumuzun temel hedefleri arasındadır. ÇBT'nin yayımlanmasında katkı veren tüm akademisyenlere, kişi ve kurumlara teşekkür ediyoruz.

Saygılarımızla,

TMMOB Çevre Mühendisleri Odası 14. Dönem Yönetim Kurulu

Oda Adına Derginin Sahibi
Dr. Baran BOZOĞLU

Sorumlu Yazı İşleri Müdürü
Kumru KOCAMAN

Editörler:
Doç. Dr. Efsun DİNDAR
Dr. Baran BOZOĞLU

Yayın Kurulu
Doç. Dr. Efsun DİNDAR
Uludağ Üniversitesi
Dr. Baran BOZOĞLU
Türk Akreditasyon Kurumu
Doç. Dr. Hülya BÖKE ÖZKOÇ
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Dr. Öğr. Üyesi Sema ARIMAN
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Dr. Ertan ÖZTÜRK
T.C.Çevre ve Şehircilik Bakanlığı

Yayın İdare Merkezi
TMMOB Çevre Mühendisleri Odası
Hatay Sok. No: 24/17 Kızılay/ANKARA
Telefon: 0312 419 80 71
E-posta: cbt@cmo.org.tr

HAKEM LİSTESİ

Prof.Dr.A.Cemal SAYDAM

Prof.Dr.Ayşenur UĞURLU

Prof.Dr.Bülent TOPKAYA

Prof.Dr.Çağatay GÜLER

Prof.Dr.Filiz B.DİLEK

Prof.Dr.Gülfem BAKAN

Prof.Dr.H.Savaş AYBERK

Prof.Dr.Necdet ALPASLAN

Prof.Dr.Nesrin ALGAN

Prof.Dr.Nuri AZBAR

Prof.Dr.Aykan KARADEMİR

Prof.Dr.Azize AYOL

Prof.Dr.Deniz DÖLGEN

Prof.Dr.Feza KARAER

Prof.Dr.İpek İMAMOĞLU

Prof.Dr.Güray SALİHOĞLU

Prof.Dr.F.Olcay TOPAÇ

Prof.Dr.Nuriye Altınay PERENDECİ

Doç.Dr.Nadir DİZGE

Doç.Dr.Emre Burcu GÜNGÖR

Doç.Dr.Selnur UÇAROĞLU

Dr.Öğr.Üyesi Aşkın BİRGÜL

Dr.Öğr.Üyesi Ahmet AYGÜN

Dr.Öğr.Üyesi Berna KIRIL MERT

TMMOB Çevre Mühendisleri Odası tarafından yılda iki kez Türkçe olarak basılır. Dergide yer alan eserlerin tüm sorumluluğu yazarlarına aittir.

Dergide yer alan eserlerin yayın hakkı TMMOB Çevre Mühendisleri Odası'na aittir.

ISSN: 1302-5627

İÇİNDEKİLER

Araştırma Makalesi	
AEROBİK GRANÜLLERLE NÜTRİYENT GİDERİMİNDE ORGANİK VE AZOT YÜKLEME HIZLARININ ETKİSİ	1
İrem Kocatürk, Tuba H. Ergüder	
Derleme Makale	
DÜNYADA VE TÜRKİYE'DE BİYOSİDAL ÜRÜN KULLANIMI VE OLASI ÇEVRESEL ETKİLERİ	13
Necati Berk Bıtrak, Emrah Öztürk	
Derleme Makale	
ATIK ÖZELLİKLERİ, UYGULAMALAR VE MEVCUT TESİSLER İLE TÜRKİYE'DE EVSEL KATI ATIK YÖNETİMİ	24
Elif Duyuşen Güven	
Derleme Makale	
YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİ VE ENDÜSTRİYEL UYGULAMA ÖRNEKLERİ	33
Yunus Emre Demirel, Pınar Hasanoğlu Öztürk, Emrah Öztürk, Mehmet Kitiş	
Derleme Makale	
ARITMA ÇAMURLARININ STABİLİZASYONUNDA OTOTERMAL TERMOFİLİK AEROBİK ÇÜRÜTME (ATAD) PROSESİNİN ÖNEMİ VE AVANTAJLARI	49
Mehmet Yurdakul, Aslı S.Çığgın	
Araştırma Makalesi	
DÖNGÜ SÜRESİ VE ORGANİK KARBON İÇERİĞİNİN AMONYUM OKSİTLEYEN BAKTERİLER ÜZERİNE ETKİSİ	63
Ahmet Duyar, Vildan Akgül, Dilek Yardımcıel, Kenan Taşdemir, Sümeyra Onar, Şebnem Özdemir, Dilek AKMAN, Kevser Cırık	
Araştırma Makalesi	
İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİ VE MEMBRAN PROSESLER İLE FİTALAT ESTER GRUBU MİKROKİRLİTİCİ (BBP ve DnOP) GİDERİMİ	76
Bilgehan Nas, Kaan Batuhan Nas, Mehmet Emin Argun, Esra Yel, Serdar Koyuncu, Havva Ateş, Taylan Dolu, Saliha Dinç, Meryem Kara	
Araştırma Makalesi	
DENİTRİFİKASYON BİYODUVARLARI İÇİN ALTERNATİF KARBON KAYNAKLARININ ARAŞTIRILMASI	98
Sema Aydın, E. Burcu Özkaraoa	



Araştırma Makalesi

AEROBİK GRANÜLLERLE NÜTRİYENT GİDERİMİNDE ORGANİK VE AZOT YÜKLEME HIZLARININ ETKİSİ

İrem KOCATÜRK, Tuba H. ERGÜDER

Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dumlupınar Bulvarı, 06800,
Ankara

etubahan@metu.edu.tr

Özet: Aerobik granüllerle aşıl原因 bir ardışık kesikli reaktör (AKR) sabit kimyasal oksijen ihtiyacı/toplam amonyum azotu (KOİ/TAN) oranında, artan organik ve azot yükleme hızlarında işletilmiştir. Sonuçlar, 0,75-6 g KOİ/L.gün ve 0,1-0,8 g TAN/L.gün yükleme hızlarında yüksek KOİ arıtımının (85-96%) sağlandığını göstermiştir. Çalışılan en yüksek yükleme hızları (12 g KOİ/L.gün, 1,6 g TAN/L.gün) KOİ arıtımının düşmesine ve yüksek miktarda ipliksi büyümeye yol açmıştır. En yüksek KOİ (%85), TAN (%87) ve toplam azot (%55) arıtımının ve yüksek stabiliteye sahip granüllerin elde edildiği optimum yükleme hızları 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün olarak belirlenmiştir. Sonuçlar, aerobik granüllerin karbon ve azot arıtım performansında organik yükleme hızının azot yükleme hızına kıyasla daha belirleyici olduğunu göstermiştir.

Anahtar Sözcükler: Aerobik Granüler Çamur, C/N Oranı, Granülasyon, Nitrifikasyon, Simultane Nitrifikasyon Denitrifikasyon

THE EFFECTS OF ORGANIC AND NITROGEN LOADING RATES ON NUTRIENT REMOVAL VIA AEROBIC GRANULES

Abstract: A sequencing batch reactor (SBR) seeded with aerobic granules was operated at increasing organic loading rates and nitrogen loading rates at a constant chemical oxygen demand/total ammonia nitrogen (COD/TAN) ratio. Results revealed that a high COD treatment efficiency (85-96%) was obtained at loading rates of 0.75-6 g COD/L.day and 0.1-0.8 g TAN/L.day. The studied highest loading rates (12 g COD/L.day, 1.6 g TAN/L.day) resulted in a decrease in COD removal (down to 81%) and high amounts of filamentous growth. Optimum loading rate values were determined as 1.5 g COD/L.day and 0.2 g TAN/L.day, respectively, regarding the achievement of the highest COD (85%), TAN (87%) and total nitrogen (55%) removal efficiencies as well as the formation of granules with high stability. Results indicated the more determinative effect of organic loading rate than nitrogen loading rate in carbon and nitrogen removal performance of aerobic granules.

Keywords: Aerobic Granular Sludge, C/N Ratio, Granulation, Nitrification, Simultaneous Nitrification Denitrification

Makale Gönderim Tarihi: 20.03.2019

Makale Kabul Tarihi: 14.05.2019



1. GİRİŞ

Aerobik veya anaerobik granüller, çeşitli mikroorganizmaların yoğun ve kompakt bir yapıda bir araya gelmesiyle oluşur. Aerobik granüller, yüksek biyokütle derişimleri ve çökebilirlikleri ve yüksek yüklere/toksositeye olan dirençleri sebebiyle konvansiyonel aktif çamura kıyasla çok avantajlıdır (Liu and Tay, 2004). Ayrıca, konvansiyonel aktif çamur sistemleri için gereken yüzey alanının dörtte birine kurulabilmesi, işletim masrafını %25 azaltması ve enerji tüketimi ile çamur üretimini yaklaşık %30 azaltması gibi avantajları bulunmaktadır (Sarma and Tay, 2018). Nutriyenti arıtılabilmeleri ve kısa başlangıç periyotları sebebiyle, anaerobik granüllere kıyasla da tercih edilmektedir. Fakat aerobik granülasyon mekanizması hala tam olarak anlaşılammıştır (Sarma and Jay, 2018). Endüstriyel boyuttaki reaktörlerde üretimleri çok uzun sürmektedir (Sarma and Tay, 2018) ve kararlı olmayan granüllerin gözlenmesi çok yaygındır (Wilén et al., 2018). Uzun süreli işletimlerde ve bilinmeyen/beklenmedik işletim koşullarında gözlenen granül parçalanması kaynaklı stabilite

sorunları, aerobik granüler çamur teknolojisinde hala çözümlenememiş sorunlar olduğunu göstermektedir (Luo et al., 2014; Zhang et al., 2016; Sarma and Tay, 2018). Dolayısıyla, stabilitenin korunumu ve arıtım verimi yoğun bir şekilde araştırılmaktadır (Ding et al., 2015). Endüstriyel boyutlu reaktörlerin organik yükleme hızında, hidrodinamik koşullarda, sıcaklıkta, giriş katı maddesinde ve atıksuda bulunan mikroorganizmalarda gözlenebilen salınımın/değişimin etkisi incelenmelidir (Wilén et al., 2018).

Aerobik granüllerin kararlılıkları ve nutriyent giderim performansları genellikle reaktörlerin işletim koşullarına bağlıdır (Liu and Tay, 2004; Gao et al., 2011). Giriş yükleme hızı, biyolojik reaktörlerde olduğu gibi, aerobik granüler reaktörler için de önemli bir işletim parametresidir. Aerobik granüller, 0,6'dan 15 g KOİ/L.gün'e kadar olan çok geniş bir organik yükleme hızı (OYH) aralığında (Peyong et al., 2012; Liu and Tay, 2004) üretilebilmektedir; dolayısıyla, aerobik granülasyon OYH'den bağımsızdır. OYH'nın, daha ziyade, granülasyon hızına, granüllerin fiziksel yapısına ve tür çeşitliliğine önemli etkisi vardır. OYH arttıkça granül



boyutu (Liu and Tay, 2004) ve kütle üretimi artmaktadır (Awand and Shaaban, 2016). Fakat yüksek OYH değerlerinde gevşek ve ipliksi yapıda granüller oluşmakta; bu durum granülleri olumsuz etkileyerek, stabilite sorunlarına ve(ya) parçalanmaya yol açmaktadır (Liu and Tay, 2004; Gao et al., 2011; Liu and Tay, 2015). Aerobik granüllerin oluşumu ve kararlı/stabil halde korunumu için 0,5-10 g KOİ/L.gün OYH aralığı uygulanabilir (Rollemberg et al., 2018).

OYH'ye ek olarak, azot yükleme hızı (AYH) da önemli bir işletim parametresidir. Fakat AYH'nın granüler çamurun performansına ve yapısına etkisi konusundaki çalışmalar sınırlı sayıdadır. Bu bağlamda, bu çalışmada artan KOİ ve azot yükleme hızlarının granüler yapıya ve arıtım verimine etkisi araştırılmıştır. Ayrıca en yüksek KOİ ve azot gideriminin sağlandığı ve stabilitenin bozulmadığı maksimum giriş karbon ve azot yükleme hızları da incelenmiştir.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Aşı Çamuru ve Atıksu Kompozisyonu

Deneyleerde, askıda katı madde (AKM), uçucu askıda katı madde (UAKM) ve çamur hacim indeksi sırasıyla 4910 ± 450 mg/L, 4180 ± 450 mg/L ve 37 mL/g olan aerobik granüler çamur (AGÇ) kullanılmıştır (Erşan ve Erguder, 2013). Atıksu olarak, 1500 mg/L KOİ (C kaynağı; asetik asit), 200 mg/L toplam amonyum azotu (TAN: $\text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NH}_3-\text{N}$) ve mikronutrient içeriğine sahip (Kocaturk ve Erguder, 2016) sentetik atıksu kullanılmıştır. Yükleme hızlarının kademeli artışı için sentetik atıksuyun KOİ derişimi 375'den 6000 mg/L'ye, TAN derişimi ise 50'den 800 mg/L'ye kademeli olarak artırılmıştır. Deney süresince, KOİ/TAN oranı yüksek arıtımın sağlandığı ve granüler stabilitenin en yüksek düzeyde olduğu tespit edilen 7,5 değerinde (Kocaturk ve Erguder, 2016) sabit tutulmuştur. Atıksu pH'ı 7'ye ayarlanmış ve deneyde kullanımına kadar atıksu +4°C'de bekletilmiştir.

2.2. Deneysel Yöntem

İç çap, yükseklik ve etkin hacmi sırasıyla, 8 cm, 60 cm ve 2,5 L olan bir



ardışık kesikli reaktör (AKR) AGÇ ile aşılanmıştır. Reaktörün başlangıç AGÇ derişimleri 12700±310 mg/L AKM ve 9680±235 mg/L UAKM'dir. AGÇ, öncelikle AKR işletim koşullarına aklime olması için bir başlangıç (start-up) sürecine tabi tutulmuş; 3 g KOİ/L.gün ve 0,4 g TAN/L.gün yükleme hızlarında çalıştırılmıştır. Bu süreçte, %91±2 KOİ ve %51±23 TAN arıtımı ve yüksek UAKM derişimi (8086±2992 mg/L) sağlandığı için, 21 günlük aklimasyon süreci sonunda, artan OYH ve AYH işletimine geçilmiştir. Çalışılan OYH ve AYH sırasıyla, 0,75-12 g KOİ/L.gün ve 0,1-1,6 g TAN/L.gün aralığındadır. Hem başlangıç süreci (21 gün) hem de artan yükleme hızı çalışması (70 gün) süresince AKR 6 saatlik döngülerde 20-26°C'de işletilmiştir. Bir AKR döngüsü; besleme (5 dk), anoksik (43 dk), aerobik (305-309 dk), çöktürme (1-5 dk) ve boşaltma (2 dk) periyotlarından oluşmaktadır. Reaktör hidrolik bekletme süresi 12 sa'dir. Reaktör pH'ı nitrifikasyon ve denitrifikasyon için belirtilen pH aralığında (7-8,6) sabit tutulmuştur.

2.3. Analitik Yöntem

Reaktör arıtım verimi, anoksik ve aerobik periyotlar ve döngüler bazında hesaplanmıştır (Kocaturk ve Erguder, 2016). Bu amaçla, giriş suyundan ve döngü başlangıç anında, anoksik ve aerobik periyotlar sonunda alınan numunelere çözülmüş KOİ (çKOİ), TAN, NO₂⁻-N ve NO₃⁻-N analizleri yapılmıştır (Erşan ve Erguder, 2013). AKM, UAKM ve alkalinite ölçümleri Standard Metotlar'a (APHA, AWWA and WEF, 2005) göre gerçekleştirilmiştir. Analizler en az iki tekrarlı yapılmış ve sonuçlarda ortalama değerler sunulmuştur. Granüllerin partikül boyutları ışık mikroskobu (Leitz Wetzlar, 6,3x4 magnifikasyon) (Erguder ve Demirer, 2005) ile, çökme hızları Etterer ve Wilderer (2001)'e göre, granülasyon yüzdesi ise dinamik SVI_x metoduna Schwarzenbeck et al. (2005)'e göre belirlenmiştir. Granülasyon yüzdesi aşağıda verilen eşitlik (Denklem 1) kullanılarak hesaplanmıştır (Liu et al., 2010). SVI ölçümleri Standard Metotlar'a (APHA, AWWA and WEF, 2005) göre gerçekleştirilmiştir.

$$\text{Granülasyon Yüzdesi (\%)} = 100 \times \frac{SVI_{30}}{SVI_5}$$

Denklem 1



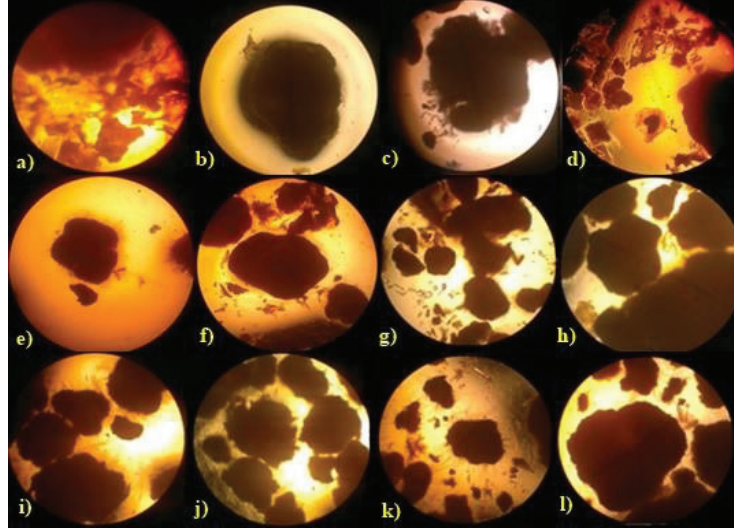
3. BULGULAR VE TARTIŞMA

İşletim süresince, granüllerin fiziksel yapısında/özelliklerinde ve arıtım verimlerinde gözlenen değişiklikler Şekil 1, 2 ve Çizelge 1, 2'de sunulmuştur. Şekil 1a-b'de görüldüğü üzere, açık kahverengi, büyük ve yuvarlak yapıdaki aşı çamuru, herhangi bir ipliksi yapıya sahip olmayıp, kısmen floklarla çevrilidir. Başlangıç süresince ortalama çapı $3,4 \pm 1$ 'den $4,1 \pm 1$ mm'ye artan AGÇ'de hafif bir ipliksi büyüme gözlenmiştir. OYH ve AYH'deki artış uygulaması süresince ise, granül boyutları önce azalmış ardından artmıştır (Çizelge 1). Granül boyutundaki azalmaya ve ileride bahsedilen kısmi parçalanmaya rağmen, SVI değerleri işletim süresince çökebilirliği yüksek granüllerin varlığını göstermiştir. Ayrıca, işletim süresince %80'in üzerinde seyreden granülasyon yüzdesi değerleri, artan OYH ve AYH'na rağmen granülasyonun devam ettiğini göstermiştir (Çizelge 1).

1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün yükleme hızlarında, granüllerde bölünme ve buna paralel olarak granül çökme hızlarında belirgin şekilde azalma tespit edilmiştir (Şekil 1d; Çizelge 1). Çözünmüş oksijenin (DO)

granüllerin derinlerine difüzyonunu sağlamak ve hücre ölümünü engellemek için etkin granül çapı 1,8 mm'yi aşmamalıdır (Tay et al., 2002). Dolayısıyla, bu yükleme hızında, granüller daha etkin kütle transferi ve mikrobiyal etkinlik için bölünmüş olabilir. Nitekim 5960 mg/L'den 6865 mg/L'ye artan reaktör içi UAKM derişimi ve yüksek KOİ (%85±1) ve TAN (%87±2) arıtım verimleri, bu durumun granüler bozunma ve parçalanmadan ziyade bölünme olduğunu göstermektedir (Çizelge 2; Şekil 2). Azot giderim veriminde gözlenen %49 TN, %87 TAN, %58 oranda nitrifikasyonla simultane gelişen denitrifikasyon (SNDN) ve %23 DN gibi ciddi artışlar da, bu yükleme hızlarında, olası bölünme sonucu nitrifikasyon bakterilerinin zenginleşmesi ile ilişkilendirilmiştir (Çizelge 2, Şekil 2b). Bölünme sayesinde, DO difüzyonu artmakta ve nitrifikasyon bakterileri zenginleşerek daha yüksek TAN giderimi sağlamaktadır. Daha yüksek bir nitrifikasyon verimi, daha yüksek miktarda nitrat ve nitrit azotunun üretimini sağlar. Bu durum, 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün yükleme hızı uygulamasında daha yüksek OYH (ve giriş KOİ derişimi) ile desteklenen

ve dolayısıyla artan denitrifikasyon (%23) ve SNDN verimini (%58) açıklamaktadır.



Şekil 1. AGÇ'nin İşletim Süresince Değişimini Belirten Fotoğrafları (6,3 x 4 Magnifikasyon). a,b) Başlangıç Süreci Öncesi Aşu Çamuru; c) Gün 16; d) Gün 30; e) Gün 39; f,g) Gün 48; h) Gün 62; i,j) Gün 69; k,l) Gün 70

Çizelge 1. İşletim Süresince Granüllerin Özelliklerindeki Değişimler

Gün	OYH/AYH ^a	Ortalama çap (mm)	SVI ₅ (mL/g)	SVI ₃₀ (mL/g)	Granülasyon yüzdesi (%) ^b	Çökme hızı (m/sa)
1-16	0,75/0,1	3,7±0,7	18±1	17±1	95	91±19
17-29	1,5/0,2	2,2±1,3	18±1	15±1	83	68±14
30-49	3/0,4	1,8±0,4	21±2	19±1	91	60±2
50-61	6/0,8	2,2±0,7	23±1	18±1	78	62±1
62-70	12/1,6	2,7±0,8	22±1	18±1	82	66±5

^a OYH/AYH; g KOİ/ L.gün / g TAN/ L.gün bazında

6 g KOİ/L.gün OYH ve 0,8 g TAN/L.gün yükleme hızlarında, reaktör içeriği neredeyse beyaz, açık kahverengiye bürünmüştür; iplikli yapıya sahip kısmen daha yuvarlak ve sert granüller oluşmuştur (Şekil 1h). Bu yükleme hızında ve bir önceki uygulama olan 3 g KOİ/L.gün OYH ve

0,4 g TAN/L.gün yükleme hızlarında, dögüsel KOİ giderimi artarken TAN giderimi ciddi şekilde (%44) azalmıştır (Şekil 2, Çizelge 2). Bu durum, yavaş büyüyen ototrofik nitriyeye bakterileri ile hızlı büyüyen heterotroflar arasında DO ve yerleşim yeri için yaşanan çekişmede heterotrofların granüllerin



dış katmanında baskın hale gelmesi (de Kreuk et al., 2005) ve nitrifiye bakterilerin DO kıtlığına maruz kalması ile ilişkilendirilmiştir (Liu et al., 2008; Lotito et al., 2012). Dolayısıyla, artan KOİ derişimi ve OYH ile granüllerdeki heterotrofik bakteriler göreceli baskın hale gelirken, nitrifikasyon bakterileri azalmaktadır (Ni et al., 2008; Kim et al., 2008).

Uygulanan en yüksek yükleme hızlarında ise (12 g KOİ/L.gün ve 1,6 g TAN/L.gün) granül ortalama boyutu, artan çökme hızına paralel şekilde artarak $2,74\pm 0,8$ mm'ye ulaşmıştır. Granüller beyaz-açık kahverenginde olup gevşek bir yapıya bürünmüştür ve fazla sayıda ipliksi büyüme gözlemlenmiştir (Şekil 1i, j, k, l). Yüksek giriş KOİ derişimleri ve OYH değerleri, heterotrofik büyümeyi desteklemektedir (Lotito et al., 2012).

Fakat heterotrofik bakterilerin hızlı büyümesi, daha büyük fakat daha az kompakt, yapısal kuvveti bozulan ve stabilite sorunlarına yol açan granüllerin oluşmasına sebep olmaktadır (Lotito et al., 2012). Nitekim bu çalışmada da OYH 6'dan 12 g KOİ/L.gün'e artırıldığında, genellikle yüksek seyreden KOİ arıtımı ciddi şekilde azalarak 81 ± 2 'ye düşmüş ve granüler parçalanma gözlemlenmiştir. Azalan UAKM derişimi, azalan KOİ arıtım yüzdesi ve optimum granül boyutunun üzerinde seyreden granül boyutlarına bakıldığında, granüllerin nütriyent ve DO difüzyonunun engellenmesi sonucu parçalandığı düşünülmektedir. Zhang et al. (2019), artan değil azalan OYH etkisini araştırmış ve bu çalışmayı destekler şekilde, azalan OYH değerlerinde (5,5'den 3,5 g KOİ/L.gün'e) stabilitenin artırılabilceğini vurgulamıştır.



Çizelge 2. AGÇ'nin Döngüsel Arıtım Performansı ve UAKM Derişimleri

Gün	OYH/AYH ^a	Ortalama arıtım yüzdesi (%)			DN (%) ^c	SNDN (%) ^d	UAKM (mg/L)
		KOİ	TAN	TN ^b			
1-16	0,75/0,1	86±2	65±9	25±10	6±10	34±16	5960±725
17-29	1,5/0,2	85±1	87±2	49±17	23±12	58±18	6865±488
30-49	3/0,4	88±1	61±3	27±14	31±17	41±21	6689±888
50-61	6/0,8	96±1	45±1	41±11	43±16	83±10	6553±392
62-70	12/1,6	81±2	51±1	45±11	39±16	97±10	6208±308

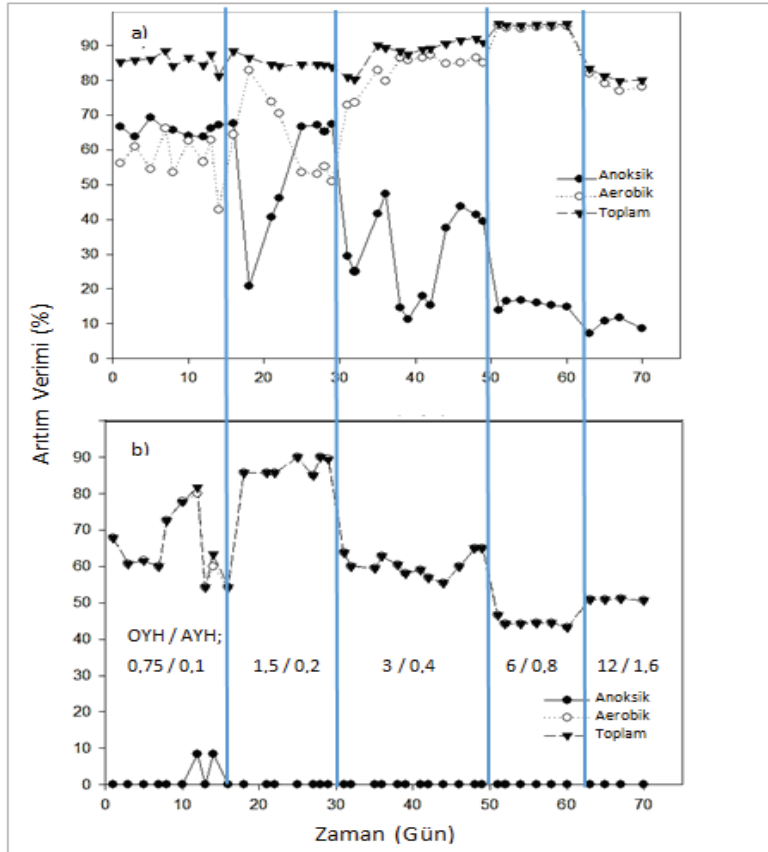
^a OYH/AYH: g KOİ/L.gün / g TAN/L.gün bazında;

^b TN (%): Toplam azot giderim yüzdesi, TAN ve TON;

(toplam yükseltgenen azot = NO₂-N + NO₃-N) kullanılarak hesaplanmıştır;

^c DN (%): Anoksik periyotlardaki denitrifikasyon yüzdesi;

^d SNDN(%): Aerobik periyotlardaki (nitrifikasyonla simültane gelişen) denitrifikasyon yüzdesi



Şekil 2. AKR'nin Anoksik, Aerobik ve Toplam Döngüsel a) KOİ ve b) TAN Arıtım Verimleri



Aerobik granüller tarafından KOİ gideriminin tüm işletim süresince değişimi değerlendirildiğinde, OYH ve AYH arttıkça, salınımlara rağmen, anoksik periyotlarda KOİ gideriminde azalma, aerobik periyotlarda ise KOİ gideriminde artma gözlemlenmiştir (Şekil 2a). Bu durum, 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün'den daha yüksek hızlarda, OYH arttıkça azalan nitrifikasyon verimi sonucu, aerobik periyotlarda oluşan nitrit ve nitratın azalması, dolayısıyla anoksik periyotta heterotrofik denitrifikasyon bakterilerince tüketilen KOİ miktarının da azalması ile ilişkilendirilmiştir. Yüksek yükleme hızlarında aerobik periyotlarda %97'ye varan denitrifikasyon (SNDN), artan granül boyutları sonucu DO difüzyonunun engellenmesi ile granüllerin içlerinde denitrifikasyon bakterileri için uygun anoksik ortamların oluşması ile açıklanabilir (Lotito et al., 2012). Fakat yüksek OYH ve AYH değerlerinde KOİ gideriminde ve nitrifikasyon veriminde gözlenen düşüş sonucu, toplam azot (TN) giderimi %50'yi geçememiştir.

4. SONUÇLAR

Bu çalışmada OYH ve AYH parametrelerinin, aerobik granüler çamurla KOİ ve toplam azot

gideriminde önemli bir etkiye sahip olduğu belirlenmiştir. En yüksek KOİ (%85), TAN (%87) ve TN (%55) gideriminin sağlandığı ve aynı zamanda yapısal stabilitenin korunduğu optimum OYH ve AYH, sırasıyla, 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün'dür. Uygulanan 0,75-6 g KOİ/L.gün ve 0,1-0,8 g TAN/L.gün yükleme hızlarında %85-96 gibi yüksek KOİ arıtım verimleri elde edilmiştir. Daha yüksek yükleme hızları (12 g KOİ/L.gün, ve 1,6 g TAN/L.gün) KOİ arıtımının düşmesine, ipliksi mikrobiyel büyümeye, granüler stabilite problemlerine ve kısmi parçalanmaya yol açmıştır. Sabit KOİ/TAN oranında (7,5), düşük OYH ve AYH uygulaması nitrifiye bakterileri desteklemektedir. Artan AYH ($\geq 0,4$ g TAN/L.gün) ve OYH (≥ 3 g KOİ/L.gün) ise TAN giderimini %45-51'e düşürmüştür. Yüksek KOİ ve TAN giderimi, optimum yükleme hızlarında, uygun anoksik ve aerobik hacme sahip etkin granül büyüklüğü, diğer bir değişle, yeterli miktardaki aerobik ve anoksik heterotrofların ve nitrifiye bakterilerin varlığı ile ilişkilendirilmiştir. Dolayısıyla, OYH ve AYH parametreleri, aerobik granüllerdeki mikrobiyel popülasyonun görelî bolluğunu/miktarını etkilemektedir. Aerobik granüllerle



karbon ve azot gideriminde OYH'nin AYH parametresine kıyasla daha belirleyici bir etkisi olduğu belirlenmiştir. Yüksek toplam azot giderimi için hem nitrifiye hem de denitrifiye bakterilerin belli bir dengede büyümesini sağlayacak optimum OYH ve AYH uygulanmalıdır.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma, TÜBİTAK tarafından 111Y176 numaralı proje kapsamında desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

APHA, AWWA and WEF, 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 3rd Edn., Washington, DC.

Awang, N.A., Shaaban, M.G., 2016, *Effect of Reactor Height/Diameter Ratio and Organic Loading Rate on Formation of Aerobic Granular Sludge in Sewage Treatment*, *International Biodeterioration and Biodegradation*, 1(11), pp.112.

de Kreuk, M.K., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2005, *Simultaneous COD, Nitrogen, Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge*, *Biotechnology and Bioengineering*, 90(6), pp.761-769.

de Sousa Rollemberg, S.L., Barros, A.R.M., Firmino, P.I.M., Bezerra dos Santos, A., 2018, *Aerobic Granular Sludge: Cultivation Parameters and Removal Mechanisms*, *Bioresource Technology*, 270, pp.678-688.

Ding, Z., Bourven, I., Guibaud, G., van Hullebusch, E.D., Panico, A., Pirozzi, F., Esposito, G., 2015, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(23), pp.9883-9905.

Erguder, T.H., Demirer, G.N., 2005, *Investigation of Granulation of a Mixture of Suspended Anaerobic and Aerobic Cultures under Alternating Anaerobic/Microaerobic/Aerobic Conditions*, *Process Biochemistry*, 40(12), pp.3732-3741.

Erşan, Y.Ç., Erguder, T.H., 2013, *The Effects of Aerobic/Anoxic Period Sequence on Aerobic Granulation and COD/N Treatment Efficiency*, *Bioresource Technology*, 148, pp.149-156.

Etterer, T., Wilderer, P.A., 2001, *Generation and Properties of Aerobic Granular Sludge*, *Water Science and Technology*, 43, pp.19-26.

Gao, D., Liu, L., Liang, H., Wu, W.M., 2011, *Aerobic Granular Sludge: Characterization, Mechanism of Granulation and Application to Wastewater Treatment*, *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2), pp.137-152.

Kim, I.S., Kim, S.M., Jang, A., 2008, *Characterization of Aerobic Granules*



- by Microbial Density at Different COD Loading Rates, *Bioresource Technology*, 99(1), pp.18-25.
- Kocaturk, I., Erguder, T.H., 2016, Influent COD/TAN Ratio Affects the Carbon and Nitrogen Removal Efficiency and Stability of Aerobic Granules, *Ecological Engineering*, 90, pp.12-24.
- Liu, Y., Tay, J.H., 2004, State of Art of Biogranulation Technology for Wastewater Treatment, *Biotechnology Advance*, 22, pp.33-563.
- Liu, Y., Wang, F., Xia, S.Q., Zhao, J.F., 2008, Study of 4-t-octylphenol Degradation and Microbial Community in Granular Sludge, *Journal of Environmental Science*, 20, pp.167-171.
- Liu, Y.Q., Moy, B., Kong, Y.H., Tay, J.H., 2010, Formation, Physical Characteristics and Microbial Community Structure of Aerobic Granules in a Pilot-Scale Sequencing Batch Reactor for Real Wastewater Treatment, *Enzyme and Microbial Technology*, 46, pp.520-525.
- Liu, Y.Q., Tay, J.H., 2015, Fast Formation of Aerobic Granules by Combining Strong Hydraulic Selection Pressure with Overstressed Organic Loading Rate, *Water Research*, 80, pp.256-266.
- Lotito, A.M., Fratino, U., Mancini, A., Bergna, G., Di Laconi, C., 2012, Effective Aerobic Granular Sludge Treatment of a Real Dyeing Textile Wastewater, *International Biodeterioration Biodegradation*, 69, pp.62-68.
- Ni, B.J., Yu, H.Q., Sun, Y.J., 2008, Modeling Simultaneous Autotrophic and Heterotrophic Growth in Aerobic Granules, *Water Research*, 42(6), pp.1583-1594.
- Peyong, Y.N., Zhou, Y., Abdullah, A.Z., Vadivelu, V., 2012, The Effect of Organic Loading Rates and Nitrogenous Compounds on the Aerobic Granules Developed using Low Strength Wastewater, *Biochemical Engineering Journal*, 67, pp.52-59.
- Sarma, S.J., Tay, J.H., 2018, Aerobic Granulation for Future Wastewater Treatment Technology:Challenges Ahead, *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4, pp.9-15.
- Schwarzenbeck, N., Borges, J.M., Wilderer, P.A., 2005, Treatment of Dairy Effluents in an Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactor, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 66, pp.711-718.
- Tay, J.H., Ivanov, V., Pan, S., Tay, S.T.L., 2002, Specific Layers in Aerobically Grown Microbial Granules, *Letters in Applied Microbiology*, 34, pp.254-257.
- Wilén, B.M., Liébana, R., Persson, F., Modin, O., Hermansson, M., 2018, The Mechanisms of Granulation of Activated Sludge in Wastewater



Treatment, Its Optimization, and Impact on Effluent Quality, Applied Microbiology Biotechnology, 102, pp.5005-5020.

Zhang, Q., Hua, J., Lee, D.J., 2016, *Aerobic Granular Processes: Current Research Trends, Bioresource Technology, 210, pp.74-80.*

Zhang, Z., Qiu, J., Xiang, R., Yu, H., Xu, X., Zhu, L., 2019, *Organic Loading Rate (OLR) Regulation for Enhancement of Aerobic Sludge Granulation: Role of Key Microorganism and Their Function, Science of the Total Environment, 653, pp.630-637.*



Derleme Makale

DÜNYADA VE TÜRKİYE'DE BİYOSİDAL ÜRÜN KULLANIMI VE OLASI ÇEVRESEL ETKİLERİ

Necati Berk BITRAK¹, Emrah ÖZTÜRK²

¹Süleyman Demirel Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 32260, Isparta

²Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Aksu Mehmet Süreyya Demiraslan Meslek
Yüksekokulu, 32510, Isparta

berkbitrak@sdu.edu.tr, emrahozturk@isparta.edu.tr

Özet: Modern tarım üretiminin temel girdilerinden biri olan biyosidaller, dünya üzerinde tarımsal üretimin yaygın olduğu birçok ülkede vazgeçilmesi zor bir ürün haline gelmiştir. Biyosidal ürünler tarımsal amaçlı kullanımlar haricinde de çok çeşitli kullanım alanları vardır. Biyosidaller çeşitli yollarla çevresel alıcı ortamlara yayılmakta ve doğal çevrimler neticesinde canlı dokularında tespit edilmektedir. Toksik etkileri nedeniyle kanser, sakat doğumlar, sinir sistemi bozuklukları, hormonal sistemde bozukluklar, şeker hastalığı gibi pek çok geri dönüşü olmayan kronik hastalığa neden olabilmektedirler. Bu çalışmada biyosidal ürünlerin üretim, satış ve kullanım miktarları dikkate alınarak genel bir perspektif çizilmiş ve biyosidallerin çevre ve insan sağlığı üzerindeki olası riskleri ortaya konmaya çalışılmıştır. Bununla birlikte söz konusu risklerin azaltılmasına yönelik öneriler sunulmuştur.

Anahtar kelimeler: Biyosidal, Çevre ve Halk Sağlığı, Pestisit

BIOCIDAL PRODUCT USAGE IN TURKEY AND POSSIBLE ENVIRONMENTAL IMPACTS

Abstract: Biocidal, one of the basic inputs of modern agricultural production, have become an indispensable product in many countries where agricultural production is common in the world. Biocidal products have a wide range of uses except for agricultural purposes. Biocidal products could be transported to the environmental receiving bodies via natural cycles and they were detected in living tissues by many researchers. Due to the toxic effects, they can lead to many chronic irreversible diseases such as cancer, defective births, nervous system disorders, endocrine system disorders including diabetes. In this study, a general perspective is drawn based on the production, sales and usage quantities of biocidal products. Also, the potential risks of biocidal on the environment and human health was investigated. In addition, some suggestions were made to prevent risks to the environment and human health.

Keywords: Biocidal, Environmental and Public Health, Pesticide

KISALTMA VE SEMBOLLER

AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
BBK	Britanya Birleşik Krallığı (Büyük Britanya)

Makale Gönderim Tarihi: 22.03.2019

Makale Kabul Tarihi: 26.04.2019



DDT	Dikloro Difenil Trikloroethan
FIFRA	Federal İnektisit, Fugisit ve Rodensit Yasası (ABD)
PNEC	Tahmini Etki Olmayan Konsantrasyon
USEPA	ABD Çevre Koruma Kurumu
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu

1. GİRİŞ

Avrupa Birliği (AB) mevzuatı 98/8/EC Direktifi'nde herhangi bir zararlı organizmayı kimyasal veya biyolojik yollarla yok etme, uzaklaştırma, zararsız hale getirme veya bunları kontrol etmeyi amaçlayan bir kimyasal madde veya mikroorganizma biyosidal olarak tanımlanmaktadır (Avrupa Konseyi, 1998). Türkiye'de 31.12.2009 tarihli ve 27449/4 sayılı Resmî Gazete'de yayınlanan Biyosidal Ürünler Yönetmeliği'ne göre ise biyosidal ürünler *"bir veya birden fazla aktif madde içeren, kullanıma hazır halde satışa sunulmuş, kimyasal veya biyolojik açıdan herhangi bir zararlı organizma üzerinde kontrol edici etki gösteren veya hareketini kısıtlayan, uzaklaştıran, zararsız kılan, yok eden aktif maddeleri ve müstahzarları"* olarak tanımlanmıştır.

Özellikle modern tarım üretiminin temel girdilerinden biri olan biyosidaller, dünya üzerinde tarımsal üretimin

yaygın olduğu birçok ülkede vazgeçilmesi zor bir ürün haline gelmiştir. Dünya nüfusunun gıda ihtiyacının karşılanması tarımsal arazilerin azalması ve sürekli artan nüfus gibi birçok etken sebebiyle gittikçe zorlaşmaktadır. Tarım sektörü haricinde çeşitli uygulamalarda ve sanayi sektörlerinde kullanılan biyosidal ürünler; içme sularının dezenfeksiyonu, kentsel alanlarda haşere kontrolü, gemicilik sektöründe kaplama olarak kullanılan boyaların ömrünün uzatılması gibi birçok alanda kullanılmaktadır. Bunların yanı sıra günlük yaşantımızda kullandığımız böcek ilaçlarından, anti bakteriyel el sabunlarına, yüzey temizleyicilerinden ve bazı iç ve dış cephe boyalarına kadar çeşitlilik gösteren kullanım alanlarına sahiptir.

Biyosidaller bilinçli olarak çevreye salınan az miktardaki toksik maddelerdir. Bu ürünler genelde evlerde, iş yerlerinde, alışveriş merkezlerinde, depolarda, sokaklarda



ve tarım alanlarında, çeşitli zararlılarla veya hastalık taşıyan canlılarla (sivrisinekler, keneler, sıçanlar ve fareler gibi) mücadelede kullanılır (Kim et al., 2017). Biyosidal maddeler genelde yabancı otlarla (herbisitler), böceklerle (insektisit), mantarlarla (fungisit) ve kemirgenlerle (rodentisit) karşı kullanılmaktadır. Bunun yanı sıra dezenfektanlar ve koruyucular gibi birçok ürün grubu da biyosidal olarak sınıflandırılmıştır.

2. DÜNYADA VE TÜRKİYE'DE BİYOSİDAL KULLANIMI

Avrupa Komisyonu, Avrupa Birliği'nde biyosidallerle ilgili düzenlemeleri oluşturulmasında en önemli rolü oynamaktadır. Komisyon, Avrupa Birliği tarafından alınan bağlayıcı kararların hazırlanmasında, ortaya konmasında, uygulanmasında ve denetiminde ana rolü üstlenen organdır. 1940'lı yıllardan itibaren Britanya Birleşik Krallığı (BBK)'nda pestisit uygulamaları konusunda bir temele sahiptir. BBK pestisitleri iki ana kategori altında değerlendirmektedir. BBK'da çok sayıda kanun ve düzenleme pestisitlerin kontrolü ile ilgili yaptırımlara sahiptir. Amerika Birleşik Devletleri (ABD)'nde ise Ulusal İnsektisit, Fungisit ve Rodentisit

Kanunları (FIFRA-Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act) pestisitlerin ruhsatlandırılması yetkisini devlet kurumu olan ABD Çevre Koruma Kurumu (USEPA)'nu ve eyaletleri yetkilendirmektedir (Erdem, 2010).

2014 yılında dünya genelinde pestisit pazarının büyüklüğünün yaklaşık 45 milyar dolar olduğu ve Türkiye pazarında ise bu rakamın 600 milyon dolar civarlarına yaklaştığı tahmin edilmektedir (Kaymak ve Serim, 2015). Kullanımı her geçen gün artarak devam eden biyosidallerin 2014 yılı verilerine göre AB ülkelerindeki satış miktarı 395.768 ton olarak kayda geçmiştir. Türkiye'de ise sadece 2015 yılında 76.422 ton biyosidal üretimi yapılmış ve biyosidal ürün üretimi kişi başına yaklaşık 1 kg olarak gerçekleşmiştir (TÜİK, 2016). Türkiye'de ise yasal olarak kullanımına izin verilen biyosidal ürünlerin listesi 07.03.2019 tarihinde Sağlık Bakanlığı tarafından güncellenerek yayına alınmıştır. Bu listede yer alan toplam 1484 adet biyosidal ürünün 1086 tanesinin üretimi Türkiye'de yapılmakta, 398 tanesi ise ithalat yoluyla ülkemize getirilmektedir (Sağlık Bakanlığı, 2019).



Su Çerçeve Direktifi'nin temel amacı tüm su kütlelerinde 'iyi statüye' sahip olunmasıdır. Başka bir deyişle bu direktifte su kaynaklarının hem ekolojik hem de kimyasal olarak iyi durumda olması istenmektedir (Avrupa Konseyi, 2000). Avrupa'daki su kaynaklarının kimyasal durumlarının iyileştirilmesi için AB ülkeleri “Çevresel Kalite Standartlarından Öncelikli Maddeler ve Öncelikli Tehlikeli Madde” olarak adlandırılan 45 standardı karşılaması gerekmektedir (Avrupa Konseyi, 2013; Tsaboula et al., 2016).

Gelişmiş ülkelerde biyosidaller daha bilinçli ve kontrollü kullanılmaktadır. Bu kontrolü sağlayabilmek için, AB ülkelerinde ve ABD'de birçok yasa, resmi örgütler ve sivil toplum kuruluşları kurulmuştur. Modern uygulamalarda, çevreye duyarlı olmak kaydı ile sadece gerekli olduğu durumlarda kullanımı benimsetilmesi amaçlanmıştır. Bu doğrultuda ABD başta olmak üzere gelişmiş ülkelerde “düşük risk” veya “doğa dostu” tanımlarına sahip olan pestisitler tercih edilmesi önerilmektedir. Örnek olarak, ABD Çevre Koruma Örgütü doğa dostu pestisitlerin ruhsatlandırılmasını kolaylaştırarak kullanımını teşvik

etmeyi amaçlamıştır (Tarakçı ve Türel, 2009).

Pestisitler, dünya çapında gıda üretiminin devamlılığı için tercih edilen en yaygın haşere yönetim stratejisidir. Dünyanın önde gelen gıda üreticilerinden biri olan Brezilya'da çiftçilerin %90'dan fazlası pestisit kullanmakta olup ülkede son yıllarda pestisit kullanımında dünyada birinci sırada yer almış ve 2008 yılında 673 milyon ton tüketim gerçekleşmiştir (Jardim and Caldas, 2012).

Polonya'da 182 pestisit üzerinde dokuz yıl süresince (2005-2013) yapılan bir çalışmada 696 elma numunesinin sadece %33.5'inde tespit sınırının üstünde kalıntılar olmadığı görülmüştür. Örneklerin %66.5'inde ise 34 tür pestisit tespit edildiği ve bunlardan sınır kalıntı düzeyinin %3'ün üzerindedir (Lozowicka, 2015).

Pestisitler konusunda 1,5 yıl süreyle Yunanistan'da yapılan bir izleme çalışmasında 147 pestisit türü altı göl ve 10 akarsu ortamında izlenmiştir. Çalışma sonucunda metolachlor (%29), prometryn (%12,5), alachlor (%12,5) ve molinate (%10) türü herbisitlerin en sık karşılaşılan pestisitler olduğu ve genellikle bu



maddelerin konsantrasyonlarının 1 µg/L'den yüksek olduğu belirtilmiştir. Çalışmada incelenen biyosidal türlerinden altı grubun içme sularında sınır değer olarak kabul edilen 0,1 µg/L'den yüksek oranlarda olduğu gözlemlenmiştir (Papadakis et al., 2015). Yine Yunanistan'da 2010 ve 2012 yılları arasında yapılan 302 aktif bileşenin izlendiği başka bir çalışmada 119 bileşenin en az bir kez tespit edildiği ve bileşiklerin %41'inde sucul ortamdaki konsantrasyonların ilgili tahmini etki olmayan konsantrasyon (PNEC) değerlerinden daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca yine aynı çalışmada on altı biyosidalin biyolojik risk değerinin 10 (yüksek risk) ve beş tanesinin de biyolojik risk değerinin 100 (çok yüksek risk) olduğu belirtilmiştir (Tsaboula et al., 2016).

3. BİYOSİDALLERİN ÇEVRE ve İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİLERİ

Biyosidaller, evde kullanım, kontamine yiyecek veya içecek tüketimi, tarım alanlarına yakın yerleşimler ve halk sağlığı nedenleriyle ilaçlama yapılan gibi bir etken sebebiyle sadece biyosidalleri uygulayan ya da kullanan kişilerce değil toplumun geneline etkilemektedir (Aprea, 2012).

Biyosidaller, belirli organizmalara toksik olacak şekilde tasarlandığından, diğer canlılar ile hava, toprak veya su dahil olmak üzere çeşitli ortamlarda önemli ölçüde olumsuz etkilere sahip olabilmektedir (Aktar et al., 2009; Kim et al., 2017).

Biyosidaller insan sağlığı üzerinde kanser, hormon bozulması, astım, alerjiler gibi çeşitli hastalıklarla ilişkilendirilmektedir (Van Maele-Fabry et al., 2010). Buna ek olarak, çocuklar, hamile kadınlar ya da yaşlanan nüfus gibi bazı insanlar biyosidallere diğerlerine oranla daha duyarlı olabilmektedir (Kim et al., 2017). Biyosidallerin etkileri kısa süreli (cilt ve göz tahrişi, baş ağrısı, baş dönmesi ve mide bulantısı vb.) kronik etkilere (kanser, astım ve diyabet vb.) kadar değişebilir ve çeşitli faktörlerin (Maruz kalmanın süresi ve seviyesi, biyosidalin toksisitesi ve etkilenen bölgelerin çevresel özellikleri) bu etkilere dahil olması nedeniyle risklerinin aydınlatılması zordur (Kim et al., 2017). 1999 yılında yapılan bir çalışmada biyosidaller sebebiyle her yıl 1 milyon kişinin öldüğü veya kronik olarak hastalandığı tahmin edilmektedir (Environews Forum, 1999; Aktar et al., 2009).



Pestisitler kullanımında püskürtme ya da duman makinalarıyla veya basınçlı kutular yardımı ile uygulandığında direk olarak atmosfere karışmaktadır. Bu taşınım, parçacık boyutu, dağılan hacim, hava akımının hızı, hava sıcaklığı gibi faktörlerden etkilenmektedir. Atmosfere dağılan pestisit toz partiküllerine bağlandığı takdirde kilometrelerce yol gidebilmekte ve diğer kimyasallar ile tepime sonucunda ikincil dereceden kirleticiler oluşturabilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

Bitki veya toprak yüzeyine doğrudan uygulanan pestisit, buharlaşma, yüzey akışı, toprağa sızma ve adsorpsiyon faktörlerinin etkisi altında taşınımı gerçekleşmektedir. Toprak, su ve bitki yüzeyinde buharlaşma gerçekleşirken, bu durumu etkileyen en önemli faktör buhar basıncını yüksek sıcaklık, düşük nisbi nem ve hava hareketleri takip etmektedir. Toprak tarafından absorblanmış pestisitlerin buharlaşma olasılığı daha düşüktür. Bu durumdan dolayı toprağın fiziksel ve kimyasal yapısı, pestisit formülasyon tipi buharlaşmayı etkileyen faktörlerden sayılmaktadır (Aksoy ve Demirci, 2000).

Pestisitlerin uygulanması sonucu oluşan kirliliğin 1960'lı yıllara kadar sadece yerel bir problem olduğu düşünülmekte ve uzun süre doğada bozunmadan duran pestisitlerin taşınımının çok az olduğu kabul edilmekteydi. DDT ve diğer organoklorlu bileşiklerin arktik ve antartik balıklarda tespiti bu görüşün değişmesine sebep olmuştur. İnsektisitlerin hiç ilaç kullanılmayan alanlara yağışlar ve rüzgarlar ile taşındığı ortaya çıkarılmıştır. Günümüzde atmosferin, insektisitlerin taşımında önemli bir rol oynadığı ve ilaçlanan bölgelerden çok uzaklara taşınıp birikiminin gerçekleştiği bilinmektedir (Tunçbilek vd., 1998; Erdem, 2010).

AB Eurostat verilerine göre 2010 ve 2011 yıllarında pestisit kalıntısı üzerine yapılan izleme çalışmasında elde verilerde İngiltere, Almanya, Hollanda, Fransa ve İtalya gibi AB ülkelerinin sınırlarında yer alan bölgelerde yer altı sularında %7 civarında bir veya birden fazla pestisit sınır değeri aştığı rapor edilmiştir. Yine aynı raporda akarsu izleme çalışmaları kapsamında Cyclo diene ve Endosulfan grubu pestisitlerin sırasıyla %43 ve %35



oranında sınır değerlerinin üzerinde olduğu belirtilmiştir.

Tarım sektörü çalışanlarının biyosidallerden etkilenmeleri bu ürünleri uygulanması, uygulama yapılan sahalarda bulunması, açık alanlara göre hava sirkülasyonunun sera gibi ortamlarda çalışması sebebiyle büyük ölçüde solunum yoluyla gerçekleşmektedir. Bu sebeple kişisel koruyucu ekipmanlar büyük önem taşımaktadır (Aprea, 2012).

Türkiye’de pestisit uygulaması yapan belediye personelleri üzerine yapılan çalışmada kişisel koruyucu donanımların kullanımı ve pestisit uygulamalarında uyulacak kurallar hakkında personellerin çoğunun yeterli bilgiye sahip olmadıkları hatta büyük bir kısmının konu ile ilgili zorunlu olan eğitimleri almadıkları görülmüştür. Biyosidal uygulayıcı eğitimlerinin öneminden bahsedilen çalışmada konu hakkında personellerin bilinç düzeyinin düşük olması sebebi ile toplum sağlığı, gerekse çalışan sağlığı açısından riskler ortaya çıkacağı öngörülmüştür (İlter vd., 2018). Adıyaman ilinde gerçekleştirilen bir çalışmada tarımsal ilaçlama yapan çiftçilerin çoğunun ilaçlamada kullanılan pestisitlerin insan ve çevre üzerine zararları olduklarını

bildikleri ancak kullanımı sırasında ve sonrasında uygulanması gereken prosedürler hakkında eksik oldukları belirtilmiştir. Dünya genelinde bu durumun benzerlik gösterdiği ve yanlış uygulamaların olduğu vurgulanmıştır (Önen vd., 2015). Biyosidallerin satışa sunulduğu yerlerin yasal düzenlemelere uygunluğu ilgili yapılan bir çalışmada ise pestisit satış yerlerinde çalışanların kapalı ortamda kimyasal madde etkilenmelerinin söz konusu olduğu ve açıkta, ruhsatsız ve raf ömrünü tamamlamış ürün satışı gibi faktörlerinde etkisiyle insan ve çalışan sağlığını tehdit edici birçok unsurun bir arada yer aldığı belirtilmiştir. İşletmelerin ruhsatlandırma aşamasından itibaren eğitim ve denetim açısından takip edilmeleri ile bu sorunların önüne geçilebileceğine dikkat çekilmiştir (Kara ve Şimşek, 2016).

4. SONUÇ ve ÖNERİLER

Çevre ve insan sağlığı üzerindeki sonuçları dikkate alındığında biyosidaller yüksek derecede risklere sahiptir. Kullanılan her gram kimyasalın besin zinciri boyunca, bizlere ulaştığını da dikkate aldığımızda, birikim yoluyla insan ve çevre sağlığı açısından çok ciddi



tehlikeleri beraberinde getireceği bilimsel olarak kanıtlanmıştır. Bu anlamda biyosidal ürünlerin üretiminden kullanımına kadar geçen bütün aşamalarının çok titizlikle değerlendirilmesi, çevresel risk faktörlerinin belirlenmesi ve katı bir denetimle bu risklerin ekosistemde minimize edilmesi gerekmektedir.

Ülkemizde biyosidal ürünlerin oluşturduğu kirliliklerin izlenmesi ve kontrolü havza yönetimi çalışmaları kapsamında değerlendirilen güncel bir konudur. Bu konu AB Su Çerçeve Direktifi'nde yer almaktadır. Bu sebeple biyosidallerin kullanımı, taşınımı ve transferi, kontrolü ve izlenmesi büyük önem taşımaktadır.

Biyosidallerin çevre ve insan sağlığı üzerindeki etkileri normal kullanım koşulları sonucu gerçekleşmiş olabileceği gibi uygulamanın veya dozlamamanın doğru yapılmaması, kullanılmış biyosidal ürünlerin ambalaj atıklarının yönetmeliklere uygun şekilde bertaraf edilmemesi veya yakılması gibi durumlarda ortaya çıkabilmektedir. Bu gibi kontrolsüz uygulamalar sonucu sadece su kaynaklarının değil, hava ve toprak gibi doğal kaynakların da telafisi zor şekilde kirlenmesine sebep olabilmektedir.

Biyosidal ürünü kullanan veya uygulayan kişilerin doğru ve etkin bir şekilde eğitilmesi kullanım sırasında ve sonrasında oluşabilecek riskleri en aza indirmeye yardımcı olacaktır. Bunun yanı sıra bu ürünlerle ilgili oluşturulan yasal mevzuatın gereklerinin izleme ve kontrol edilmesi mevcut eksik ve yanlış uygulamaların/kullanımların önüne geçerek biyosidal ürünlerin olumsuz etkilerinin azaltılmasına katkı sağlayacaktır. Bu kapsamda biyosidal aktif madde içeren ürünlerin üzerinde yer alan ibarelerin daha belirgin ve okunaklı bir hale getirilmesi, ürünlerin ambalajlarına ve buldukları kutu içerisine eklenebilecek ürünün kullanıma yönelik bilgilerin yer aldığı formlar konulması gibi önlemler alınabilir. Ülkemizde kişi başına düşen yaklaşık 1 kg biyosidal ürün üretimi dikkate alındığında biyosidal ürünler konusundaki çalışmaların yoğunlaştırılması ve biyosidal ürünlerin sürdürülebilir kullanımının sağlanması oldukça önemli bir konudur. Böylelikle çevre ve insan sağlığı üzerindeki risklerin azaltılmasına önemli katkılar sağlanabilir.

Biyosidal ürünler halk sağlığı açısından doza bağlı olarak, yüksek toksisiteye sahip ürünler olarak



değerlendirilmelidir. Ayrıca işlenmiş eşyalar, yerinde üretilen aktif maddeler, aktif madde içermeyen ancak biyosidal amaçlı kullanılan ürünler gibi yeni ve henüz mevzuat oluşturulmamış alanlarda en kısa zamanda mevzuat oluşturulmalı, sektörün önündeki belirsizlik giderilmelidir. Buna ek olarak sürdürülebilir gıda üretimi için sürdürülebilir bir pestisit yönetimi gereklidir. Gıda güvenliğinin sağlanmasında kalıntı limitlerinin belirlenmesi için ortak çalışmaların yapılması gerekmektedir. Ülkemizde ve dünyada biyosidal kullanımının gün geçtikçe arttığı göz önüne alındığında bu ürünlerin üretimi, kullanımı, izlenmesi, çevre ve insan sağlığı üzerine doğrudan ve dolaylı etkilerine yönelik yapılacak araştırmalar büyük bir öneme sahiptir.

KAYNAKLAR

- Aksoy, H.M., Demirci, F., 2000, *Organik ve İnorganik Metal Tuzlu Pestisitlerin Çevreye Etkileri*, T.C. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Samsun İl Müdürlüğü, Tarımsal Çevre ve Su Kirliliği Semineri, Samsun, ss.79-97.
- Aktar, W., Sengupta, D., Chowdhury, A., 2009, *Impact of Pesticides Use in Agriculture: Their Benefits and Hazards*, *Interdisciplinary Toxicology*, 21, pp.1-12.
- Apra, M.C., 2012, *Environmental and Biological Monitoring in the Estimation of Absorbed Doses of Pesticides*, *Toxicology Letters*, 210(2), pp.110-118.
- Avrupa Konseyi, 1998, *Directive 98/8/EC of The European Parliament and of the Council of 16 February 1998 Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market*, *Official Journal of the European Communities*, 63.
- Avrupa Konseyi, 2000, *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in The Field of Water Policy*, *Official Journal of the European Parliament*, L327 (September 1996), 1-82.
- Avrupa Konseyi, 2013, *Directives of 12 August 2013 Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as Regards Priority Substances in the Field of Water Policy*, *Official Journal of the European Union*, 2013 (July),1-17.
- Envirenews Forum, 1999, *Killer Environment, Environmental Health Perspectives*, 107:A62.
- Erdem, Ö., 2010, *Ayaş İlçesindeki İçme ve Sulama Sularında Organoklorlu Pestisitlerin Kromatografik Tayini*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri



- Enstitüsü Çevre Bilimleri ABD
Yüksek Lisans Tezi, Ankara.
- Güler, Ç., Çobanoğlu, Z., 1997, *Pestisitler*, T.C. Sağlık Bakanlığı, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi, No:52, Ankara, ss.9-43.
- İlter, H., Çamur, D., Topbaş, M., 2018, *Türkiye'de Belediyelerde Biyosidal Ürün Uygulamaları ve Belediye Çalışanlarının Bu Konudaki Bilgileri*, Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi, 75(1), ss.65-76.
- Jardim, A.N.O., Caldas, E.D., 2012, *Brazilian Monitoring Programs for Pesticide Residues in Food-Results from 2001 to 2010*, Food Control, 25(2), pp.607-616.
- Kara, B., Şimsek, Z., 2016, *Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde Pestisit Satış Yerlerinin Yasal Düzenlemelere Uygunluk Durumunun Değerlendirilmesi*, Türkiye Halk Sağlığı Dergisi, 14(1), ss.32-42.
- Kaymak, S., Serim, A.T., 2015, *Pestisit Sektöründe Araştırma ve Geliştirme*, Meyve ve Bilim Dergisi, 2(1), ss.27-34.
- Kim, K.H., Kabir, E., Jahan, S.A., 2017, *Exposure to Pesticides and the Associated Human Health Effects*, Science of the Total Environment, 575, pp.525-535.
- Koruyucu Sağlık Önlemleri*, Türkiye Halk Sağlığı Dergisi, 13(2), ss.147-154.
- Lozowicka, B., 2015, *Health Risk for Children and Adults Consuming Apples with Pesticide Residue*, Science of the Total Environment, 502, pp.184-198.
- Önen, C., Avci, S., Güneş., G., 2015, *Çiftçilerin Tarım İlaçlamasında Kullandığı Koruyucu Sağlık Önlemleri*, Türkiye Halk Sağlığı Dergisi, 13(2), ss.147-154.
- Papadakis, E.N., Vryzas, Z., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., Makris, K.C., Papadopoulou-Mourkidou, E., 2015, *A Pesticide Monitoring Survey in Rivers and Lakes of Northern Greece and Its Human and Ecotoxicological Risk Assessment*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 116, pp.1-9.
- Sağlık Bakanlığı, 2019, *İzinli Biyosidal Ürünler Listesi (07.03.2019)*, T.C. Sağlık Bakanlığı, Halk Sağlığı Genel Müdürlüğü, Çevre Sağlığı Dairesi Başkanlığı.
- Tarakçı, Ü., Türel, İ., 2009, *Halk Sağlığı Amaçlı Kullanılan Pestisitlerin Güvenilirlik Standartlarının Karşılaştırılması*, Yüzüncü Yıl Üniversitesi Veterinerlik Fakültesi Dergisi, Van, 20(1), ss.11-18.
- Tsaboula, A., Papadakis, E.N., Vryzas, Z., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., and Papadopoulou-Mourkidou, E., 2016, *Environmental and Human Risk Hierarchy of Pesticides: A Prioritization Method, Based on Monitoring, Hazard Assessment and*



Environmental Fate, Environment International, 91, pp.78-93.

Tunçbilek, Ş.A., Ayvaz, A., Saatçi, E., 1998, Pestisitlerin Çevreye Etkisi ve Yayılma Yolları, Atıksu Sempozyumu, Kayseri, ss.316-324.

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), 2016, Sanayi Ürünleri Yıllık Üretim ve Satış İstatistikleri, 2005-2015.

Van Maele-Fabry, G., Lantin, A.C., Hoet, P. and Lison, D., 2010, Childhood Leukaemia and Parental Occupational Exposure to Pesticides: A Systematic Review and Meta-Analysis. Cancer Causes and Control : CCC, 21(6), pp.787-809.



Derleme Makale

ATIK ÖZELLİKLERİ, UYGULAMALAR VE MEVCUT TESİSLER İLE TÜRKİYE'DE EVSEL KATI ATIK YÖNETİMİ

Elif Duyuşen GÜVEN

Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Tınaztepe Kampüsü Buca, İzmir

duyusen.kokulu@gmail.com

Özet: Türkiye, yaklaşık 80 milyon nüfusa ve yedi farklı coğrafi bölgeye sahiptir. Bu bölgede il ve ilçelerden sorumlu toplam 1397 adet belediye atık yönetimi hizmeti vermektedir. Türkiye İstatistik Kurumunun verilerine göre, 2016 yılında 31,5 milyon ton evsel atık toplanmıştır. Ülkemizde karışık halde toplanan evsel atıkların %61.07 si düzenli depolama alanlarına gönderilirken, %28,25'i belediye çöplüklerine dökülmektedir. Oluşan atıkların %11 lik kısmı geri kazanılmakta, kompostlanmakta veya diğer yöntemlerle değerlendirilmekte ve bertaraf edilmektedir. Türkiye'de düzenli depolama sahalarının sayısı 2003 yılında 15 iken, 2016 yılında 82 ye yükselmiştir. Ülke genelinde atık özellikleri biyolojik uygulamalar açısından çok uygun olmakla birlikte, bu tipte tesisler (kompost tesisleri, biyogaz tesisleri) sayıca çok yetersizdir. Mevcut çalışma Türkiye'de bölgeleri sırasıyla ele alarak tüm illerdeki atık bertaraf tesislerinin mevcut durumunu ortaya koymaktadır.

Anahtar kelimeler: Atık Yönetimi, Bertaraf Tesisi, Düzenli Depolama, Evsel Katı Atık, Türkiye

MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN TURKEY DUE TO THE WASTE COMPOSITIONS, APPLICATIONS AND EXISTING PLANTS

Abstract: Turkey has a total of 1396 provincial and district municipal waste management services with a population of approximately 80 million living in seven different geographical regions. According to Turkish Statistical Institute's 2016 data, 31,5 million tons of household waste is collected annually. The 61.07% of the collected municipal waste is sent to landfill sites, while 28.25% of it is disposed as wild dumping. The waste rate of 11%, is recycled, composted or dispesd in other ways. The number of landfills in Turkey has increased from 15 in 2003 to 82 in 2016. The waste characteristics in the whole of the country are quite suitable for biological applications, but biological facilities are very inadequate in number. The present study reveals the current situation of the waste disposal facilities in all the provinces in Turkey on a numerical basis.

Keywords: Disposal, Sanitary Landfilling, Municipal Solid Waste, Turkey, Waste Management

Makale Gönderim Tarihi: 24.03.2019

Makale Kabul Tarihi: 26.04.2019



1. GİRİŞ

Türkiye, gün geçtikçe artan nüfusu, gelişen sanayileşmesi ve yaşam standartları ile atık miktarı ve atık yönetimi uygulamaları hızla yükselen bir ülkedir. Mevcut durumda, Türkiye’de yaklaşık 80 milyon nüfusa ve yedi farklı coğrafi bölgeye toplam 1397 adet il ve ilçe belediyesi atık yönetimi hizmeti vermektedir. 2016 verilerine göre, ülkemizde toplanan 31,5 milyon ton atığın 28 milyon tonu evsel atık olup, ülke genelinde kişi başı atık üretim hızı 1.08 kg/gün’dür (TUİK, 2017). Son yıllarda sayısı hızla artan ve farklı atık yönetimi metotlarını teşvik eden yasal mevzuat ve yönetim esaslarına rağmen, Türkiye’deki en yaygın atık bertaraf yöntemi düzenli depolamadır. Sunulan çalışmada, Türkiye’de bölgeler ve iller bazında atık yönetimi ve bertaraf tesisleri irdelenecek ve halihazırdaki projeler de dikkate alınarak mevcut durum ortaya konacaktır. Ayrıca atık özellikleri ve kompozisyonunu da içeren mevcut verilerden faydalanılacak, bölgeler ve iller de dikkate alınarak atık değerlendirme/bertaraf metotları üzerinde bir değerlendirme yapılacaktır. Böylelikle mevcut durum

ve seçenekler detaylı ve tamamlayıcı bir bakış açısıyla irdelenecektir.

2. TÜRKİYE’DE ATIK YÖNETİMİNE İLİŞKİN YASAL MEVZUAT

Atık yönetimine ilişkin ilk olarak 1991 yılında çıkan Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’nden bu yana farklı atık türlerinin yönetimini kapsayan onlarca yönetmelik yürürlüğe girmiştir. Bu yönetmeliklerin pek çoğu Avrupa Birliği mevzuatından esinlenerek hazırlanmış olup, ambalaj atıkları, tıbbi atıklar, atıkların yakılması, atıkların düzenli depolanması, ve özel atıkların yönetimi gibi atık yönetimine ilişkin konuları ve yönetim esaslarını içermektedir. Farklı tarihlerde yayınlanan bu yönetmelik ve tebliğler, konularına göre ayrılmış olup, atık yönetimi prensipleri ile ilgili kurum ve kuruluşlar tanımlanmaktadır. Bu mevzuatın çatısını oluşturan ve 2015 yılında yürürlüğe giren “Atık Yönetimi Yönetmeliği” ile eski mevzuatın bir kısmı yürürlükten kaldırılmıştır. Bu yönetmelik, tüm atık türlerinin yönetimini kapsayan esasları tanımlamakta, evsel atıklar da dahil olmak üzere atıkları özelliklerine göre kodlamaktadır. 2015 yılında yürürlüğe giren Kompost Tebliği, nihai kompost



için kalite kriterleri ve kompostlama tesisi özelliklerine değinmektedir. Halen taslak halinde olan Biyobozunur Atıkların Kontrolü Yönetmeliği de evsel ve evsel nitelikte atıkların yönetimine dair atık azaltma, önleme, geri kazanım ve atık işleme tesislerinin teknik yönlerine ek olarak vurgulanmaktadır.

3. TÜRKİYE'DE ATIK YÖNETİMİNE İLİŞKİN MEVCUT TESİSLER ve ATIK KOMPOZİSYONLARI

3.1. Bölgelerdeki İller Bazında Mevcut Tesisler

2015 yılında yürürlüğe giren Atık Yönetimi Yönetmeliği'ne göre, büyükşehir belediyeleri, büyükşehir ilçe belediyeleri, il, ilçe ve belde belediyeleri; sorumlulukları çerçevesinde atık işleme tesislerini kurmak/kurdurmak, işletmek/işlettirmek ve ilgili tesislere çevre lisansı almak/aldırmakla yükümlüdür (Resmi Gazete No:29314, 2015). Ülke genelinde, illerde atık toplama ve bertarafı, belediyeler tarafından kurulan Belediye Birlikleri ve Atık Yönetimi Birlikleri tarafından yönetilmektedir (ÇŞB, 2017). Türkiye'deki coğrafi bölgelerdeki atıkların bertaraf şekillerine göre miktarları Şekil 1 ile

gösterilmekte olup (TUİK, 2016), atık işleme ve bertaraf şekilleri aşağıda özetlenmektedir.

Marmara Bölgesi Türkiye'nin kuzeybatı köşesinde yer almaktadır. Bölge, ülke yüz ölçümünün %8,5 luk kısmını oluşturmaktadır olup 11 ili kapsamaktadır. Bölgede Edirne'de 1 adet düzenli depolama sahası ve il genelinde düzensiz depolama sahaları mevcut iken Kırklareli'nde 1 adet düzenli depolama sahası (15 ha) ve 6 ilçede düzensiz depolama sahaları bulunmaktadır. Tekirdağ, alanı 10 ha olan 1 adet düzenli depolama sahasına sahip olup, il genelinde düzensiz depolama sahaları 32 hektar alan kaplamaktadır. Nüfusu 16 milyona yaklaşan İstanbul'da 3 adet düzenli depolama sahası (266 ha, 233 ha, 227 ha) hizmet verirken bunların 2 tanesinde sızıntı suyu arıtma tesisi ve hepsinde kompostlama, RDF üretimi ve geri dönüşüm tesisleri hizmet vermektedir. Sakarya'da 1 adet düzenli deponi sahası ve 5 ilçede düzensiz depolama sahaları ile Yalova'da 10 ha arazi üstünde sızıntı suyu arıtma tesisi de mevcut olan bir düzenli depolama tesisi bulunmaktadır. Bursa'da bulunan 2 adet düzenli depolama sahası ve sızıntı suyu arıtma tesisi hizmet



verirken Bilecik'de inşaat aşamasında olan entegre katı atık tesisi henüz hizmet vermediği için il genelinde vahşi depolama gerçekleşmektedir. Balıkesir'de 1 adet entegre katı atık tesisi (sızıntı suyu lagünü, arıtma tesisi, kompostlama da içeren) var olmasına rağmen 13 ilçede düzensiz depolama sahaları bulunmaktadır. Çanakkale'de 1 adet düzenli deponi sahası (37 ha) kente hizmet vermektedir.

Ege Bölgesi, 8 il ile Türkiye'nin batısında yer alıp, yüzölçümü bakımından ülkenin 5. büyük bölgesidir. Bölgenin en büyük şehri olan İzmir'de 2 adet düzenli deponi sahası 90 ha araziye sahip ve 7 ilçede düzensiz depolama sahaları bulunmaktadır. Manisa'da yeni hizmete giren entegre atık bertaraf tesisi ile sayısı 70 olan düzensiz depolama sahaları 4'e inmiştir. Aydın ilinde sızıntı suyu arıtma tesisini de içeren 3 adet düzenli depolama sahası mevcut iken 9 yerde vahşi depolama sahaları bulunmaktadır. Turistik bir kent olan Muğla'da 4 adet, Denizli ve Afyon'da ise birer adet düzenli depolama sahaları bulunmakta olup, Afyon ve Denizli'nin sahaları aynı zamanda kompost tesislerini de içermektedir. Uşak'ta 10 hektar arazi üzerinde

konumlandırılmış bir adet düzenli depolama sahası mevcut iken, 5 ilçede düzensiz depolama sahaları bulunmaktadır. Kütahya'da sızıntı suyu toplama ve dengeleme havuzu ile birlikte hizmet veren 1 adet düzenli depolama sahası vardır.

İç Anadolu Bölgesi Anadolu'nun orta kısmında, yüzölçümü bakımından ülkenin en büyük 2. bölgesidir. Eskişehir'de sızıntı suyu toplama ve geri devir yapan 1 adet düzenli depolama sahası bulunup, 12 ilçede düzensiz depolama sahaları yer almaktadır. Ankara'da sızıntı suyu toplama sistemlerine sahip 2 adet düzenli depolama sahası vardır. Çankırı'da çeşitli ilçelerde düzensiz depolama sahaları ile birlikte 11,4 ha ölçümüne sahip 1 adet düzenli depolama sahası bulunmaktadır. Kırıkkale'de 1 adet düzenli depolama sahası, 28,5 hektar alana sahiptir. Yozgat ve Kırşehir'de toplam 18 adet düzensiz depolama sahaları ile birlikte birer adet düzenli depolama sahası bulunmaktadır. Sivas ve Nevşehir'de bulunan birer adet düzenli depolama tesislerinin yanı sıra, ilçelerde düzensiz depolama sahalarında atık kabulü yapılmaktadır. Kayseri, Niğde, Aksaray ve Karaman'da birer adet düzenli



depolama sahası bulunmaktadır. Konya'da ise 2 adet düzenli depolama 1 adet düzensiz depolama sahası atık kabul etmektedir.

Türkiye'nin kuzeyinde bulunan Karadeniz Bölgesi, 18 il ile Türkiye yüzölçümünün %18'lik kısmını kapsamaktadır. Bölgede Düzce, Karabük, Bartın, Çorum, Ordu, Tokat, Gümüşhane ve Artvin illerinde düzensiz depolama sahaları atık kabul etmekte iken, bu illerden Düzce, Bartın, Çorum, Tokat ve Gümüşhane'de düzenli depolama ve entegre tesisler proje veya inşaat aşamasındadır. Bölgede Bolu, Zonguldak, Kastamonu, Sinop, Amasya, Giresun ve Bayburt illerinde birer adet olmak üzere düzenli depolama sahaları atık kabul ederken, bu illerden Bolu, Kastamonu, Amasya ve Giresun illerinde vahşi depolama sahaları da mevcuttur. Samsun'da 21 hektar alanda konumlanmış 2 adet düzenli depolama sahası bulunmaktadır. Bölgede Trabzon ve Rize illerinin ortak olarak kullandığı, sızıntı suyu yönetimini de sağlayan bir entegre atık tesisi bulunmaktadır. Ancak Trabzon'da beş ilçede düzensiz depolama devam etmektedir.

Adını komşu olduğu denizden alan Akdeniz Bölgesi, yaklaşık 120.000 km² lik yüzölçümüyle, Türkiye'nin toplam yüzölçümünün yaklaşık %15'ini oluşturur. Bölgede düzenli depolama sahası bulunmayan tek il Burdur'dur. Isparta, Osmaniye ve Kahramanmaraş illerinde birer adet olmak üzere sızıntı suyu yönetimini de içeren düzenli depolama sahaları bulunmaktadır. Antalya'da 5 adet düzenli depolama sahası mevcut olup, 7 ilçede düzensiz depolama sahalarına atıklar iletilmektedir. Mersin ve Hatay'da sızıntı suyu toplama ve arıtma tesislerini barındıran ikişer adet düzenli depolama sahaları bulunmaktadır. Bu tesislerde geri kazanım, fermentasyon, kompostlama, deponi gazından elektrik üretimi ve sızıntı suyu toplama tesisleri mevcuttur.

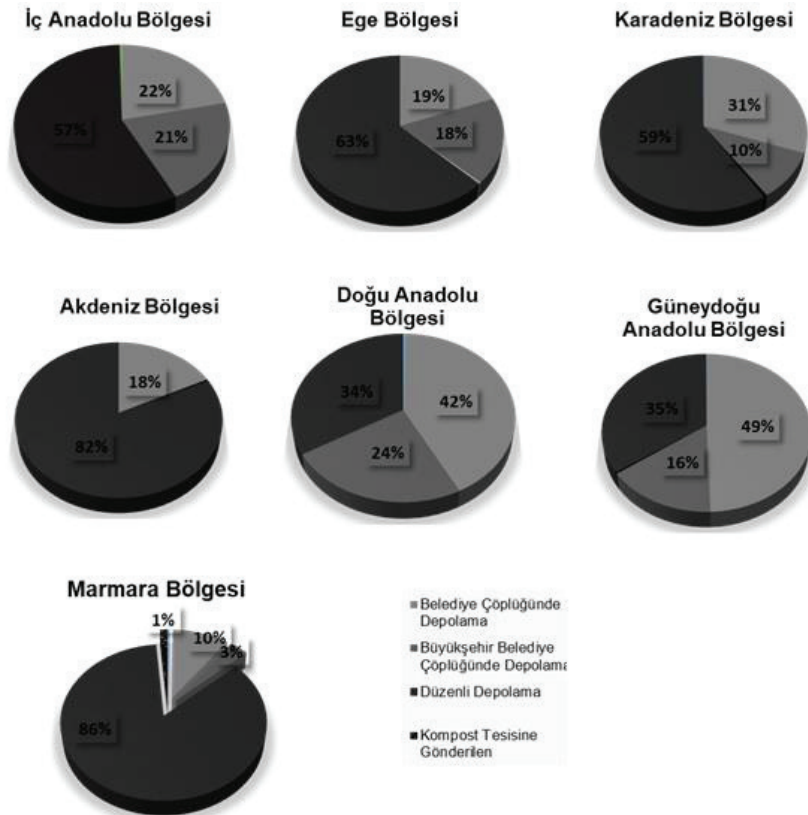
Doğu Anadolu Bölgesi, Anadolu'nun doğusunda 164.000 km² lik bir alan ile Türkiye yüz ölçümünün %21'ini kaplayarak, tüm coğrafi bölgelerimiz arasında yüz ölçümünün büyüklüğü bakımından ilk sırada yer almaktadır. Bölgede Tunceli, Muş, Van, Kars, Ardahan ve Hakkari illerinde düzensiz depolama yoluyla atıklar bertaraf edilmektedir. Malatya, Elazığ, Ağrı,



Bitlis ve Erzincan illerinde birer adet olmak kaydıyla düzenli depolama sahaları mevcut iken, bu illerde düzensiz depolama sahaları da bulunmakta ve atık kabul etmektedir. Bölgede Bingöl ve Iğdır illerinde birer adet düzenli depolama alanı bulunmaktadır. Erzurum'da iki adet düzenli depolama sahası bulunmakta ve üç ilçede düzensiz depolama sahalarına atıklar boşaltılmaktadır.

Güneydoğu Anadolu Bölgesi, bünyesindeki 8 il ile, ülkemiz

topraklarının %8 lik bölümüne sahip olup yüzölçümü bakımından en küçük bölgedir. Atık yönetimi açısından bakıldığında Adıyaman, Diyarbakır, Batman, Siirt ve Şırnak'ta düzensiz depolama sahaları mevcut olup, atık bertarafı bu sahalarda yapılmaktadır. Bölgede Gaziantep, Şanlıurfa ve Mardin'de düzenli depolama sahaları bulunmakta ve atık kabulü yapmakta olup, atıkların bir kısmı bu illerde düzensiz depolama alanlarına da gönderilmektedir.



Şekil 1. Bölgelerde Bertaraf Edilen Atık Miktarlarının Bertaraf Metodlarına Göre Dağılımı



3.2. Bölgelerdeki İller Bazında Atık Kompozisyonları

İller genelinde atık kompozisyonuna bakıldığında, birkaç il hariç, evsel atıkların genel olarak toplamın %50'sinden fazlasının mutfak

atıklarından (organik fraksiyon) oluştuğu görülmektedir. Geri kazanılabilir ambalaj atıkları illerde farklılık göstermekle birlikte %15-35 aralığı ile atık bileşenleri arasında önemli bir bölümü oluşturmaktadır (Tablo 1).

Tablo 1. Ülke Genelinde Atık Kompozisyonu (Akıncı vd, 2011; Metin vd, 2003; Agdag, 2009; ÇŞB, 2017)

	İl	Mutfak atıkları %	Kağıt/ Karton %	Cam %	Plastik %	Metal %	Diğer yanabilirler %	Yanmayanlar (kül, inert) %
Marmara	Tekirdağ	34	16	6	2	1	19	22
	İstanbul	54.1	15.6	3	13.7	1.1	12.5	
	Kocaeli	56.3	8.5	4.6	13.7	1.3	13.8	0.5
	Balıkesir	67	3	3	3	5	5	9
	Sakarya	47	9	4	17	1	11	8
Ege	İzmir	52	4	3.4	10.2	3.4	-	22.5
	Denizli	42	12	4	17.5	1.5	22.5	1
	Kütahya	36	7	3	4		10	30
	Uşak	60	2.5	1.9	4.9	0.1	26.5	
İç Anadolu	Ankara	53.3	0.6	0.4	4	0.4	12	14.3
	Eskişehir	61.7	10.9	3.7	13.4	1.4	6.4	2.5
	Kayseri	62.6	2.7	2.5	5.6	1	26.8	
	Kırıkkale	64	9	4	8	-	7	8
	Konya	46.1	8.8	4.2	13.7	1	8	12.7
	Niğde	51	8	3	11	6	8	2
	Sivas	45	20	5	7	11	12	
Karadeniz	Tokat	68	11	4	10	5	2	
	Gümüşhane	54	14	9	1	7	12	8
	Karabük	44	8	3	8	1	13	22
	Kastamonu	48	10	5	4	6	13	12
	Trabzon	48	14	8	10	1	15	4
	Samsun	43.4	9.2	2.4	7.1	2.4	35.7	
Akdeniz	Antalya	50	7	3	19	1	20	
	Kahramanmaraş	51	12	4	9	1	17	6
Doğu Anadolu	Bingöl	38-41	9-11	3-6	3-10	2	13-21	22-19
	Bitlis	44.6	2.1	1.8	9.7	3.4		30.4
	Erzincan	35	9	23	2	1	21	19
	Erzurum	56.9	6.8	2.9	10.7	1.3	7.2	3
	Hakkari	48.8	7.1	3.5	13.4	1.4		23.1
	Malatya	70.1	4.2	1.5	16.4	0.6	4.9	2.6
GAB	Batman	52	3	2	14	3		26
	Diyarbakır	60.5	5	0.9	7.2	0.6	25.7	



4. SONUÇLAR

Ulusal Atık Yönetim Planı 2016 verilerine göre, ülkemizde karışık halde toplanan evsel atıkların %61.07 si düzenli depolama alanlarına gönderilirken, %28.25 lik oranı düzensiz belediye çöplüklerine dökülmektedir. Geri kalan ambalaj atıkları da dahil %11 lik atık oranı geri kazanılmakta, kompostlanmakta veya diğer yöntemlerle değerlendirilmekte ve bertaraf edilmektedir. Türkiye'de düzenli depolama sahalarının sayısı 2003 yılında 15 iken, 2016 yılında 82 ye yükselmiştir. Çevre ve Şehircilik Bakanlığının verilerine göre, bu zaman periyodunda kompost tesislerini de içeren 4 adet büyük ölçekli entegre atık yönetimi tesisi, 6 aktif pilot tesis, beş kompost tesisi ile 10 adet geniş ölçekli mekanik/biyolojik atık yönetim ve bertaraf tesisi kullanım dışı kalmıştır (ÇŞB, 2016). Ülke genelinde düzenli ve düzensiz depolama sahaları mevcuttur.

Türkiye'de atık kompozisyonunun %50 den fazlasının atığın yeşil kısmı olan organik fraksiyon olduğu düşünüldüğünde, kompostlama ve biyometanizasyon tesisleri gibi biyolojik uygulamalar katı atık yönetimi seçenekleri arasında önemli bir şekilde

yer almalıdır. Türkiye'de organik madde içeriği düşük (genellikle %2-7), 231.000 km² lik tarım arazisi bulunmaktadır (Akıncı vd., 2017). Türkiye'de evsel katı atıkların özellikleri kompostlama için uygundur. Halen Türkiye'de 4 aktif ve 5 kapalı kompost tesisi bulunmaktadır. Belediyelerin yeni kompost tesisleri için gelecekteki yatırımlarına ek olarak, bu tesislerin yeniden etkinleştirilmesi düşünülmelidir.

Biyometanizasyon için en önemli faktör katı atığın karbon içeriğidir. Evsel katı atıklar çoğunlukla organik fraksiyonu içerdiği için atık kütlelerinde yeterli miktarda organik karbon bulunmaktadır (Akıncı vd., 2012). Türkiye'de birçok ilde biyometanizasyon süreçleri entegre katı atık tesisleri projelerinde gerçekleşmekle birlikte sayıca yetersizdir.

Ülkemiz atıklarının su içeriğinin yüksek olması sebebiyle, yakma ancak tek başına yapılabilir olmasa da, belediye katı atıklardan alınan atıktan türetilmiş yakıt (ATY) üretim seçenekleri, yakılmadan önce değerlendirilebilir seçenekler arasındadır.



KAYNAKLAR

- Agdag, O.N., 2009, *Comparison of Old and New Municipal Solid Waste Management Systems in Denizli, Turkey*, *Waste Management*, 29(1), pp.456-464.
- Akinci, G., Guven, E.D., Gok, G., 2012, *Evaluation of Waste Management Options and Resource Conservation Potentials According to the Waste Characteristics and Household Income: A Case Study in Aegean Region, Turkey*, *Resources, Conservation and Recycling*, 58, pp.114-124.
- ÇOB, 2008, *Katı Atık Yönetimi Eylem Planı (2008-2012)*, *Türkiye Cumhuriyeti Çevre ve Orman Bakanlığı Dokümanı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Dokümanı*, Ankara.
- ÇŞB, 2016, *Belediye Atık Yönetimi Raporu, Türkiye Cumhuriyeti Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Dokümanı*, <http://www.csb.gov.tr/gm/cygm/index.php?Sayfa=sayfa&Tur=webmenu&Id=376>.
- ÇŞB, 2017, *İl Çevre Durum Raporları*, *Çevre ve Şehircilik Bakanlığı*, <http://www.csb.gov.tr/gm/ced/index.ph>
- p?Sayfa=sayfaicerikhtml&lclId=691&detId=692&ustId=691, Erişim tarihi: 05.09.2017.
- Metin, E., Eröztürk, A., Neyim, C., 2003. *Solid Waste Management and Practices and Review of Recovery and Recycling Operations in Turkey*, *Waste Management*, 23(5), pp.425-432.
- Resmi Gazete, 2015, *Atık Yönetimi Yönetmeliği*, *Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Resmi Gazete No:29314*, Ankara.
- TUİK, 2014, *Bertaraf Yöntemine Göre Atık Miktarı, Türkiye İstatistik Kurumu Verileri*, <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=119&locale=tr>, Erişim tarihi: 01.09.2017.
- TUİK, 2016, *Bertaraf Yöntemine Göre Atık Miktarı, Türkiye İstatistik Kurumu Verileri*, <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=119&locale=tr>, Erişim tarihi: 23.04.2019.



Derleme Makale

YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİ VE ENDÜSTRİYEL UYGULAMA ÖRNEKLERİ

Yunus Emre DEMİREL¹, Pınar HASANOĞLU ÖZTÜRK², Emrah ÖZTÜRK³, Mehmet KİTİŞ¹

¹Süleyman Demirel Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 32260, Isparta

²Düzce Üniversitesi, Kaynaşlı Meslek Yüksekokulu, 81900, Düzce

³Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Aksu Mehmet Süreyya Demiraslan Meslek Yüksekokulu, 32510, Isparta

mehmetkitis@sdu.edu.tr

Özet: Doğal kaynakların ve çevre kalitesinin korunabilmesi insanların sağlıklı bir şekilde hayatlarını devam ettirebilmeleri için temel gerekliliklerden biridir. Dolayısıyla doğal kaynakların sürdürülebilir olarak kullanımının sağlanması, ürün/hizmet üretim süreçlerinde oluşan çevresel etkilerin belirlenmesi ve entegre bir yaklaşımla en aza indirilmesi için yaşam döngüsü analizi (YDA) kullanılmaktadır. YDA bir ürünün hammadde eldesinden bertarafına kadar bütün çevresel etkilerin değerlendirilmesine olanak sağlayan bir yaklaşımdır. YDA eko etiket, ürün/proses karşılaştırma, eko tasarım gibi kullanım alanlarına sahiptir. Bu çalışma kapsamında literatür araştırmaları yapılarak YDA'nın temel uygulama metodolojisi ve uygulama alanları konusunda bilgiler verilmiştir. Ayrıca sekiz farklı endüstrideki YDA çalışmaları incelenmiş ve araştırma bulguları değerlendirilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Çevresel Etki, Yaşam Döngüsü Analizi (YDA), YDA Metodolojisi

LIFE CYCLE ASSESSMENT AND INDUSTRIAL APPLICATIONS

Abstract: Protecting natural resources and the quality of the environment is one of the basic requirements for people to survive. Therefore, life cycle assessment (LCA) can be used to ensure sustainable use of natural resources and determining of environmental impacts in product/service production processes with an integrated approach. LCA is an approach that allows evaluation of all environmental impacts from the production of raw materials to disposal of the end products. LCA can be used several areas such as eco-labelling, eco-design, comparing process or product etc. In this study, LCA application methodology and the main application areas were investigated by literature survey. Eight different LCA case studies were also investigated and the research findings were evaluated.

Keyword: Environmental Impact, Life Cycle Assessment (LCA), LCA Methodology

KISALTMA VE SEMBOLLER

CO ₂	Karbondioksit
ISO	Uluslararası Standart Organizasyonu
UK	Uçucu Kül
kg	Kilogram

Makale Gönderim Tarihi: 23.03.2019

Makale Kabul Tarihi: 30.04.2019



KIP	Küresel Isınma Potansiyeli
km	Kilometre
kWh	Kilovatsaat
MET	Mevcut En İyi Teknik
REPA	Kaynak ve Çevresel Profil Analizi
YDA-LCA	Yaşam Döngüsü Analizi
YDE	Yaşam Döngüsü Envanter Analizi
YDEA	Yaşam Döngüsü Etki Analizi

1.GİRİŞ

İnsanlık tarihinin hiç şüphesiz en önemli dönüm noktalarından birini sanayi devrimi oluşturmaktadır. Sanayi devriminden 20. yüzyılın ortalarına kadar geçen süreçte çevre kirlenmesi problemleri küresel ölçekte gündeme gelmeye başlamıştır (Kaypak, 2012). Bu durum doğal kaynaklar ve çevrenin korunması konularında farkındalık oluşmasına neden olmuştur (Deniz, 2009). Daha sonraki süreçte artan çevre bilincine paralel olarak kirlilik kontrolü uygulamaları, çevre kalitesinin iyileştirilmesi ve insan sağlığının korunması gibi kavramlar giderek önem kazanmıştır (Gültekin ve Çelebi, 2015). Bunun yanı sıra sürdürülebilir kalkınma, temiz üretim, eko-verimlilik, endüstriyel ekoloji ve YDA odaklı yaklaşımlar da oldukça önemli hale gelmeye başlamıştır. Çevre kirliliğinin önlenmesi ve kontrolü ile gelişen yeni

bakış acısıyla doğal kaynakların korunması ve çevre kirliliği konuları bölgesel ve küresel olarak değerlendirilmiş ve gerçekleştirilen endüstriyel projelerde bu konular göz önünde bulundurulmaya başlanmıştır (Demirer, 2017). YDA bu değerlendirme süreçlerinde en yaygın kullanılan yöntemlerden birisi haline gelmiştir (Çamur, 2010; Demirer, 2017).

Bir ürünün hammadde eldesinden üretimi, nakliyesi ve bertarafına kadar olan sürece yaşam döngüsü denilmektedir (Öztürk, 2012). YDA bu süreçlerde ortaya çıkan çevresel etkileri değerlendiren bir metottur. Temel metodolojisi International Organization for Standardization (ISO) 14040 standartlarına göre belirlenen YDA dört aşamadan oluşmaktadır (Özbilen vd., 2011). Bunlar; amaç ve kapsamın tanımlanması, envanter



analizi, etki analizi ve yorumlama aşamalarıdır. Amaç ve kapsam belirleme aşamasında; çalışmanın amacı ve kapsamı açıkça tanımlanmaktadır. Fonksiyonel birim ve sistem sınırları gibi çalışmanın sonuç kısmına önemli etkide bulunan değerler bu aşamada belirlenmektedir (Paulsen, 2001). Bir ürün veya hizmetin hammadde eldesinden bertarafına kadar olan girdi ve çıktıları enerji kullanımı dahil olmak üzere çalışmanın envanter analizi kısmında belirlenmektedir (Curran, 1996; EC, 1997; EBN, 2002). Yaşam döngüsü etki analizi (YDEA) aşamasında, yaşam döngüsü envanter analizi (YDE) sırasında elde edilen verilerin insan sağlığı ve çevresel değerler üzerindeki etkileri değerlendirilmektedir (Taygun, 2005). YDA'nın son aşaması olan yorumlama aşamasında ise YDE ve YDEA aşamalarında elde edilen sonuçlar açık ve anlaşılır bir biçimde yorumlanmakta ve raporlanmaktadır. YDA; ürün/proses geliştirme, stratejik karar verme, eko-tasarım, ürün karşılaştırma vb. birçok uygulama alanına sahiptir (James, 2003). YDA, özel sektörde farklı kullanım alanlarına sahip olduğu gibi kamu kurumlarında da kullanılmaktadır. Birçok avantajı bulunmasının yanında YDA'nın bazı

kısıtları da mevcuttur (Horvath, 1997). YDA'nın en büyük dezavantajı veri ihtiyacının fazla olmasıdır. Bazı YDA yazılımlarında bu veriler hazır olarak temin edilebilmekte ve günümüzde farklı veri tabanlarına sahip çok sayıda YDA yazılımı bulunmaktadır (Bayrak, 2004). Bu yazılımları birbirinden ayıran en büyük özellikler; kullanıcı ara yüzleri, etki kategorileri ve veri tabanlarındaki farklılıklardır (İşler, 2012). Bu çalışma kapsamında literatürde YDA metodolojisi üzerine çeşitli araştırmalar yapılmıştır. YDA'nın metodolojisi, kullanım alanları ve kısıtları literatürdeki veriler ışığında derlenmiştir. Ayrıca çeşitli sektörlerdeki (atıksu arıtma, çimento, ambalaj, temizlik ürünleri vb.) gerçekleştirilmiş YDA çalışmaları incelenerek değerlendirme ve önerilerde bulunulmuştur.

2. YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİ (YDA)

YDA ürün/hizmetlerin hammadde eldesinden bertarafına kadar olan süreçte ortaya çıkan çevresel etkileri değerlendirmek için kullanılmaktadır (Çiner, 2018). Çevresel etkilerin belirlenmesi aşamasında enerji dahil olmak üzere havaya, toprağa vb. salınan tüm emisyonlar göz önüne alınmaktadır (Bayrak, 2014). Salımlar



sonucu ortaya çıkan çevresel etkiler; kaynak tüketimi, iklim değişikliği, ozon tabakasının incelmeye, ötrofikasyon vb. dir (Öztürk, 2012). YDA'yı geleneksel çevresel etki değerlendirme araçlarından ayıran en büyük özellik; "beşikten mezara" tüm süreçlerde ortaya çıkan çevresel etkilerin kümülatif olarak değerlendirilmesidir (Bayrak, 2014). YDA'nın ilkesi, ürünlerin çevreye olan zararlı etkilerini belirlemek ve azaltmak, ekolojik çevreye en az zarar veren ürünlerin seçilmesini sağlamaktır (Keoleian, 1994; Trusty and Meil, 2000; Taygun, 2005; Wu et al., 2005). YDA çalışmaları TS EN ISO 14040 ve 14044 standartlarına göre; amaç ve kapsamın tanımı, envanter analizi, etki değerlendirmesi ve yorumlama olmak üzere dört aşamadan oluşmaktadır (Çiner, 2018).

2.1. Amaç ve Kapsamın Belirlenmesi

YDA çalışmasının amacı; planlanan uygulamayı, çalışmanın gerçekleştirilme sebeplerini ve hedef kitleyi açıkça ifade etmelidir (Çamur, 2010). YDA metodunun uygulanması sonunda çıktıları kullanacak olan kişiler, çalışma sayesinde sağlam kararlar alabilmek için çalışmanın amacını detaylı olarak anlamalı ve

üçüncü şahıslara anlatabilmelidir (Öztürk, 2012).

Kapsam kısmında, değerlendirilecek ürün veya hizmet sisteminin sınırları (girdi ve çıktılarıyla birlikte üretim, dağıtım, sevkiyat, atık bertaraf senaryoları gibi işlem birimleri) tanımlanmakta ve tüm varsayımlar detaylandırılmaktadır (Çokaygil, 2005). Kapsam içerisinde sistem/sistemlerin işlevi, fonksiyonel birim, çalışılacak olan sistem, sistem sınırları, paylaşılma prosedürleri, etki çeşidi, etki değerlendirmesi yöntemi, yorum aşaması, veri gereksinimi, varsayımlar, sınırlamalar, başlangıç veri kalitesi gereksinimleri, kritik gözden geçirme, çalışma için gerekli olan raporun türü ve formatı ele alınmakta ve belirtilmektedir (Çokaygil, 2005). Fonksiyonel birim; ürünün tanımlanan fonksiyonlarının (performans özellikleri) sayısını belirtir. Bir fonksiyonel birimin temel amacı, girdilerle ve çıktılarla ilgili olan bir referans sağlamaktır (TSE, 2007).

2.2. Yaşam Döngüsü Envanter Analizi (YDE)

Envanter analizi, ürünün tüm yaşam döngüsü boyunca hammadde üretiminden ömrünü tamamlamış son



ürünün bertarafına kadar girdi ve çıktılarının tanımlandığı; enerji ve hammadde gereksinimlerinin, hava ve su emisyonlarının, katı ve diğer çevresel atıkların belirlendiği adımdır (Vigon et al., 1994; USEPA, 2006). Bir YDA çalışmasının YDE aşamasında, bütün ilgili veriler toplanmakta ve organize edilmektedir. YDE aşamasında verilerin güvenilirliği oldukça önemlidir. YDE olmadan karşılaştırmalı çevresel etkiler veya buradaki potansiyel değişiklikler belirlenemez. YDE, YDA çalışmasının diğer aşamalarının doğruluğunu, toplanan verilerin doğruluk düzeyini ve detayları direkt olarak etkilemektedir (Demirer, 2017).

2.3. Yaşam Döngüsü Etki Analizi (YDEA)

YDEA aşamasında, YDE sırasında belirlenen verilerle olası atıkların/emisyonların insan sağlığı ve çevresel değerler üzerindeki etkileri değerlendirilmektedir (Taygun, 2005). Etki analizi, insan sağlığı ve çevresel değerlerin yanı sıra doğal kaynak tüketimini de ele almaktadır. YDEA ürün/proses ve bunun olası çevresel etkileri arasında bağlantı kurmaktadır. Ortaya çıkan çevresel etkilerinin hangi kategoride (küresel ısınma,

asidifikasyon, ötrofikasyon, kaynak tüketimi, su toksisitesi vb.) yer alacağı bu aşamada belirlenmektedir (Öztürk, 2012).

2.4. Yaşam Döngüsü Yorumlama

Yaşam döngüsü değerlendirmesini son aşaması olan yorumlama kısmında, YDE ve YDEA aşamalarında elde edilen sonuçlar uygun tekniklerin yardımıyla değerlendirilmektedir. Yorumlama, yaşam döngüsünün önceki aşamalarında elde edilen verilerin değerlendirilmesi, sonuçların belirlenmesi, çalışmadaki kısıtların tanımlanması, önerilerin yapılması ve YDA çalışması sonuçlarının şeffaf bir şekilde raporlanmasıdır (TSE, 2007). Ürün/hizmetlerin yaşam döngüsü boyunca neden olduğu çevresel etkiler bu bölümde ele alınmaktadır (Çiner, 2018).

3. YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİ KULLANIM ALANLARI (YDA)

YDA, 1960'lı yılların sonunda küçük bir insan topluluğu tarafından, bir katı atık belirleme sisteminden geliştirilmiş olup, ISO tarafından yönetilen çevre yönetim sisteminin içine, ISO 14040 serisi olarak yerleştirilmiştir (James, 2003). 1960'ların sonu 1970'lerin başında



Kaynak ve Çevresel Profil Analizleri (REPA) YDA'nın ilk habercisi olmuştur. Bu tarihlerden itibaren YDA çeşitli endüstriyel sektörlerde karar verme ve metod geliştirme amacıyla kullanılmaya başlamıştır (Öztürk, 2012). 1960'lı yıllarda kullanılmaya başlayan YDA günümüzde birçok kullanım alanına sahiptir. YDA ambalajlar, yiyecekler, deterjanlar, yapılar, atık yönetim senaryoları, ulaşım ve yakıtlar gibi çok farklı ürünlere karşılaştırma amacıyla uygulanabilir. Ayrıca ürün ve proses geliştirme, stratejik karar verme, eko tasarım vb. gibi uygulama alanlarına da sahiptir (James, 2003). ISO 14040'da YDA'nın kullanım alanları dört ana başlık altında toplanmaktadır. Bunlar (ISO, 2006);

- Kamu için yaşam döngüsüyle, çeşitli noktalarda ürünlerin çevresel yönlerini geliştirmek ve çevresel etki olasılıklarını belirlemek,
- Stratejik planlama, öncelik belirleme, ürün ve hizmetlerin tasarımı ve mevcut tasarımların yenilenmesi konularında kamuda ve özel sektörde karar vermek,
- Ölçüm tekniklerini de içerecek şekilde çevresel performans verileriyle, kamu politikası oluşturmak,
- Pazarlama stratejisi (çevresel ürün

beyanları ve çevre etiketi) oluşturmaktadır.

YDA kullanıcıları ile yapılan bir anketin sonuçlarına göre YDA'nın kullanım alanlarına göre dağılımı (Cooper and Fava, 2006);

- İş geliştirme stratejileri %18
- Araştırma-geliştirme %18
- Ürün-süreç tasarımı %15
- Eko etiket-ürün deklarasyonları %11
- Diğer %38 olarak belirlenmiştir.

YDA özel sektörde birçok farklı kullanım alanına sahiptir. Bu çeşitlilik, şirketin ürün zincirindeki yerine ve yasal/pazar amaçlı olması gibi YDA çalışmasının yürütülme amacına bağlıdır. YDA genellikle kimyasal, plastik, metal üreticileri tarafından karşılaştırma yapmak veya atık yönetimlerini ve geri dönüşüm seçeneklerini değerlendirmede kullanılmaktadır. YDA ara ürün üreticileri ve yedek parça üreticileri için veri sağlamakta, son ürün üreticileri, önceki ve sonraki proseslerden gelen bilgiyi çevresel etkisi en az olan ürün tasarlamak ve üretmek için birleştirmektedirler (Aydın, 2016). Yaşam döngüsü yaklaşımının daha sürdürülebilir bir geleceğe doğru yapılacak eylemlerde kullanılması



gerekmektedir. YDA stratejik bir araçken risk değerlendirmesi, çevresel etki değerlendirmesi, fayda maliyet analizi ve bunlar gibi diğer araçlarla kullanıldığında ülkelerin sürdürülebilirlik politikalarını belirleyecek bir araç olarak görülebilir. YDA'dan elde edilen sonuçlar, devlet tarafından yasal düzenlemelerde kullanılabilir.

4. YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİNİN KISITLARI

YDA'nın en avantajlı yanı farklı yaşam döngülerini kapsayan bütünsel yapısıdır. Ancak YDA uygulamasında çok fazla veriye ihtiyaç duyulması da YDA'nın dezavantajı olarak değerlendirilmektedir (Demirer, 2017). Bu nedenlerden ötürü YDA çeşitli problemler ve sahip olduğu birtakım kısıtlar nedeniyle bazı araştırmacılar tarafından eleştirilmektedir. YDA'nın anlaşılabilir veri eksikliğinin bulunması, verilerin güvenliğinin sorgulanabilmesi, tasarım işleminin zor ve yüksek maliyet gerektirmesi YDA'nın bazı kısıtları arasında sayılmaktadır (Horvath, 1997). Ayrıca YDA uygulaması sırasında fazla zamana ihtiyaç duyulması ve sonuçların değerlendirilmesi aşamasında sabit bir yöntemin olmaması da YDA'nın problemleri arasındadır (Junnila,

2004). YDA uygulamalarında en fazla problemle karşılaşılan kısımların kapsam, etki değerlendirme ve yorumlama kısmı olduğu düşünülmektedir (Junnila, 2004).

5. YAŞAM DÖNGÜSÜ ANALİZİ UYGULAMA ÖRNEKLERİ

YDA, ürün ve hizmetlerin yaşamları boyunca (beşikten mezara) her türlü işlem ve süreci kapsayarak, ortaya çıkan çevresel etkilerin değerlendirilmesine olanak sağlamaktadır (Bayrak, 2014). Ayrıca YDA'nın ürün geliştirme, karşılaştırma, maliyet analizleri gibi farklı kullanım alanları da mevcuttur. Bu nedenle özellikle çevre bilincinin arttığı 20. yüzyıldan itibaren birçok kurum YDA çalışmasını tercih etmektedir (Demier, 2017). Literatürde yapılmış birçok YDA çalışması vardır. Bu çalışmalar ürün geliştirme, ürün/proses karşılaştırma, eko-etiket, vb. amaçlarla yapılabilmektedir (Çokaygil, 2005; Ibáñez-Forés et al., 2013; Bayar, 2015; Tangüler, 2015; Paraskevas et al., 2016).

5.1. Farklı Çamur Bertaraf Senaryolarının YDA'sı

Atıksu çamurlarının farklı senaryolarda



bertarafı üzerine YDA kullanılarak Suh ve Rousseaux bir çalışma (2001) yapmıştır. Çalışmanın amacı; farklı çamur bertaraf senaryolarının kaynak tüketimlerinin ve ortaya çıkan kirletici emisyonların çevresel etkilerinin değerlendirilmesi olarak tanımlanmıştır. Çalışmada, 1 ton kuru çamur (%26 kuru madde) fonksiyonel birim olarak seçilmiştir. Sistem sınırları içinde sarf malzemeler ve tesis inşası sırasında ortaya çıkan çevresel etkiler, tesis ömrü uzun olduğu için göz ardı edilmiştir. Atık gazlardan oluşan metanın artırılması sınırların genişlemesinin önüne geçebilmek amacıyla sistem sınırlarına dahil edilmemiştir. Çamurun tarım arazisine dökülmesi için nakliye mesafesi 40 km, çamurun düzenli depolamaya verilmesi için mesafe 20 km kabul edilmiş ve çamurun yakma işleminin tesis içinde yapıldığı belirtilmiştir. Çamur arıtma sisteminden çıkan sızıntı suları ve gazlar sistem sınırlarının genişlememesi için çalışmaya dahil edilmemiştir.

Yapılan çalışmada 5 farklı çamur bertaraf senaryosu karşılaştırılmıştır. Bu senaryolar; çamur yakma ve depolama, kireçle stabilizasyon ve depolama, kireçle stabilizasyon ve

araziye serme, kompostlama ve araziye serme son olarak anaerobik çürütme ve araziye sermedir. Çalışmanın sonuç kısmında en fazla kaynak tüketimine çamur taşıma işlemi sırasında kullanılan fosil yakıtlardan dolayı kireçle stabilizasyon ve araziye serme uygulamasının neden olduğu belirtilmiştir. İklim değişikliğine en fazla sebep olan işlemler ortaya çıkan CO₂ nedeniyle yakma ve depolamadır (taşıma nedeniyle). Buna göre iklim değişikliğine en çok katkıda bulunan senaryoların ilki yakma ve depolama iken ikincisi kireçle stabilizasyon ve depolamadır. Yapılan hesaplamalar ve ortaya çıkan çevresel etkilere göre anaerobik kompostlama ve araziye serme uygulamasının en az çevresel etkiye sahip olduğu belirlenmiştir (Suh and Rousseaux, 2001).

5.2. Türkiye’de Uçucu Küllü Betonlar için YDA

Uçucu küllü (UK) beton karışımlarının çevresel performansını değerlendirmek amacıyla Türkiye’de bir çalışma yapılmıştır (Tangüler vd., 2015). Çalışmada fonksiyonel birim 1 m³ beton olarak belirlenmiş ve 1 m³ betonun küresel ısınma potansiyeli (KIP) belirlenmeye çalışılmıştır. Literatürden farklı oranlarda UK içeren



beton karışımları seçilerek karışımların KIP'lerinin belirlenmesi aşamasında Kaliforniya Üniversitesinin geliştirdiği "Green Concrete LCA" yazılımı kullanılmıştır. Çalışmanın sınırları hammadde temini, ocaktan taş çıkarma, ezme, çimento üretimi, katkı üretimi, sevkiyat vb. (beşikten kapiya) tüm aşamaları kapsamaktadır. Çalışmada Microsoft Excel tabanlı olan "Green Concrete LCA" yazılımı kullanılarak çevresel etkiler, eşdeğer CO₂ emisyonları cinsinden hesaplanmıştır.

Çalışmada UK içermeyen beton, %25 UK içeren beton ve %45 UK içeren betonlar için üretim aşamasından inşaat alanına sevkiyatına kadar tüm aşamalarda açığa çıkan eşdeğer CO₂ emisyonları hesaplanmıştır. UK'nın beton santraline uzaklığının 20 km olması durumunda ortaya çıkan KIP'ler hesaplamalar sonucunda UK içermeyen 1 m³ beton için 800,14 kg CO₂, %25 UK içeren beton için 608,16 kg CO₂ ve %45 UK içeren beton için 460,96 kg CO₂ olarak bulunmuştur. Çalışmanın sonuç kısmında küresel ısınmaya en büyük katkıyı %95 oran ile UK içermeyen beton olduğu belirtilmiştir. Ayrıca betonun taşıma mesafesinin artmasıyla küresel

ısınmaya olan etkinin de arttığı belirtilmiştir (Tangüler, 2015).

5.3. Meyve Suyu Ambalajları için Karşılaştırmalı YDA Uygulaması

Çokaygil tarafından yapılan çalışmada SimaPro 6.0.4 LCA yazılımı kullanılarak cam meyve suyu şişesi ve bariyer katmanlı meyve suyu şişesinin YDA ile karşılaştırması yapılmıştır (Çokaygil, 2005). Çalışmanın amacı; her iki ambalaj türünün yaşam döngüsü proses ağacı oluşturularak etki analizlerinin yapılması ve çevreye daha az zarar veren ambalaj türünün belirlenmesi olarak belirtilmiştir. Fonksiyonel birim olarak 1 litre meyve suyu ambalajı seçilmiştir. Sistem sınırları ise, hammaddenin temini, üretim, sevkiyat, kullanım ve bertaraf olarak belirlenmiştir. Yani beşikten mezara yaklaşımıyla YDA uygulaması yapılmıştır.

Çalışmada cam şişe ve karton kutuların geri dönüşüm verileri kullanılırken Türkiye geneli geri dönüşüm oranları esas alınmıştır. Ayrıca elektrik enerjisinin termik santrallerden elde edildiği varsayılmıştır. Çalışmanın sonuç kısmında zarar sınıflarına göre (kanserojenler, solunan organikler,



solunan inorganikler, iklim değişikliği, radyasyon vb.) en fazla çevresel etkiye cam şişelerin sebep olduğu belirtilmiştir. Cam şişelerde beşikten mezara kadar olan süreçte en fazla etkinin taşımada ortaya çıktığı ve bu durumda doğal kaynak tüketimini etkilediği bildirilmiştir. Ayrıca insan sağlığı, ekosistem kalitesi ve doğal kaynaklar bazında da en fazla etkiye çam şişelerin sebep olduğu çalışmanın sonuç kısmında belirtilmiştir (Çokaygil, 2005). Bariyer katmanlı karton meyve suyu ambalajlarında da en fazla etkinin yine taşımadan ortaya çıktığı ve bunun da doğal kaynak tüketimi ve insan sağlığına etki ettiği bildirilmektedir (Çokaygil, 2005).

5.4. Üç Farklı Yıkama Sıcaklığında Kullanılan Deterjanların YDA'sı

Yürütülen çalışmada firmanın 2006 yılında geliştirdiği katı ve sıvı deterjan ile 1998 ve 2001 yılında geliştirdiği üç farklı çamaşır yıkama deterjanlarına karşılaştırmalı YDA uygulanmıştır. 2006 yılında geliştirilen deterjan 32,9°C yıkama sağlarken 1998 yılında üretilen deterjan 47,8°C 2001 yılında üretilen deterjan ise 45,1°C yıkama etkinliği sağlayabilmektedir. Çalışmanın amacı bu deterjanların çevresel etkilerini belirlemek olarak bildirilmiştir (Dewaele

et al., 2006).

Kapsam kısmında sistem sınırları; deterjan hammaddesinin eldesinden üretim, nakliye, kullanım ve yıkama sonucu ortaya çıkan atıksuyun bertarafına kadar olan bütün süreç olarak belirlenmiştir. Toplam enerji tüketimi, ortaya çıkan toplam katı atık ve toplam su tüketimi çalışma kapsamında değerlendirilmiştir. Çalışmada fonksiyonel birim olarak Fransa'da ev tipi bir çamaşır makinasında kullanılan bir deterjan seçilmiştir (Dewaele et al., 2006).

Envanter analizi kısmında diğer deterjanlara göre en fazla enerji tüketiminin ve su kullanımının 1998 yılında üretilen deterjanda olduğu belirlenmiştir. Çalışmanın sonuç kısmında 2006 yılında üretilen deterjan kullanımıyla diğer deterjanlara göre %27 enerji tasarrufu (0,36 kWh/yıkama) elde edildiği belirtilmiştir (Dewaele et al., 2006). İklim değişikliğine en fazla etkide bulunan 1998 yılında üretilen deterjan olurken ikinci sırada 2001 yılında üretilen deterjan yer almıştır. Ayrıca diğer çevresel etki kategorilerinde de 1998 yılında üretilen deterjanın katı ve sıvı formları en fazla çevresel etkiye neden olmuştur. Bunu 2001 yılında üretilen



deterjan takip ederken en çevreci deterjan türü 2006 yılında üretilen deterjan olmuştur (Dewaele et al., 2006).

5.5. İki Farklı Lastiğin YDA'sı

Düz ve M+S tip otobüs lastiklerinin karşılaştırmalı YDA'sının yapıldığı bir çalışmada sistem sınırları hammadde eldesi, üretim, kullanım ve geri dönüşüm olarak belirlenmiştir. Bir diğer deyişle çalışmada sistem sınırları "beşikten mezara" olarak belirlenmiştir. Lastiklerin karşılaştırılması amacıyla fonksiyonel birim olarak bir lastiğin kullanım ömrü olan 56856 km seçilmiştir. Çalışmada lastiğin kullanımı sırasında ortaya çıkan gürültü emisyonları ve lastikten yola dağılan partiküllerden kaynaklanan su emisyonlarının değerlendirme dışı bırakıldığı belirtilmiştir. Çalışmada IMPCAT 2002+ metodu kullanılmış ve lastiklerin beşikten mezara kadar olan süreçte küresel ısınma etkisi, solunum yolu etkileri, karasal ve sucul asidifikasyon, fosil enerji kaynaklarının tüketimi, ötrofikasyon ve karasal ekotoksiste çevresel etkileri değerlendirilmiştir.

Çalışmanın sonuç kısmında hammadde temini sürecinde M+S tip

lastiğin düz lastiğe göre çevresel etkilerinin daha fazla olduğu bunun nedeninin ise M+S tip lastiğin daha ağır olmasından kaynaklandığı belirtilmektedir. Her iki tip lastiğinde en büyük çevresel etkiye kullanım aşamasında neden olduğu belirtilmektedir. Çevresel etkinin bu aşamada yüksek olmasının lastiklerin kullanımı aşamasında araçlarda kullanılan motorinden kaynaklandığı belirtilmiştir. Diğer süreçler (üretim, geri dönüşüm) ve etki kategorileri incelendiğinde M+S tip lastiğin çevresel etkileri diğer tüm etki kategorilerinde düz lastik tipine göre daha fazladır (Zerdalı, 2016).

5.6. Birincil Alüminyum Üretiminin YDA'sı

Birincil alüminyum üretiminin yoğun yapıldığı 29 ülkenin alüminyum üretiminden kaynaklanan küresel ısınmaya olan etkileri YDA ile değerlendirilmiştir. Çalışmada Ecolnvent v3.0 veri tabanının kullanıldığı ve fonksiyonel birimin 1 kg sıvı alüminyum olduğu belirtilmiştir.

Çalışmanın sonuç kısmında alüminyum rafineri işleminde tüm ülkelerde benzer etkilerin ortaya çıktığı belirtilmiştir. Alüminyum eritme



sürecinde fosil yakıtlara göre yenilenebilir enerjinin daha fazla kullanıldığı ülkelerde küresel ısınmaya olan etkinin daha az olduğu belirtilmiştir. Çalışmada diğer ülkelerle karşılaştırıldığında Çin ve Güney Afrika'nın alüminyum üretiminde küresel ısınmaya en fazla katkı yapan ülkeler olduğu belirtilmiştir (Paraskevas et al., 2016).

5.7. Kostik Mersevizasyon Atıksuyunun Geri Kazanılmasının YDA'sı

Kostik mersevizasyon atıksuyunun evaporasyon ile geri kazanımının değerlendirildiği bir çalışmada evaporasyonda kullanılan buharın üretimi için kullanılan üç farklı yakıt türü ve boru sonu arıtma yöntemi karşılaştırılmıştır. Çalışma SimaPro yazılımı ile IMPACT 2002+.metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 kg mersevizasyon atıksuyu fonksiyonel birim olarak seçilmiş ve sistem sınırları beşikten mezara olarak belirlenmiştir.

Yapılan değerlendirmede buhar üretimi için doğal gazın kullanılmasının en az çevresel etkiye sahip olan senaryo olduğu belirtilmiştir. Ancak evaporasyon boru sonu arıtmayla

kıyaslandığında çevresel performansın artmadığı çalışmada belirtilmiştir (Bayar, 2015).

5.8. Mevcut En İyi Tekniklere (MET) YDA ile Karar Verme

Seramik endüstrisinde farklı MET önerilerinin çevresel ve sürdürülebilirlik açısından en uygununa karar verilmesi sürecinde YDA uygulanmıştır. Çalışmada 13 alternatif senaryoda 11 MET önerisi değerlendirilmiştir. Alternatif senaryolarla mevcut durumun karşılaştırılmasında seçilen senaryoların çoğunda çevresel etkinin azaldığı belirtilmiştir. En büyük azalmanın asidifikasyonda (%70), insan toksisitesinde (%51) ve fotokimyasal oksidasyonda (%47) olduğu belirtilmiştir. Ancak çalışmada MET belirlemede sadece çevresel etkilerdeki azalmanın değil ekonomik, teknik ve sosyal göstergelerin de değerlendirilmesi gerektiği belirtilmiştir (Ibáñez-Forés et al., 2013).

6. SONUÇ VE DEĞERLENDİRME

YDA ürün veya hizmetlerin hammadde üretiminden ömrünü tamamlayan son ürünün bertarafına kadar olan bütün süreçleri kapsayarak çevresel etkilerin her bir süreç için ayrı ayrı



değerlendirilmesini mümkün kılabilir. YDA ekonomik, çevresel ve sosyal açıdan en etkin sistemlerin seçilebilmesi için risk analizi ile birlikte seçenekler oluşturmaktadır. Bu sayede birden fazla ürün veya hizmet YDA sayesinde karşılaştırılabilmekte ve çevresel açıdan en az etkiye sahip olanı belirlenebilmektedir. Bu sistemin uygulanması ile optimum uygulamalar belirlenebilmektedir.

Endüstrilerde ürün ve proses geliştirmede YDA uygulamasıyla ürün veya proseslerin çevresel yüklerinin düşürülmesi sağlanabilmektedir. Böylece firmanın marka değeri artarken bilinçli tüketiciler tarafından da tercih edilme sebebi olmaktadır. Endüstriyel işletmeler YDA uygulaması sayesinde hammadde, işçilik, enerji vb. girdilerini optimize ederek para ve zamandan tasarruf ederken çevresel yüklerini de hafifletebilmektedirler. YDA ile üretim ve tüketimin daha sürdürülebilir olması söz konusu olmaktadır.

YDA uygulamasının çerçevesinin geliştirilmesi için yapılan çalışmalar küresel ölçekte devam etmektedir. Bu çalışmalar, yöntem özü sorun ve kısıtların giderilmesine yöneliktir. YDA'

da karşılaşılan başlıca problemler; verilerin toplanmasındaki zamansal, coğrafik ve teknolojik belirsizliklerle karşılaşmaktır. YDA uygulamasında karşılaşılan bu kısıt ve problemlerin giderilmesi amacıyla nesnel çalışmalar yapılarak küresel ölçekte kabul edilecek modeller geliştirilmelidir. Ayrıca ülkemizde çeşitli sektörlerde YDA uygulamalarının geliştirilmesi ve veri tabanlarının oluşturulmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Böylelikle endüstriyel işletmelerin sürdürülebilir üretim ve temiz üretim konusundaki çalışmalarına önemli katkılar sağlanabilir.

KAYNAKLAR

- Aydın, S., 2016, *Pamuklu Ev Tekstil Ürünlerinin Üretim Süreçleri ve Nihai Ürünlerin Yaşam Döngüsünün Değerlendirilmesi*, Niğde Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 94s., Niğde.
- Bayar, E., 2015, *Kostik Mersevizasyon Atık Suyunun Buharlaştırma Yöntemi ile Geri Kazanımının Yaşam Döngüsü Analizi*, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 134s., Ankara.
- Bayrak, F., 2014, *Elektrik Üretiminde Kullanılan Linyitin Madencilik Aşamasına Ait Yaşam Döngüsü Değerlendirmesi*, Hacettepe



- Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 144s., Ankara.
- Cooper J.S., Fava J., 2006, *Life Cycle Assessment Practitioner Survey: Summary of Results*, *Journal of Industrial Ecology*, 10(4), pp.12-14.
- Curran, M.A., 2006, *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*, EPA/600/R-06/060 U.S. Environmental Protection Agency, pp.1-54, Ohio.
- Çamur, C., 2010, *Isı Yalıtım Malzemelerinin Yaşam Döngüsü Değerlendirme Yöntemiyle Çevresel Etkilerinin Değerlendirilmesi*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 122 s., Ankara.
- Çiner, F., 2018. *Yaşam Döngüsü Değerlendirmesi ve Uygulamaları*, *Çevre Bilim ve Teknoloji*, 3(1), ss.30-40.
- Çokaygil, Z., 2005, *Atık Yönetimi Planlamasında Yaşam Döngüsü Analizi*, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 162s. Eskişehir.
- Demirer, G.N., 2017, *Pratik Yaşam Döngüsü Analizi Kılavuzu AB Sürecinde İşletmeler ve Kamu için Yaşam Döngüsü Analizi Yöntem ve Örnekleri, Sürdürülebilir Üretim ve Tüketim Yayınları-1*, 44s.
- Deniz, M.H., 2009, *Sanayileşme Perspektifinde Kentleşme ve Çevre İlişkisi*, İstanbul Üniversitesi Edebiyat Fakültesi Coğrafya Dergisi, 19, ss.95-105.
- Dewaele, J., Pant, R., Schowanek, D., 2006, *Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of Ariel "Actif aroid" (2006), A Laundry Detergent That Allows to Wash at Colder Wash Temperatures, with Previous Ariel Laundry Detergents (1998, 2001), Comparing the Environmental Burdens of Home Laundry Detergent Products and Laundry Habits in France 1998-2006*, 109s.
- EBN (Environmental Building News), 2002, *Life-Cycle Assessment for Buildings: Seeking the Holy Grail*, 11, No:3, USA.
- European Communities (EC), 1997, *Guidelines for the Application of Life Cycle Assessment in the EU Eco-Label Award Scheme*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Gültekin, A.B., 2006, *Yaşam Döngüsü Değerlendirme Yöntemi Kapsamında Yapı Ürünlerinin Çevresel Etkilerinin Değerlendirilmesine Yönelik Bir Model Önerisi*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 91s. Ankara.
- Horvath, A., 1997, *Estimation of Environmental Implications of Construction Materials and Designs Using Life-Cycle Assessment Techniques*, Carnegie Mellon University, Department of Civil and Environmental Engineering, Doktora Tezi, Pittsburgh.



- Ibáñez-Forés, V., Bovea, M.D., Azapagic, A., 2013, *Assessing the Sustainability of Best Available Techniques (BAT): Methodology and Application in the Ceramic Tiles Industry*, *Journal of Cleaner Production*, 51, pp.162-176.
- International Standards Organization (ISO), 2006, *Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework*, ISO 14040, Geneva.
- İşler, A., 2012, *Aspir Yağı Etil Esteri ve Yaşam döngüsü Değerlendirmesi*, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 168s., İstanbul.
- James, K.L., 2003, *Environmental Life Cycle Cost in The Australian Food Packaging Supply Chain*, Victoria University Faculty of Business and Law, Doktora Tezi, Victoria, Australia.
- Junnila, S., 2004, *The Environmental Impact of an Office Building Throughout Its Life Cycle*, Helsinki University of Technology, Doktora Tezi, 64s. Finlandiya.
- Kaypak, Ş., 2012, *Çevre Hukukunun Ulusal ve Uluslararası Boyutları*, Adıyaman Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi, 10, ss.205-242.
- Keoleian, G.A., Menerey, D., Vigon, B.W., Tolle, D.A., Cornaby, B.W., Latham, H.C., Harrison, C.L., Boguski, T.L., Hunt, R.G., Sellers, J.D., 1994, *Product Life Cycle Assessment to Reduce Health Risks and Environmental Impacts*, Noyes Publications, USA.
- Özbilen, A., Dinçer, I., Rosen, M.A., 2011, *A Comparative Life Cycle Analysis of Hydrogen Production Via Thermochemical Water Splitting Using a Cu-Cl Cycle*, *International Journal of Hydrogen Energy*, (doi:10.1016/j.ijhydene.2010.12.035).
- Öztürk, C., 2012, *Otomotiv Endüstrisinde Kullanılan Tampon ve Turbo Emiş Borusunun Yaşam Döngüsü Analizi*, Aksaray Üniversitesi Fenbilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 116s., Aksaray.
- Paraskevas, D., Kellens, K., Van de Vorrde, A., Dewulf, W., Dufflou, J.R., 2016, *Environmental Impact Analysis of Primary Aluminium Production at Country Level*, *Procedia*, 40, pp.209-213.
- Paulsen, J., 2001, *Life Cycle Assessment for Building Products-The Significance of The Usage Phase*, Royal Institute of Technology, Doktora Tezi, 50s., Stockholm.
- Suh, Y., Rousseaux, P., 2001, *An LCA of Alternative Wastewater Sludge Treatment Scenarios*, *Conservation and Recycling*, pp.191-200.
- Tangüler, M., Gürsel, P., Meral, Ç., 2015, *Türkiye'de Uçucu Küllü Betonlar için Yaşam Döngüsü Analizi*, 9. Ulusal Beton Kongresi, 16-18 Nisan, Antalya, ss.431-441.



Taygun, T., 2005, Yapı Ürünlerinin Yaşam Döngüsü Değerlendirmesine Yönelik Bir Model Önerisi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, 213s. İstanbul.

Trusty, W.B., Meil, J.K., 2002, Integrating LCA Tools in Green Building Rating Systems, USGBC Green Building International Conference and Expo, November 15.

Türk Standartları Enstitüsü (TSE), 2007, TS EN ISO 14040: Çevre Yönetimi-Hayat Boyu Değerlendirme-İlkeler ve Çerçeve, Ankara.

United State Environmental Protection Agency (USEPA), 2006, Life Cycle Assessment: Principles and Practice, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Ohio.

Vigon, B.W., Tolle, D.A., Cornaby, B.W., Latham, H.C., Harrison, C.L., Boguski, T.L., Hunt, R.G., Sellers, J.D. ve U.S.E.P.A. Risk Reduction Engineering Laboratory, 1994, Life Cycle Assessment Inventory Guidelines and Principles, Lewis Publishers, USA.

Wu, X., Zhanga, Z., Chenb, Y., 2005, Study of The Environmental Impacts Based on The Green Tax-Applied to Several Types of Building Materials, Building and Environment, 40, 227-23.

Zaerdalı, N., 2016, Lastiklerde Yaşam Döngüsü Analizi, Bahçeşehir

*Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü,
Yüksek Lisans Tezi, 104s. İstanbul.*



Derleme Makale

ARITMA ÇAMURLARININ STABİLİZASYONUNDA OTOTERMAL TERMOFİLİK AEROBİK ÇÜRÜTME (ATAD) PROSESİNİN ÖNEMİ VE AVANTAJLARI

Mehmet YURDAKUL, Aslı S.ÇİĞĞİN

Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Antalya

myurdakul@akdeniz.edu.tr, asliciggin@akdeniz.edu.tr

Özet: Atıksu arıtma tesisleri, çevrenin ve doğal yaşamın korunması için büyük öneme sahiptir. Ancak, arıtma prosesleri sonucu, yüksek su ve organik madde muhtevasına sahip arıtma çamurları oluşmaktadır. Arıtma çamurlarına, organik madde giderimi için stabilizasyon uygulanması bir zorunluluktur. Aerobik ve anaerobik stabilizasyon en yaygın uygulanan stabilizasyon yöntemleridir. Anaerobik stabilizasyon biyogaz olarak enerji üretimi sağladığı için daha avantajlı bir prosesdir ancak yatırım ve işletme ile ilgili hususlar dikkate alındığında aerobik stabilizasyon daha kolay ve daha az masraflı bir teknolojidir. Bu yüzden aerobik stabilizasyonunun verimini arttırmak amacıyla çeşitli modifikasyonlar geliştirilmiştir. Bu modifikasyonlardan biri olan ototermal termofilik aerobik çürütmede (ATAD), stabilizasyon işlemi ek ısı olmadan mikrobiyal metabolizma sonucu açığa çıkan termofilik sıcaklıklarda (45-65°C) gerçekleşmektedir. ATAD ile stabilizasyon yüksek sıcaklıklarda gerçekleştiği için patojen miktarının önemli ölçüde azalması sonucu biyolojik olarak kararlı ve patojen içermeyen atık çamur elde edilir. Bu çalışmada, ATAD prosesinin tasarımı ve işletme koşullarına ait literatür bilgileri özetlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Atıksu Arıtma Tesisi, Arıtma Çamuru, Ototermal Termofilik Aerobik Çürütme (ATAD), Stabilizasyon

THE IMPORTANCE AND ADVANTAGES OF ATAD (AUTOTHERMAL THERMOPHILIC AEROBIC DIGESTION) IN STABILIZATION OF SEWAGE SLUDGE

Abstract: Wastewater treatment plants are of great importance for the protection of the environment and natural life. However, as a result of treatment processes, sewage sludge having a high water and organic content are formed. Stabilization must have applied to sewage sludge for organic material removal. Aerobic and anaerobic stabilization are the most common stabilization methods. Anaerobic stabilization is a more advantageous process as it produces energy as a biogas, but aerobic stabilization is easier and less costly, given the investment and operational considerations. Therefore, in order to increase the efficiency of aerobic stabilization, various modifications have been developed. One of these modifications is the autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD), the stabilization process takes place at thermophilic temperatures (45-65°C) resulting from microbial metabolism without external heat. Since stabilization with ATAD occurs at elevated temperatures, a significant reduction in the amount of pathogens results in a biologically stable and pathogen-free waste sludge. In this study, the literature of the design and operating conditions of the ATAD process is summarized.

Key Words: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD), Sewage Sludge, Stabilization, Wastewater Treatment Plant

Makale Gönderim Tarihi: 16.11.2018

Makale Kabul Tarihi: 26.04.2019



1. GİRİŞ

Atıksu arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde atıksu içinden çöktürülerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden çöktürülerek alınması sonucu ortaya çıkan %0,25-12 oranında katı madde içeren akışkan özellikteki atıklar “ham arıtma çamuru” olarak adlandırılır (Tchobanoglous et al., 2003; Filibeli, 2013). Atıksuların arıtımı sırasında uygulanan ön çöktürme, kimyasal çöktürme ve biyolojik çöktürme aşamalarında farklı özelliklerde ve kalitede arıtma çamurları oluşmaktadır. Aktif çamur proseslerinin ilk çamur çöktürme tanklarından alınan çamurlar organik madde içeriği yüksek katılardan oluşurken, ikinci çöktürme tankında toplanan çamurlar ise, biyolojik arıtma ünitelerinde gelişen aktif çamurdan oluşmaktadır. Farklı çamur tipleri farklı özelliklere sahiptir. Bu nedenle, uygulanması gereken arıtma işlemlerinin ve nihai bertaraf yönteminin belirlenmesi için çamur tipine bağlı olarak kimyasal bileşimin belirlenmesi gerekir (Öztürk vd., 2005).

Arıtma çamurlarının etkili ve ekonomik

şekilde, çevreyi tehdit etmeden, yasal düzenlemelere uygun olarak bertaraf edilmesi, atıksu arıtımı sürecindeki en önemli hususu oluşturmaktadır. Atıksuyun arıtımı nispeten kısa bir süre içinde tamamlanabilirken, bu işlemler sonucu ortaya çıkan arıtma çamurunun işlenmesi ve bertaraf için uygun hale getirilmesi haftalar alan, karmaşık yöntem ve ekipmanlar gerektiren, uzmanlık isteyen bir süreçtir. Bu nedenle arıtma tesislerinin toplam giderlerinin yaklaşık yarısı, oluşan arıtma çamurlarının bertarafına harcanmaktadır (Low and Chase, 1999; Öztürk vd., 2005). Çamurların atık çamur keki şeklinde bertaraf edilmeden önce organik içeriğinin en aza indirilmesi için stabilizasyonu gerekir ve çamur stabilizasyonunun verimli gerçekleştirilememesi çamur arıtımında karşılaşılan en büyük problemlerden biridir (Çokgör vd., 2010).

Arıtma çamurlarına stabilizasyon işlemi uygulanarak; patojen giderimi, koku oluşumunun engellenmesi, organik madde miktarının azaltılması ve homojen özellikte bir ürün elde edilmesi sağlanır. Çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca yöntemler; kireç stabilizasyonu, ısı



işlem, kompostlaştırma, anaerobik ve aerobik çürütme olarak sıralanabilir.

Aerobik ve anaerobik stabilizasyon en yaygın kullanılan biyolojik stabilizasyon yöntemleridir ve bu prosesler tüm dünyada atıksu arıtımının son adımı olarak birçok atıksu arıtma tesisinde uygulanmaktadır. Anaerobik stabilizasyon biyogaz olarak enerji üretimi sağladığı için daha avantajlı bir prosestir. Ancak, yatırım ve işletme ile ilgili hususlar dikkate alındığında aerobik stabilizasyon anaerobik stabilizasyona kıyasla daha kolay ve daha az masraflı bir teknolojidir (Nowak, 2006). Aerobik stabilizasyon, düşük ilk yatırım maliyeti, koku oluşumu olmaması ve kolay işletme gibi avantajlara sahiptir. Yürütülen çalışmalarla, aerobik stabilizasyonun uygulanması ile biyolojik olarak ayrışabilir içeriğin yanı sıra organik olmayan kısımların miktarında da azalma sağlandığı kanıtlanmıştır (Qasim, 1999). Ayrıca, biyolojik besi maddesi (azot ve fosfor) gideriminin yapıldığı arıtma tesislerinde, çamurda biriken fosfor çözülmüş ortofosfatlar olarak salınacağından, bu tür atık aktif çamurlar için aerobik çamur stabilizasyonun uygulanması tavsiye edilmektedir (Andreoli et al., 2007).

Bununla birlikte, bu proses enerji geri kazanımına sahip değildir ve devam eden havalandırmayla bağlantılı enerji nedeniyle maliyetlidir (Bernard and Gray, 2000).

Bu nedenle, aerobik çürütme genellikle düşük katı madde konsantrasyonlarındaki arıtma çamurunun stabilizasyonu için kullanılır (Spinosa and Vesilind, 2001). Aerobik stabilizasyon hizmet verilen kişi sayısının 50.000 eşdeğer nüfustan küçük olması durumunda tercih edilmektedir (Nowak, 2006). Aerobik stabilizasyon giderim veriminin artırılması ve sürecin kısaltılarak maliyetin azaltılması amacıyla çeşitli şekillerde modifiye edilmiştir. Aerobik stabilizasyon prosesinin modifikasyonlarının başlıcaları, yüksek saflıkta oksijen ile stabilizasyon ve ototermal termofilik aerobik çürütmedir (ATAD).

Yüksek saflıkta oksijen stabilizasyonunda reaktöre hava yerine doğrudan oksijen verilmektedir. İşlem, genel olarak oksijen kullanılarak atıksu için aktif çamur prosesine benzer kapalı bir reaktörde gerçekleştirilir. Yüksek saflıkta oksijen atmosferi sıvı yüzeyinin üzerindeki boşlukta tutulur ve oksijen çamurun içine mekanik



havalandırıcılar vasıtasıyla aktarılır. Saf oksijenli aerobik stabilizasyonun başlıca avantajı, saf oksijen kullanımı sonucu mikroorganizmaların aktivitelerinin artırılmasıyla sayesinde daha kısa sürede stabilizasyon sağlanabilmesidir. Ancak, saf oksijen üretmek maliyetli olduğu için bu proses maliyet açısından tercih edilmemektedir (Tchobanoglous et al., 2003).

ATAD geleneksel aerobik çürütmeden farklı olarak mikrobiyal oksidasyon prosesi sırasında açığa çıkan ısı ile termofilik koşullarda gerçekleşir ve oldukça kısa bekleme sürelerinde oldukça yüksek organik madde giderim verimleri sağlanabilmektedir (Kelly and Mavinic, 2003). ATAD sisteminde biyolojik olarak parçalanabilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısının korunması sonucunda 45-65°C'ye ulaşan sıcaklıklarda diğer biyolojik stabilizasyon yöntemlerine kıyasla daha kısa sürelerde biyolojik olarak kararlı ve patojen içermeyen atık çamur elde edilir (Scisson, 2003). ATAD sonucu oluşan çamur EPA tarafından, birkaç kısıt dışında toprak iyileştirici olarak kullanılabilir biyokatılara ait Sınıf A patojen gereksinimlerini sağlamaktadır (EPA,

1990).

ATAD sürecinin diğer stabilizasyon süreçlerine kıyasla avantajlardan bazıları son ürünün A sınıfı biyokatı kriterlerini sağlaması, biyokatıların ön artırımının gerekli olmaması, prosesi başlatmak, işletmek ve sonlandırmak için basit mekanik sistemlerin yeterli olması olarak sayılabilir (Agarwal, 2004).

ATAD prosesi sahip olduğu yüksek reaksiyon hızı ve düşük hidrolik bekleme süresi (6-10 gün) sayesinde, konvansiyonel aerobik ve anaerobik proseslere göre daha küçük reaktör hacmine sahiptir. Bu sayede, ATAD için gerekli olan alan ihtiyacı ve yatırım maliyeti daha azdır.

2. ATAD PROSESİNİN GELİŞİMİ

Çamurun bertarafı için artan çevresel ve yasal kısıtlamalar, çamurun azaltılması için sürdürülebilir ve ekonomik yöntemlerin geliştirilmesine olan ilgiyi artırmaya devam etmektedir. Tarım, gıda işleme ve çeşitli endüstrilerden elde edilen çok çeşitli sayıda çamur kaynağı bulunmaktadır. Bazı geleneksel atık bertaraf yöntemleri artan kısıtlamalara tabi tutulmakta ve bazılarının uygulamaları



kademeli olarak azaltılmaktadır (Low and Chase, 1999).

ATAD, çamur pastörizasyonu için geliştirilmiş bir prosestir. EPA, termofilik aerobik çürütme prosesini şu şekilde tanımlar: '*sıvı çamur, aerobik koşullarda 10 gün kalış süresi ve 55-60°C sıcaklıkta, en az %38 uçucu katı madde indirgemesi için hava veya oksijenle karıştırılır*' (EPA, 1990). ATAD aynı zamanda patojen giderimi yapan bir proses olarak da tanımlanabilir; çünkü ATAD prosesi sayesinde Sınıf A türü biyokatı üretilebilmektedir ve bu ürün herhangi bir kısıtlamaya maruz kalmadan tarımsal alanlarda kullanılabilir. Eğer yoğunlaştırılmış çamur izole bir reaktör içerisinde havalandırılırsa, herhangi bir harici ısı kaynağı olmadan sıcaklık artarak termofilik seviyelere (45-65°C) ulaşabilir. Bu nedenle proses, ototermik, otomatik ısınan veya ototermal olarak adlandırılır (Kelly and Mavinic, 2003).

ATAD prosesi, arıtma çamurları ve hayvansal atıkların aerobik termofilik çürütülmesi için geliştirilmiş ve ilk araştırmaları Avrupa ve Kuzey Amerika'da yapılmıştır (Kambhu and Andrews, 1969; Pöpel and Ohnmacht, 1972). 1970'li yıllarda, tek aşamalı bir

proses kullanan birinci nesil ATAD teknolojisi araştırılmış ve domuz ve kanatlı hayvan atıkları havalandırma yapıldığında yüksek sıcaklıklar üretilmiştir. Sonuç olarak, bu çalışma uzmanlaşmış havalandırıcıların geliştirilmesiyle sonuçlanmıştır (Schwinning, 2000). İlk ticari ATAD tesisi ise Vilsbiburg, Almanya'da faaliyet göstermiştir (Fuchs and Fuchs, 1980; Schwinning et al., 1993). Bertaraf seçenekleri sınırlı hale geldikçe, kentsel çamur ve hayvan atıklarının arıtımı için ATAD kullanımına olan ilgi her geçen gün artmaktadır.

Ancak, ototermal koşulların mikrobiyal aktivite ile sağlandığı laboratuvar ve pilot ölçekli kısıtlı sayıda çalışma mevcuttur. Birçok laboratuvar ölçekli çalışmada termofilik koşulların stabilizasyon sürecine etkisinin incelenmesi amacıyla reaktör harici ısı kaynağı kullanılarak ısıtılmıştır. Sreekrishnan et al. (2007) tarafından yürütülen çalışmada 10, 20, 30, 40, 50 ve 60 gr/L katı madde içeriğine sahip arıtma çamurlarının ATAD sistemi ile stabilizasyon performansı incelenmiştir. 1,5 L/dk oksijen debisi sıcaklık ototermal olarak 55°C'ye çıkarılmıştır. ATAD prosesi sonucunda



50 gr/L UKM içeriğinde yaklaşık %80'lik bir giderim sağlanmıştır. Cheng and Zhou (2008) tarafından yürütülen çalışmada farklı UKM konsantrasyonlara sahip çamurların 2,25 m³ hacimli pilot ölçekli ATAD reaktöründe stabilizasyonu süreci incelenmiştir. Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımında 10-12 m³/sa hava debisi uygulanarak sıcaklık ototermal olarak 45-55°C aralığına yükselmiştir. 15 gün süren bu deneyinin sonucunda ise en yüksek UKM giderim verimi %48,7 olarak belirlenmiştir.

Jain et al. (2009) tarafından aerobik stabilizasyon sırasında ototermal koşulların sağlanması amacıyla yürütülen çalışmada, aşı çamuru olarak termofilik sülfür oksitleyici bakteriler kullanılmıştır. Başlangıçta 40 gr/L TKM ve 30,2 gr/L UKM konsantrasyonlarına sahip atık aktif çamura termofilik sülfür bakterisinin eklenmesi ile başlatılan stabilizasyon çalışmasında, sıcaklık 8 saat için 60°C'nin üzerine çıkmış ve 24 saat sonunda %33 oranında UKM giderimi elde edilmiştir. Liu et al. (2011) tarafından arıtma çamurları 10 m³ hacimli pilot ölçekli ATAD reaktöründe stabilizasyona tabi tutulmuştur. 10-12

m³/sa oksijen debisi ile yürütülen stabilizasyon çalışmalarının 15. gününde sıcaklık ototermal olarak 61,5°C'ye çıkmış ve bu koşullarda %41,2 UKM giderim verimi elde edilmiştir.

3. ATAD PROSESİNİN TASARIMI

Yeterli oksijen seviyesinin bulunmasını gerektiren aerobik çürütme prosesi iki ana aşamadan oluşmaktadır: (i) Biyolojik olarak bozunabilir maddelerin direkt oksidasyonu ve (ii) Mikrobiyal hücre maddelerinin oksidasyonu (İçsel solunum).

Biyolojik aktiviteden ısı üretimi, biyolojik reaktörde eş zamanlı olarak gerçekleşen bu iki ayrı prosenin yan ürünüdür. Biyokütle sentezi boyunca, biyolojik olarak parçalanabilir organik madde parçalanırken çoğalma nedeniyle serbest enerji değişiminin sonucu olarak ısı açığa çıkar.

Karbon kaynağı olarak kullanılan organik madde tükendiği zaman, mikroorganizmalar kendi protoplazmalarını tüketerek hücre bakım reaksiyonları için enerji elde etmeye başlarlar. Bu süreç içsel solunum fazı olarak adlandırılır. İçsel solunumda ısı, hücresel materyalinin



oksidasyonunun bir sonucu olarak üretilir.

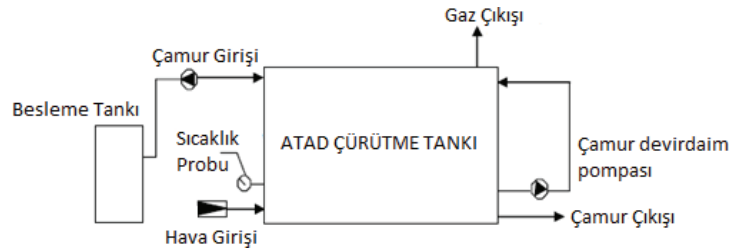
Sonuçta, biyokütle karbondioksit, su ve azota aerobik olarak okside edilir ve böylece çamurun uçucu katı madde içeriği azalır. Hücre dokusunun yaklaşık %15-80'i okside edilebilir ve geri kalan kısmı, biyolojik olarak bozunmayan asal bileşenler ve organik bileşiklerden oluşmaktadır. Biyolojik oksidasyon sırasında enerji ısı olarak çevreye yayılırlar. Ototermal şartlar, ısı üretiminin ve sistemden ısı kaybının kontrol edilmesiyle oluşturulur.

ATAD, çamurun miktarını azaltarak nihai bertaraf için daha az atık oluşumu sağlar (D'Antonio, 1983; Deeny et al., 1991). Termal olarak yalıtılmış bir tank içerisinde uygun oranda yoğunlaştırılmış bir substratın beslenmesi sırasında yeterli oksijen/hava sağlanması ile çamurun

kendi kendine ısınması ile termofilik sıcaklıklar (45-65°C) sağlanabilmektedir (Şekil 1). Sıcaklığın yükselmesiyle termofilik bakteriler seçici olarak baskın hale gelir (Kelly, 2006; Ros and Zupancic, 2002; Zhou et al., 2002).

ATAD sisteminin tasarımı ve işletilmesi, tesise gelen çamurun özellikleri, stabilizasyon ve dezenfeksiyon için istenen koşullara göre her tesis için farklıdır.

Genel olarak yüksek organik madde giderim verimi elde edebilmek için ATAD prosesinin tasarımı sırasında göz önünde bulundurulması gereken başlıca faktörler; giriş toplam katı madde ve uçucu katı madde miktarları, sıcaklık, havalandırma ve karıştırma ekipmanları ile köpük oluşumudur (Spinosa and Vesilind, 2001). (Çizelge 1).



Şekil 1. ATAD Reaktörü (Cheng and Zhou, 2008)



Çizelge 1. ATAD Prosesi için Tipik İşletme Parametreleri (Spinosa and Vesilind, 2001)

Parametre	Değer
Giriş katı madde, (%)	4-6
Organik madde (% , giriş TKM'de)	60
Hidrolik alıkonma zamanı, gün	5-9
Hava gereksinimi (m ³ /m ³ /saat)	2-4
Organik madde indirgenmesi, (%)	25-65

3.1. Giriş Toplam Katı Madde ve Uçucu Katı Madde Miktarları

Uçucu katı maddenin biyolojik parçalanması ile üretilen ısı enerjisi ATAD reaktörlerinde sıcaklık artışına önemli katkılar sağlar. Bu nedenle, oksidasyondan ısı sağlamak için yeterli miktarda biyolojik olarak bozunabilir organik maddeler olmalıdır. Yoğunlaştırılmış çamurun toplam katı madde (TKM) miktarının %3 veya daha az olması yüksek sıcaklık oluşturmak için yeterli enerjiyi sağlayamayabilir. Kelly and Warren (1997) tarafından yürütülen çalışmada, ototermal koşulların sağlanması için katı madde miktarının %4-6 olması gerektiği belirlenmiştir. Diğer yandan, yüksek katı madde konsantrasyonlarında da yeterli miktarda karıştırma sağlanamayacağı için katı madde konsantrasyonunun belli bir sınırı üzerine çıkmaması gerekir. Genel olarak yoğunlaştırılmış çamurun katı madde değeri %6'dan fazla olmamalıdır (Zambrano, 2011). Uygun

katı madde miktarına ulaşmak için genellikle, ön-yoğunlaştırıcı kullanılır.

3.2. Havalandırma ve Karıştırma

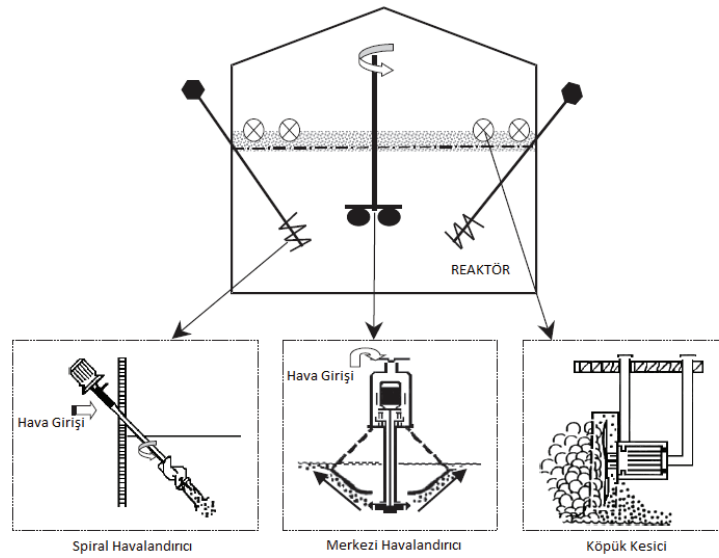
İyi havalandırma, organik maddelerin oksidasyonuna ve çamur karışımına katkıda bulunur. Oksijen ve karıştırma gereksinimleri birbiriyle ilişkilidir ve reaktör tasarımı için merkezi bir noktadır. Tipik bir ATAD sistemi için havalandırma donanımı tasarımı Şekil 2'de yer almaktadır. Hava girişi tasarım değeri %2,5-5,0'lik bir toplam uçucu katı madde konsantrasyonuna sahip çamurun beslenmesine ve çamuru tamamen basit son ürünlere okside etmek için gerekli asgari oksijen gereksinimlerini belirtir. Gerekli minimum oksijen miktarı: 1,42 kg O₂/kg'dir (EPA, 1990).

Çamurun uygun/yeterli oranda havalandırılması oldukça önemlidir. Hava, ihtiyaç duyulandan daha yüksek bir oranda sağlanırsa, buharlaşmalı ısı kaybı, yüksek sıcaklık reaktörlerinde



bir ısı kaybı yaratacaktır. Aksine, yeterli oksijen sağlanmazsa, mikro-aerofilik koşullar reaktörlerde uçucu yağ asitlerinin birikmesine ve sonuçta kokuların oluşmasına neden olacaktır (EPA, 1990). ATAD genellikle, küçük

ve orta büyüklükteki belediyeler (25.000-100.000 kişi) için kullanıldığında daha uygun ve daha ekonomiktir (Kelly, 1999; Stentiford, 2001; Tchobanoglous et al., 2003).



Şekil 2. ATAD Sisteminde Havalandırma ve Köpük Kontrolü (Schwinning et al., 1993)

3.3. Çamur Besleme ve Sıcaklık Kontrolü

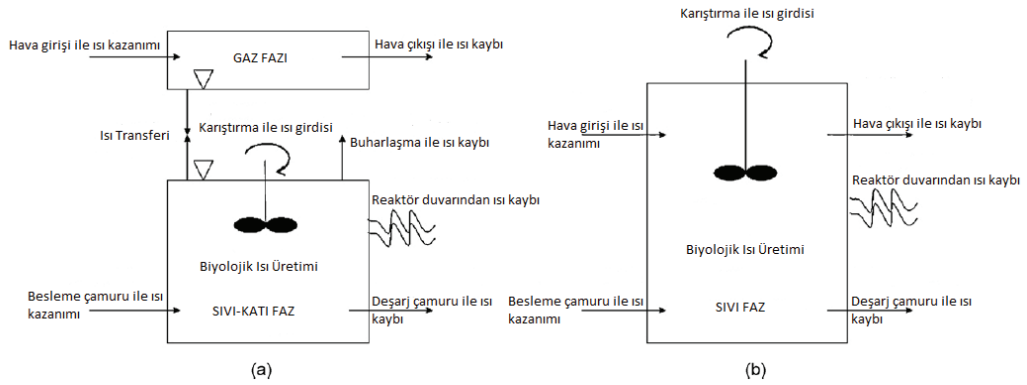
ATAD prosesi sırasında uçucu katıların bozunması ana enerji kaynağını oluşturmaktadır ve besleme materyalinin kalitesi, reaktörde termofilik sıcaklıklara ulaşılmasını sağlamak için kritik önem taşır.

Ayrıca, havalandırıcılardan gelen mekanik karıştırma enerjisinden de bir miktar ısı temin edilir. Ototermal

koşullar, karıştırıcılar ile mikrobiyal parçalanma sonucu ortaya çıkan ısı ve sistemden çıkan ısı kaybı arasındaki dengeye bağlı olarak sürekliliğini devam ettirir. Enerji dengesi ATAD prosesi için dikkate alınması gereken önemli bir tasarım parametresidir. ATAD sistemi için temel enerji akış diyagramı Şekil 3'te yer almaktadır (EPA, 1990; Stentiford, 2001; Gomez et al., 2007).

Diğer yandan, sıcaklığının belli bir noktayı aşması durumunda biyolojik aktivite inhibe olur. Literatürde mikroorganizmaların inhibe olduğu kesin bir sıcaklık mevcut değildir ancak, 65°C'nin üzerinde hücre

parçalanmasının gerçekleştiği (Stentford, 2001), reaksiyon hızının 55°C'de maksimuma ulaştığı ve 75°C sıcaklıkta sıfıra indiği (EPA, 1990) rapor edilmiştir.



Şekil 3. ATAD Prosesi için Enerji Dengesi (Gomez et al., 2007)

3.4. Proses Kontrolü

ATAD reaktörleri içindeki havalandırıcılar üzerinde katılar birikerek kirlilik oluşturur ve sisteme verilen havanın verimliliğini azaltır. Prosesin hava ihtiyacını tam olarak karşılayabilmek ve tıkanmaları önlemek için havalandırıcıların düzenli olarak bakımının yapılması gerekmektedir (Layden and Bartlett, 2005; Layden, 2007).

ATAD işletimi sırasında yüksek biyokütle konsantrasyonu, sürekli havalandırma ve termofilik sıcaklıklar

nedeniyle köpük oluşumu kaçınılmazdır (Rozich and Colvin, 1997; Lapara and Alleman, 1999). Bunun sebebi, hücre proteinler, lipidler, yağ ve gres malzemelerinin parçalanarak çözeltiliye karışmasıdır. Aşırı köpük havanın çürümüş çamur kütlelerine girmesini engeller. Köpük tabakasının kontrolü önemlidir; ancak köpük tabakası, oksijen kullanımını iyileştirir, yalıtımı sağlar ve biyolojik aktiviteyi artırır. Scisson (2003) tarafından yapılan çalışmada ATAD sistemlerinin protein parçalanmasının bir sonucu olarak köpük oluşturduğunu ancak etkili bir sisteme sahip olmak



için bu köpük tabakasının büyümesinin giderilmesi yerine kontrol edilmesi gerektiği belirtilmektedir. Kontrolsüz aşırı köpük reaktörden katı kaybına neden olabilmektedir. Kontrollü bir köpük tabakası ise tankları izole etmeye yardımcı olur. Schwinning (1996) tarafından yapılan çalışmada köpüğün ototermal koşullara ve ayrıca toplam ısı transfer katsayısına katkıda bulunduğu belirtilmektedir. Aşırı köpürme dönemlerinde kum tutuculardan dolayı hava hacminin önemli ölçüde azalmasını ve çarkların erimesini önlemek için bu havalandırıcıların su ile yıkanması gerekmektedir (EPA, 1990).

4. SONUÇ

Su kaynakları üzerindeki baskıyı azaltmak için kurulan atıksu arıtma tesisleri atıksu arıtımında her ne kadar büyük bir öneme sahip olsalar da, arıtma prosesleri sonucu ortaya çıkan arıtma çamurları sorun oluşturmaktadır.

Günümüzde arıtma çamurlarının arıtımı için birçok yöntem mevcuttur. Bu yöntemlerden birisi olan ATAD, hem stabilizasyon hem de patojen giderimi açısından diğer yöntemlere göre çeşitli avantajlar sağlamaktadır.

ATAD prosesi dayanıklı bir proses olup, dışardan harici ısı kaynağı ihtiyacı olmaksızın, reaktör içerisinde 45-65°C sıcaklıklara ulaşabilmektedir. Bu sayede proses kendine yeten bir sistem özelliğine sahiptir. Termofilik sıcaklıklar sayesinde mikrobiyal aktivite sürekliliği devam etmekte ve organik madde giderimi verimli bir şekilde gerçekleşmektedir. ATAD son ürünü olan A sınıfı biyokatı, birkaç kısıt dışında (ağır metaller) tarımsal alanlarda herhangi bir kısıtlamaya maruz kalmadan kullanılabilir.

KAYNAKLAR

- Agarwal, S., 2004, *Conditioning and Dewatering Behavior of ATAD Sludges*, Virginia Polytechnic Institute and State University, Çevre Mühendisliği Bölümü, Yüksek Lisans Tezi, Virginia, ABD.
- Andreoli, C.V., Sperling, M.V., Fernandes, F., Ronteltap, M., 2007, *Sludge Treatment and Disposal*, IWA, Londra.
- Bernard, S., Gray, N.F., 2000, *Aerobic Digestion of Pharmaceutical and Domestic Wastewater Sludges at Ambient Temperature*, *Water Research*, 34, pp.725-734.
- Cheng, J.H., Zhu, N.W., 2008, *Effect of Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Operation on Reactor*



- Temperatures, 2nd Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (ICBBE 2008), Shanghai, Çin.
- Çokgör, E.U., Pehlivanoğlu-Mantaş, E., Okutman Taş, D., İnsel, G., Aydın, E., Ölmez-Hancı, T., Görgün, E., 2010, *Biyolojik Arıtma Çamurlarının Aerobik Stabilizasyonunun Değerlendirilmesi, İtüdergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20, ss.57-65.
- D'antonio, G., 1983, *Aerobic Digestion of Thickened Activated Sludge Reaction Rate Constant Determination and Process Performance*, *Water Research*, 17, pp.1525-1531.
- Deeny, K., Hahn, H., Leonard, D., Heidman, J., 1991, *Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion*, *Water Environmental Technology*, 3, pp.65-72.
- EPA, 1990, *Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater Sludge Report*, EPA/625/10-90/007, Environmental Protection Agency, Washington, ABD.
- Filibeli, A., 2013, *Arıtma Çamurlarının İşlenmesi (7. Basım)*, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları, İzmir.
- Fuchs, H., Fuchs, L., 1980, *Exotherme, Aerobic-Thermophilic Stabilization Verfahrenstechnik, Energiehaushalt, Hygiene, Korrespondenz Abwasser*.
- Gomez, J., de Gracia, M., Ayesa, E., Garcia-Heras, J.L., 2007, *Mathematical Modelling of Autothermal Thermophilic Aerobic Digesters*, *Water Research*, 41, pp.959-968.
- Jain, R., Pathak, A., Sreekrishnan, T.R., Dastidar, M.G., 2009, *Auto Heated Thermophilic Aerobic Sludge Digestion and Metal Bioleaching in a Two-Stage Reactor System*, *Journal of Environmental Sciences*, 22, pp.230-236.
- Kambhu, K., Andrews, J.F., 1969, *Aerobic Thermophilic Process for the Biological Treatment of Wastes-Simulation Studies*, *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 41, pp.127-143.
- Kelly, H.G., Warren, R., 1997, *Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Design*, *Proceedings ASCE/CSCE Joint Environmental Engineering Conference*, Canada.
- Kelly, H.G., 1999, *Comparing Biosolids Treatment of Thermophilic Digestion, Thermal-Chemical and Heat Drying Technologies*, *Fourth European Biosolids and Organic Residuals Conference*, Wakefield, UK.
- Kelly, H.G., Mavinic, D.S., 2003, *Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Research Application and Operational Experience*, *WEFTEC 2003 Workshop W104 Thermophilic Digestion*, Los Angeles.
- Kelly, H.G., 2006, *Emerging Processes in Biosolids Treatment*, *Journal of*



- Environmental Engineering and Science*, 5, pp.175-186.
- Lapara, T.M., Alleman, J.E., 1999, *Thermophilic Aerobic Biological Wastewater Treatment*, *Water Research*, 33, pp.895-908.
- Layden, N., Bartlett, J., 2005, *Production of Biosolids by ATAD from a Highly Variable Municipal Source*, *The 10th European Biosolids and Biowastes Conference and Workshop*, Wakefield, UK.
- Layden, N., 2007, *An Evaluation of Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD) of Municipal Sludge in Ireland*, *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6, pp.19-29.
- Liu, S.G., Zhu, N.W., Loretta, L., 2011, *The One-Stage Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion for Sewage Sludge Treatment*, *Chemical Engineering Journal*, 174, pp.564-570.
- Low, E.W., Chase, H.A., 1999, *Reducing Production of Excess Biomass during Wastewater Treatment*, *Water Research*, 33, pp.1119-1132.
- Nowak, O., 2006, *Optimizing the Use of Sludge Treatment Facilities at Municipal WWTPs*, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 41, pp.1807-1817.
- Öztürk, İ., Timur, H., Koskan, U., 2005, *Atıksu Arıtımının Esasları*, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı. İstanbul, Türkiye.
- Pöpel, F., Ohnmacht, C., 1972, *Thermophilic Bacterial Oxidation of Highly Concentrated Substrates*, *Water Research*, 6, pp.807-815.
- Qasim, S.R., 1999, *Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation*, CRC Press Yayınları, ABD.
- Ros, M., Zupancic, G.D., 2002, *Thermophilic Aerobic Digestion of Waste Activated Sludge*, *Acta Chimica Slovenica*, 49, pp.931-943.
- Rozich A.F., Colvin R.J., 1997, *Design and Operational Considerations for Thermophilic Aerobic Reactors Treating High Strength Wastes and Sludges*, *Proceedings of the 52nd Industrial Waste Conference*, Purdue University, Ann Arbor, MI, ABD.
- Schwinning, H.G., Deeny, K., Fuchs, L., 1993, *ATAD: An Effective PFRP Alternative*, 66th Annual Conference and Exposition, California, USA.
- Schwinning, H.G., 1996, *Autoheated Thermophilic Digestion of Industrial Sewage Sludge*, WEFTEC '96, Water Environment Federation 69th Annual Conference & Exposition, ABD.
- Schwinning, H.G., 2000, *ATAD: Found, Developed, Forgotten a Historical and Practical Assessment of a Technology for Stabilization and Disinfection of Animal Manure*, Water Environment Federation, Professional Development Series, ABD.



Scisson, J.P., 2003, *ATAD, the Next Generation: Design, Construction, Star-up and Operation of the First Municipal 2nd Generation ATAD*, WEF/AWWA/CWEA, Joint Residuals and Biosolids Management Conference and Exhibition, Baltimore.

Spinosa, L., Vesilind P.A., 2001, *Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization*, IWA Yayınları, İngiltere.

Sreekrishnan, T.R., Nosrati, M., Narayanan, R., 2007, *An Energy-Efficient Process for Treatment of Sewage Sludge*, Department of Biochemical Engineering and Biotechnology Indian Institute of Technology Delhi, New Delhi Hindistan.

Stentiford, E.I., 2001, *Aerobic Digestion, Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization*. Editör: Spinosa, L., Vesilind, P.A., IWA Yayınları, İngiltere.

Tchobanoglous, G., Burton F.L., Stensel, H.D., 2003, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Metcalf and Eddy Inc. McGraw-Hill Yayınları, ABD.

Zambrano, J., 2011, *Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion: Design of Controllers and Benchmarking Validation*, Doktora Tezi, University of Navarra, İspanya.

Zhou, J., Mavinic, D.S., Kelly, H.G., Ramey, W.D., 2002, *Dewaterability of*

Thermophilically Digested Biosolids: Effects of Temperature and Cellular Polymeric Substances, CSCE/ASCE-EWRI Environmental Engineering Conference, Kanada.



Araştırma Makalesi

DÖNGÜ SÜRESİ VE ORGANİK KARBON İÇERİĞİNİN AMONYUM OKSİTLEYEN BAKTERİLER ÜZERİNE ETKİSİ

Ahmet Duyar¹, Vildan Akgül², Dilek Yardımciel¹, Kenan Taşdemir¹, Sümeyra Onar¹, Şebnem Özdemir², Dilek AKMAN² Kevser Cırık¹

¹Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 46100,
Kahramanmaraş, Türkiye

²Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Biyomühendislik ve Bilimleri, 46100,
Kahramanmaraş, Türkiye

ahmetduyar23@hotmail.com

Özet: Bu çalışmada ilk olarak ardışık kesikli reaktörde değişen döngü süresi (4, 2, 1 sa) ve pH (8,0; 8,5; 8,8)'da kısmi nitrifikasyon performansı araştırılmıştır. Daha sonra elde edilen optimum döngü süresi ve pH değerinde reaktöre ilave edilen farklı konsantrasyonlarda organik maddenin (10-20-30 mg KOİ/L) kısmi nitrifikasyon prosesine etkisi incelenmiştir. Sistem performansı amonyum, inorganik karbon (İK), nitrit, çözülmüş oksijen (DO), indirgenme yükseltgenme potansiyeli (ORP), pH parametreleriyle değerlendirilmiştir. Sistemde döngü süresinin azalmasıyla kısmi nitrifikasyon prosesinin performansının arttığı gözlemlenmiştir. Bununla birlikte döngü süresinin 1 saat olduğu çalışma koşulları amonyum oksitlenmesi için yetersiz kalmış ve amonyum giderim verimi %18,9 olarak elde edilmiştir. pH'ın 8'den 8,5'e artırılmasıyla amonyum giderim verimi %27'den %64'e artmıştır. Bununla birlikte pH 8,8 değerinde amonyum giderimi gözlenmemiştir. Son olarak düşük KOİ konsantrasyonlarında dahi kısmi nitrifikasyon prosesinin inhibe olduğu gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Amonyum Oksitleyen Bakteriler(AOB), Döngü Süresi, Nitrifikasyon, Organik Karbon, pH

EFFECT OF CYCLE TIME AND ORGANIC CARBON CONTENT ON AMMONIUM OXIDIZING BACTERIA

Abstract: In this study, partial nitrification performance was initially investigated under varying cycle times (4-2-1 h) and pH values (8-8.5-8.8) in sequencing batch reactor (SBR). Afterwards, effect of the increasing organic carbon concentration (10-20-30 mgCOD/L) on reactor performance to optimize the partial nitrification process was studied at the best-performed cycle time and pH. System performance was evaluated by ammonium, inorganic carbon, nitrite, dissolved oxygen (DO), oxidation reduction potential (ORP) and pH parameters. Decreasing reaction time increased partial nitrification performance, which was evaluated based on influent and effluent parameters. However, 1h reaction time was found insufficient for complete ammonium oxidation and ammonium removal which was reached to 18.9%. Ammonium removal efficiency was increased by increasing pH value from 8 and 8.5 corresponding to 27% and 64% ammonium removal efficiency, respectively. However, ammonium oxidation was not observed at pH 8.8. Finally, it was observed that partial nitrification was inhibited even at low COD concentration.

Makale Gönderim Tarihi: 10.05.2019

Makale Kabul Tarihi: 22.05.2019



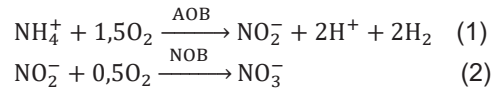
Keywords: Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB); Cycle Time, Nitrification, Organic Carbon, pH

1. GİRİŞ

Azotlu bileşiklerin alıcı ortama deşarjı kontrol altında tutulmadığında ötrofikasyon gibi problemler ile karşı karşıya kalınmaktadır (Ge et al., 2015). Bu nedenle azot içeren atıksuların arıtılarak deşarj edilmesi büyük önem kazanmaktadır.

Azot bileşikleri birçok atıksuda nitrat, nitrit ve özellikle amonyum formunda yüksek miktarda bulunmaktadır (Sliekers et al., 2002). Amonyum içeriği yüksek atıksuların biyolojik arıtımı genellikle konvansiyonel nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesleri ile sağlanmaktadır (Jianlong and Ning, 2004). Nitrifikasyon prosesinde elektron verici kaynağı olarak amonyum, elektron alıcı kaynağı olarak oksijen kullanılmaktadır. Bu proses iki aşamada gerçekleşmektedir. İlk aşamada amonyum (NH_4^+) nitrite (NO_2^-) dönüşmekte ve bu aşamadan sorumlu mikroorganizma grubu amonyum oksitleyen bakteriler (AOB) olarak adlandırılmaktadır (Denklem 1). 2. aşamada nitrit (NO_2^-) nitrata (NO_3^-) dönüşmektedir ve bu aşamadaki

mikroorganizma grubu nitrit oksitleyen bakteriler (NOB)'dir (Denklem 2).



Denitrifikasyon prosesinde ise anoksik koşullar altında organik elektron vericisi kullanımı ile NO_3^- , azot gazına (N_2) dönüştürülerek ortamdaki uzaklaştırılmaktadır. Ancak bu proseslerin işletim maliyetini düşürmek amacıyla, son yıllarda klasik nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesinin aksine düşük oksijen ve organik karbon gereksinimine ihtiyaç duyan yeni biyolojik azot giderim teknolojilerinin geliştirilmesine yönelik pek çok çalışma yürütülmektedir. Bunlardan birisi de kısmi nitrifikasyon prosesidir (Khin and Annachhatre, 2004).

Kısmi nitrifikasyon, atıksu arıtımının sürdürülebilirliğini iyileştirmek için çok umut verici bir süreç olarak kabul edilmektedir. Bu süreç, oksijen gereksiniminde azalma, daha düşük işletme maliyeti, enerji tasarrufu, heterotrofik denitrifikasyon için daha az organik substrat gereksinimi, daha az



biyokütle üretimi, reaktör hacminde küçülme ve bu nedenle de yatırım maliyetinde azalma gibi avantajlar sağlamaktadır (Surmacz-Gorska et al., 1997). Kısmi nitrifikasyon prosesi, amonyum oksitleyen bakteriyi (AOB) inhibe etmeden nitrit oksitleyen bakterinin (NOB) aktivitesinin yavaşlatılması veya durdurulması prensibine dayanmaktadır (Ruiz et al., 2006). Literatürde de yapılan çalışmaların birçoğunda NOB'lerin büyüme hızlarının azaltılması veya inhibe edilmesiyle kısmi nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilmeye çalışılmıştır. Ancak AOB'lerin büyüme hızlarını optimize etmek için çevresel faktörler ve/veya arıtmadaki işletme koşulları değiştirilerek kısmi nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilebilir (Ciudad et al., 2007). Literatürde pek çok araştırmacı serbest amonyak konsantrasyonu, pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen konsantrasyonu gibi çeşitli parametrelerin kısmi nitrikasyon prosesi üzerine etkilerini incelemiştir (Gu et al. 2012). Buna ek olarak birkaç çalışma karbon/azot oranının AOB'ler üzerine etkisini incelemiştir.

Corral et al. (2005) 0,2 g TOK/L konsantrasyonunda Asetat eklendiğinde, AOB'ler üzerinde uyarıcı bir etki gözlemlenmiştir. Ancak 0,3 g

TOK/L'den daha yüksek konsantrasyonlarda AOB'ler üzerinde inhibe edici bir etki ile sonuçlandığını belirtmişlerdir. Bu durumun ototrof ve ototrof bakteri grublarının arasındaki substratlar için bir rekabetten kaynaklandığını belirtmişlerdir.

Bu nedenle AOB'lerin sistemde baskın hale gelmesi için sistem performansını etkileyen parametrelerin ortaya konulması ve uygulama stratejilerinin belirlenmesi gerekmektedir. Bu çalışmada kısmi nitrifikasyon prosesinde değişen döngü süresinin, pH'nın ve organik karbon konsantrasyonunun tam karışimli kesikli biyoreaktörde AOB'ler üzerine etkisi incelenmiştir.

2. MATERYAL METOT

2.1. Deneysel Plan

Tam karışimli ardışık kesikli biyoreaktörde (TAKR) kısmi nitrifikasyon basamağı farklı işletme parametreleriyle incelenmiştir (Çizelge 1). Çalışmanın I. aşamasında TAKR sisteminde elektron verici kaynağı olarak amonyum azotu, elektron alıcı kaynağı olarak oksijen ve karbon kaynağı olarak inorganik karbon (İK) kullanılarak 4, 2 ve 1 saatlik döngü



sürelerinin AOB performansı üzerine etkisi araştırılmıştır.

II. aşamada optimum döngü süresinde değişen pH değerlerinin (8, 8,5 ve 8,8) AOB performansı üzerine etkisi araştırılmıştır.

Çalışmanın III. aşamasında ise reaktöre farklı konsantrasyonlarda organik karbon ilave edilerek TAKR'de kısmi nitrifikasyon performansı incelenmiştir.

Çizelge 1. Reaktör İşletim Koşulları

Aşamalar	Döngü Süresi (sa)	pH	KOİ (mg/L)
I. Aşama	4	Kontrolsüz	-
	2	Kontrolsüz	-
	1	Kontrolsüz	-
II. Aşama	2	8	-
	2	8,5	-
	2	8,8	-
III. Aşama	2	8,5	10
	2	8,5	20
	2	8,5	30

2.2. Reaktör

Laboratuvar koşullarında Biostat B plusfermantör (Melsungen, Germany) kullanılmıştır. Reaktörün çalışma hacmi 5 L olup mikroorganizmaların karışımı 150 rpm'de sağlanmıştır. TAKR sistemi; 0,5 saat doldurma, 4-2-1 saat reaksiyon, 0,5 saat çökeltme, 5 dakika boşaltma olmak birbirini takip eden üzere dört fazda işletilmiştir. Reaktörde sıcaklık 25°C'de su ceketini ile sabit tutulmuştur. Aerobik ortam koşulları hava pompaları yardımı ile sağlanmıştır. Sıcaklık, ÇO, pH, ORP (redoks potansiyeli) parametreleri çalışma süresince online olarak

izlenmiştir. Reaktör kararlı koşullara ulaştıktan sonra deneysel veriler toplanmıştır.

2.3. Mikroorganizma

Kayseri evsel atıksu arıtma tesisi nitrifikasyon tankından alınan aşu çamuru daha önce laboratuvar ortamında sınırlı oksijen verilerek yapılan kısmi nitrifikasyon çalışmasında kullanılmıştır. Çalışmada mikroorganizmalar 24 ay sınırlı oksijen seviyesinde çalıştırıldığı için nitritin nitrate yükseltgenmesinden sorumlu mikroorganizma NOB'ler inhibe olmuştur ve çalışmamızda bu



mikroorganizmalar kullanarak AOB'ler için optimum koşullar belirlenmeye çalışılmıştır. Başlangıçta reaktörün MLSS konsantrasyonu yaklaşık 6000 mg/L olacak şekilde ayarlanmıştır. Her bir aşamanın sonunda reaktör içerisinden çamur atılarak MLSS konsantrasyonu 6000 mg/L işletilmiştir.

2.4. Simüle Atıksu içeriği

Çalışmada kullanılan simüle atıksu; mikroorganizmaların büyümesi için gerekli makro ve mikro nütrientlerin ilave edilmesiyle oluşturulmuştur. Oluşturulan simüle atıksu içeriği; NH₄Cl; 267,5 mg/L, NaHCO₃; 940 mg/L, Na₂HPO₄.H₂O; 112,8 mg/L, MgSO₄.7H₂O; 200 mg/L, ZnSO₄.7H₂O; 2,2 mg/L, CaCl₂.2H₂O; 7,3 mg/L, MnCl₂.4H₂O; 2,5 mg/L, CoCl₂.6H₂O; 0,5 mg/L, (NH₄)₆.Mo₇O₂.4H₂O; 0,5 mg/L, FeSO₄.7H₂O; 5 mg/L ve CuSO₄.5H₂O; 0,2 mg/L'dir.

2.5. Analizler

Sistem performansını belirlemek için amonyum, nitrit, nitrat, İK, KOİ, pH, ORP, ÇO ölçümleri yapılmıştır.

Analizlerden önce numuneler 4000 rpm`de 5 dakika santrifüj edilmiştir. Daha sonra numuneler 0,45 µm`lik sırınga filtreden geçirilerek analizler

yapılmıştır. Amonyum, nitrit, nitrat ölçümleri iyon kromatografisi cihazında (Dionex, Sunnyvale, CA, ABD) gerçekleştirilmiştir. İK analizlerinde TOC-VCPN (Shimadzu, TOC-VCPN, Kyoto, Japonya) cihazı kullanılmıştır. KOİ analizi için, HACH/DR 5000 spektrofotometre (HACH Company, Loveland, CO., ABD) ve test kitleri kullanılmıştır.

pH, ORP, ÇO reaktördeki pH, ORP, ÇO propları (Sartorius Stedim, Biostat B plus, Melsungen, Almanya) kullanılarak online olarak ölçülmüştür.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu çalışmada değişen döngü sürelerinin, pH'ların ve organik karbon konsantrasyonlarının AOB'ler üzerine etkisi araştırılmıştır. Sistem performansı amonyum giderme verimi, nitrit/nitrat akümüasyonu, ÇO, ORP, pH, KOİ parametreleri ile değerlendirilmiştir.

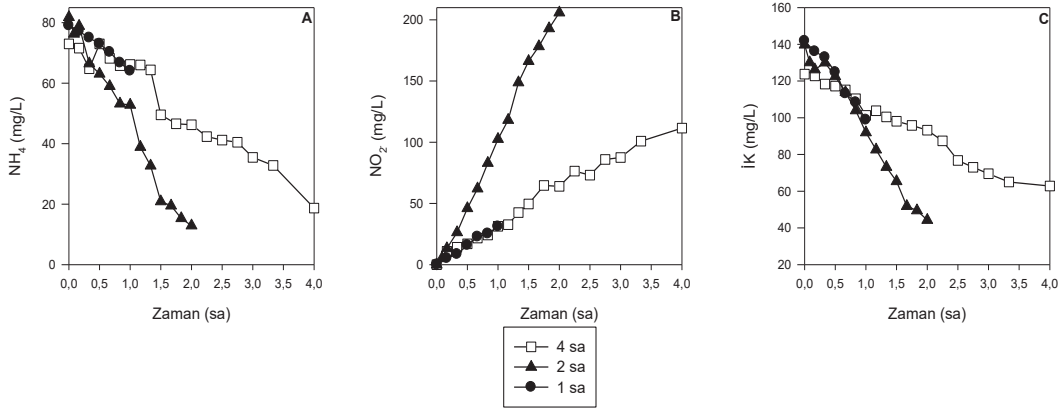
3.1. Farklı Döngü Sürelerinin AOB'ler Üzerine Etkisi

3.1.1. Farklı Döngü Sürelerinin NH₄⁺, NO₂⁻ ve İK Profiline Etkisi

Nitrifikasyon prosesi, iki basamakta gerçekleşmektedir. Birinci basamakta



amonyumun nitrite dönüşümünü sağlayan amonyum oksitleyen mikroorganizmalar (AOB) rol oynarken, ikinci basamakta oluşan nitritin nitrate dönüşümünü sağlayan nitrit oksitleyen mikroorganizmalar (NOB) rol oynamaktadır.



Şekil 1. Farklı Döngü Sürelerinin AOB'lerde (A) NH₄⁺, (B) NO₂⁻ ve (C) İK Profiline Etkisi

Şekil 1'de AOB'lerde farklı döngü sürelerinin NH₄⁺ giderimi, NO₂⁻ oluşumu ve İK giderimi üzerine etkisi yer almaktadır. 4, 2 ve 1 saatlik döngü sürelerinde amonyum giderim verimleri sırasıyla %74,4; %84,2 ve %18,9 olarak gözlemlenmiştir (Şekil 1A). Ancak çalışmada 1 sa döngü süresinin kullanıldığı çalışma koşullarında elde edilen düşük amonyum giderim verimi uygulanan reaksiyon süresinin yetersiz kaldığını göstermektedir.

Kısmi nitrifikasyon prosesinde amonyum, oksijen varlığında AOB'ler tarafından nitrite oksitlenmektedir. 4, 2 ve 1 saatlik döngü sürelerinde gözlemlenen çıkış nitrit

konsantrasyonları sırasıyla 110, 205 ve 30 mg/L olarak elde edilmiştir (Şekil 1B). Bu işletim koşullarında reaksiyon sonunda nitrat dönüşümü gözlenmemiş olup kısmi nitrifikasyon prosesi başarıyla gerçekleştirilmiştir. Li et al. (2013)'nin yaptıkları bir çalışmada aktif çamur sisteminde HRT'nin 30 saatten 5 saate düşürülmesi ile kısmi nitrifikasyon aktivitesinde önemli bir artış olduğunu belirtmişlerdir.

Çalışma boyunca karbon kaynağı olarak NaHCO₃ kullanılmış olup 140 mg/L'de sabit tutulmuştur. Değişen döngü sürelerinde inorganik karbon giderim profili amonyum oksidasyon



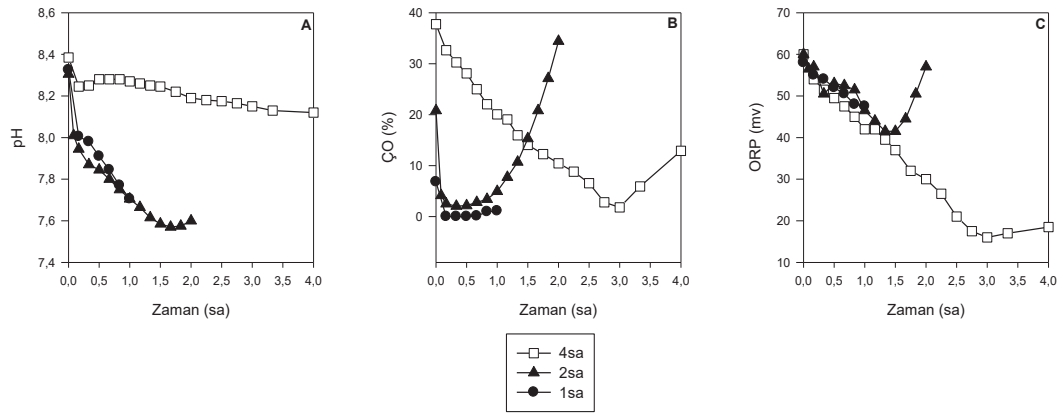
profilini ile uyum göstermektedir (Şekil 1A-C). 4, 2, 1 saatlik döngü sürelerini içeren işletim koşullarında İK ortalama giderim verimleri sırasıyla %48,8; %68,3 ve %21,2 olarak elde edilmiştir (Şekil1C).

3.1.2. Farklı Döngü Sürelerinin pH, ÇO ve ORP Profiline Etkisi

Kısmi nitrifikasyon prosesi 7-9 pH aralığında gerçekleşmektedir. Stokiyometrik olarak 1 mol amonyak azotunun yükseltgenmesi sonucu 2 mol H^+ iyonu açığa çıkmakta ve 2 mol alkalinite tüketilmektedir (Bkz. Denklem 1). Alkalitenin yeterli olmaması pH'nın düşmesine neden olmaktadır.

AOB'ler pH değişimine karşı hassas mikroorganizmalar olduğu için etkili kısmi nitrifikasyon prosesinin gerçekleşebilmesi için optimum pH'ın bulunması önemlidir.

Çalışmada farklı döngü sürelerinde meydana gelecek pH değişimlerini gözlemleyebilmek için reaktör pH kontrolü yapılmadan işletilmiştir. Atık suyun pH değeri 8,4 olarak sabit tutulmuştur. 4 saatlik döngü süresinde pH'nın 8,3'de sabit kaldığı gözlemlenirken 2 saat ve 1 saatlik döngü sürelerinde pH değerlerinin sırasıyla 7,6 ve 7,7'e düştüğü gözlenmiştir (Şekil 2A).



Şekil 2. Farklı Döngü Sürelerinin AOB'lerde (A) pH, (B) ÇO ve (C) ORP Profiline Etkisi

Şekil 2B'de farklı döngü sürelerinde gözlemlenen ÇO (%) profili verilmiştir. Çalışmada reaktöre ilave edilen

amonyum yükseltgenerek açığa çıkan elektronlar sistemdeki elektron alıcısı olarak görev yapan oksijen tarafından



kullanılmaktadır. Döngü süresinin 4 ve 2 saat olduğu koşullarda ÇO konsantrasyonu, amonyumun sisteme eklenmesi ile ani olarak düşmekte ve reaktördeki amonyum tükenene kadar sabit kalmaktadır. Sistemde amonyum tükendiğinde ise ÇO konsantrasyonunun artmaya başladığı gözlenmektedir (Şekil 2B). Ancak döngü süresinin 1 saat olduğu işletme koşulunda amonyumun tükenmesi için yetersiz kaldığından ÇO profilinde artış gözlenmemiştir.

Redoks potansiyeli (ORP), biyokimyasal süreçlerde elektron alma (indirgenme) eğilimini göstermektedir ve Şekil 2C'de ORP profili verilmiştir.

Tüm kimyasal süreçlerde ve işletim koşullarında yer alan bileşenlerin indirgenme potansiyeli farklıdır. Aerobik koşullarda gerçekleşen reaksiyonların gözlemlenmesi açısından ORP değerlerinin kontrolü önemli olmaktadır.

Sistemde elektron verici kaynağının (amonyum) tükenmesiyle mikroorganizmaların oksijeni kullanma hızının düştüğü görülmüştür (Bkz. Şekil 2B). Eş zamanlı olarak ORP değerinin yükselmesi her iki verinin birbirini doğruladığını göstermektedir (Şekil

2C).

Farklı döngü sürelerinin kısmi nitrifikasyon prosesine etkisinin değerlendirildiği bu aşamada döngü süresinin 2 sa olduğu işletme koşulunda en yüksek amonyum verimi giderim verimi ve nitrit akümüasyonu gerçekleştiği için optimum olarak belirlenmiştir.

3.2. Farklı pH Değerlerinin AOB'ler Üzerine Etkisi

3.2.1 Farklı pH Değerlerinin NH_4^+ , NO_2^- ve İK Profiline Etkisi

Kısmi nitrifikasyon prosesinde sistem performansını etkileyen önemli parametrelerden birisi de pH'dır. Kısmi nitrifikasyon prosesinde amonyumun oksidasyonu sırasında H^+ iyonu açığa çıkmakta ve bu durumda pH düşüşüne neden olmaktadır. AOB'lerin pH değişimlerinden etkilendiği birçok çalışmada vurgulanmıştır. Alleman (1984) nitrifikasyon için optimum pH'nın 7,9-8,2 arasında olduğunu ve daha yüksek pH'larda NOB'lerin inhibe olduğunu rapor etmiştir.

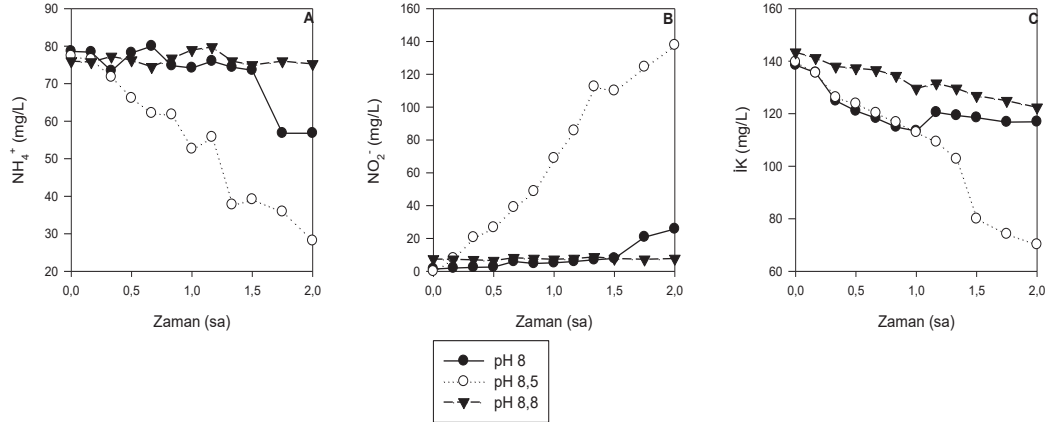
Çalışmanın bu aşamasında önceki aşamada optimum olarak bulunan 2 saatlik döngü süresinde farklı pH (8; 8,5; 8,8) değerlerinin AOB'ler üzerine



etkisi incelenmiştir.

Şekil 3A'da farklı pH değerlerinin amonyum giderim verimi üzerine etkisi verilmiştir. Çalışmada 2 saatlik döngü süresince pH'ın 8 ve 8,5 olduğu koşullarda ortalama amonyum giderim verimleri sırasıyla %27 ve %64 olarak gözlemlenirken pH'nın 8,8 olduğu

işletme koşulunda amonyum gideriminin inhibe olduğu gözlemlenmiştir. Yang and Ren (2012) ardışık kesikli reaktörde pH ve sıcaklığın kısmi nitrifikasyon prosesi üzerine etkisini araştırdıkları bir çalışmada pH 8,5'in NOB'leri inhibe ettiği ve AOB'lerin büyüme hızları için uygun olduğunu rapor etmişlerdir.



Şekil 3. Farklı pH'ların AOB'lerde (A) NH₄⁺, (B) NO₂⁻ ve (C) İK Profiline Etkisi

Kısmi nitrifikasyon prosesinde amonyum, oksijen varlığında AOB'ler tarafından nitrite oksitlenmektedir. pH'nın 8 ve 8,5 olduğu koşullarda nitrit akümülyasyonu sırasıyla 25 mg/L ve 137 mg/L olarak belirlenmiştir. Ancak pH 8,8'de amonyum giderimi gözlemlenmediği için (Şekil 3A) nitrit akümülyasyonu gözlenmemiştir (Şekil 3B).

pH'ın 8; 8,5; 8,8 olduğu koşullarda

ortalama inorganik karbon giderim verimleri sırasıyla %15,5; %50,1 ve %14,6 olarak gözlemlenmiştir.

3.2.2. Farklı pH Değerlerinin ÇO ve ORP Profiline Etkisi

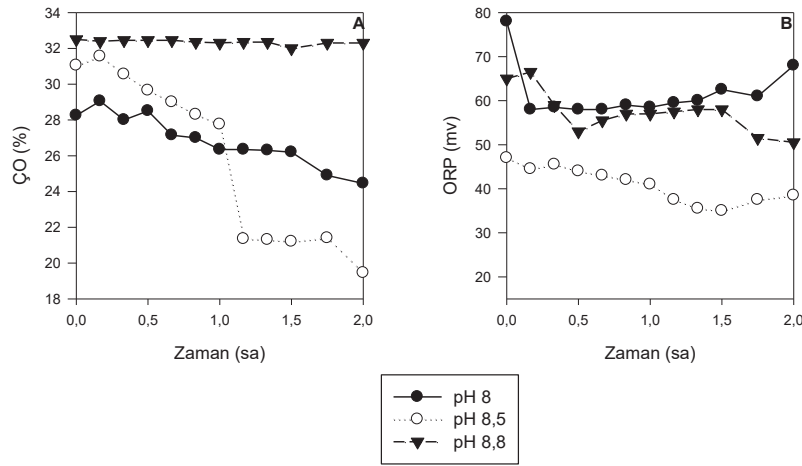
Amonyumu nitrite yükseltgeyen AOB'ler elektron alıcı olarak oksijeni kullanmaktadır. Şekil 4A'da AOB'lerin ÇO (%) profili gösterilmiştir. pH'nın 8 olduğu koşullarda amonyum giderim verimi düşük olduğu için tüketilen



çözünmüş oksijen konsantrasyonunun da düşük olduğu gözlenmiştir.

pH 8,5'de ise amonyum giderim profili ile paralellik göstermektedir. Çözünmüş oksijen ilk saat içerisinde yavaş bir şekilde tüketilirken 1,25

saatin sonunda amonyumun nitrite indirgenme hızı arttığı zaman ÇO konsantrasyonunda ani bir düşüş gözlemlenmiştir. pH 8,8 değerinde amonyum giderimi gözlenmediğinden ÇO konsantrasyonunda düşüş gözlemlenmemiştir.



Şekil 4. Farklı pH'ların AOB'lerde (A) ÇO ve (B) ORP Profiline Etkisi

ORP biyokimyasal süreçlerde elektron alma (indirgenme) eğilimini göstermektedir. ORP değerlerinin artı değerlere çıkması oksitlenme eğiliminin yüksek olduğunu göstermektedir. Sisteme elektron verici olarak eklenen amonyumun yükseltgenmesi ile açığa çıkan elektronların sistemdeki elektron alıcısı olarak görev yapan oksijen tarafından kullanılması reaksiyonun ilk saatlerinde ORP düşüşlerine neden olmuştur (Şekil 4B). Ayrıca kısmi nitrifikasyon prosesinin inhibe olduğu pH 8,8'de

ORP ve %ÇO profilinde herhangi bir değişiklik gözlenmemiştir.

Çalışmanın bu aşamasında 2 saatlik döngü süresince maximum amonyum gideriminin (%67) gözlemlendiği pH'ın 8,5 olduğu çalışma koşulu optimum olarak belirlenmiştir.

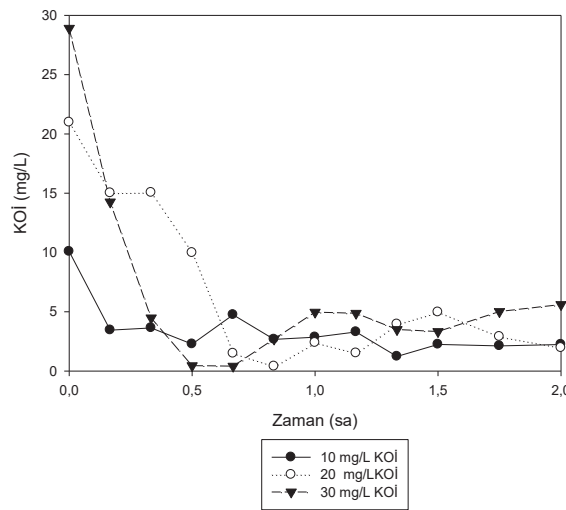
3.3. Farklı KOİ Konsantrasyonlarının AOB'ler Üzerine Etkisi

Çalışmanın üçüncü aşamasında kısmi nitrifikasyon prosesinde sisteme düşük konsantrasyonlarda karbon kaynağının



eklenmesinin AOB'ler üzerine etkisi araştırılmıştır (Şekil 5). Sisteme karbon kaynağı olarak asetat verilmiştir ve organik karbon varlığının (10, 20, 30 mg KOİ/L) amonyum giderimini ve nitrit akümülyasyonunu inhibe ettiği

gözlenmiştir. Mirhossaini et al. (2010) yaptıkları bir çalışmada hetetrofik aktiviteler vasıtasıyla organik yüklemenin amonyum oksidasyonu üzerine inhibitör etkisi gösterdiğini rapor etmişlerdir.



Şekil 5. Farklı KOİ Konsantrasyonlarının AOB'ler Üzerine Etkisi

Sistemde AOB'lerin inhibe olmasıyla hetetrofik mikroorganizmalar baskın hale gelmiştir ve tam karışimli reaktöre 10, 20, 30 mg/L KOİ ilave edilmesiyle sırasıyla ortalama KOİ giderim verimleri %77,7; %90,6 ve %80,6 olarak elde edilmiştir.

Hetetrofik bakterilerin elektron verici kaynağı organik karbon olduğu için ototroflara göre beş kat daha hızlı büyümektedir. Ortamda organik madde mevcudiyetinde nitrifikasyondan sorumlu bakteriler (ototrofik) ile

hetetrofik bakteriler arasındaki rekabeti genellikle hetetroflar kazanmaktadır (Grady and Lim, 1980). Jie et al. (2009) yaptıkları çalışmada AOB'ler ve hetetrofik bakteriler arasındaki oksijen için rekabet sonucu amonyum giderme veriminin düştüğünü rapor etmişlerdir. Bu nedenle çalışmanın III. aşamasında sisteme düşük konsantrasyondaki organik madde ilavesinin ortamdaki hetetrofik bakterilerin AOB'lerden daha baskın olmasına neden olmuştur. Sistemde AOB'ler tamamen inhibe olduğundan amonyum giderimi ve nitrit



akümülayonu gözlenmemiştir.

4. SONUÇLAR

Bu çalışmada farklı döngü süresi, pH ve KOİ konsantrasyonunun AOB'ler üzerine etkisi araştırılmıştır. Çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- Kısmi nitrifikasyon stratejisi başarıyla gerçekleştirilmiş ve maksimum amonyum giderimi optimum döngü süresinin 2 saat, pH'ın kontrol edilmediği çalışma koşullarında elde edilmiştir.
- Döngü süresinin 1 saat olduğu koşulların amonyum giderimi için yetersiz kaldığı gözlemlenmiştir.
- Kısmi nitrifikasyon prosesinin gerçekleştirildiği sisteme sızıntı karbon kaynağı ilavesinin AOB'leri inhibe ettiği gözlemlenmiş, reaktörde hetetrofik bakterilerin baskın hale gelerek sistemde sadece organik karbon giderimi elde edilmiştir.

KAYNAKLAR

Alleman, J.E., 1984, *Elevated Nitrite Occurrence in Biological Wastewater Treatment Systems*, *Water Science and Technology*, 17(2-3), pp.409-419.

Ciudad, G., González, R., Bornhardt, C.,

Antileo, C., 2007, *Modes of Operation and pH Control as Enhancement Factors for Partial Nitrification with Oxygen Transport Limitation*, *Water Research*, 41(20), pp.4621-4629.

Corral, A.M., Gonzalez, F., Campos, J.L., Mendez, C.R., 2005, *Partial Nitrification in a SHARON Reactor in the Presence of Salts and Organic Carbon Compounds*, *Process Biochemistry*, 40, pp.3109-3118.

Grady, C.P.L., Lim, H.C., 1980, *Biological Wastewater Treatment, In: Theory and Applications*, New York: Marcel Dekker Press, ISSN 0148-4435, pp. 963.

Gu, S., Wang, S., Yang, Q., Yang, P., Peng, Y., 2012, *Start Up Partial Nitrification at Low Temperature with a Real-Time Control Strategy Based on Blower Frequency and pH*, *Bioresource Technology*, 112, pp.34-41.

Hui, Y., Jing, R., 2012, *Study on the Short-Cut Nitrification which in a Sequencing Batch Reactor (SBR) under the Effect of Temperature and pH*, *2nd International Conference on Electronic and Mechanical Engineering and Information Technology*, France: Paris, pp.602-605.

Jianlong, W., Ning, Y., 2004, *Partial Nitrification Under Limited Dissolved Oxygen Conditions*, *Process*



- Biochemistry*, 39, pp.1223-1229.
- Jie, H.U., Daping, L.I., Qiang, Yong, T.A.O., Xiaohong, H.E., Xiaomei, W., Xudong, L.I., Ping, G.A.O., 2009, *Effect of Organic Carbon on Nitrification Efficiency and Community Composition of Nitrifying Biofilms*, *Journal of Environmental Sciences*, 21, pp.387-394.
- Khin, T., Annachatre, A.P., 2004, *Novel Microbial Nitrogen Removal Processes*, *Biotechnology Advances*, 22, pp.519-532.
- Kolokytha, E., Mylopoulos, Y.A., 2000, *Sustainable Water Resources Management in the Municipal Sector in Greece*, *Proceedings of the International Conference: Protection Restoration of the Environment V Greece:Thassos*, pp.281-288.
- Li, H., Zhang, Y., Yang, M., Kamagata, Y., 2013, *Effects of Hydraulic Retention Time on Nitrification Activities and Population Dynamics of a Conventional Activated Sludge System*, *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 7, pp.43-48.
- Mirhossaini, S.H., Godini, H., Jafari, A., 2010, *Effect of Influent COD on Biological Ammonia Removal Efficiency*, *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 4(2), pp.265-267.
- Sliekersa, A.O., Derworta, N., Campos Gomezb, J.L., Strousa, M., Kuenena, J.G., Jettena, M.S.M., 2002, *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite in One Single Reactor*, *Water Research*, 36, pp.2475-2482.
- Surmacz-Gorska, J., Cichon, A., Miksch, K., 1997, *Nitrogen Removal from Wastewater with High Ammonia Nitrogen Concentration via Shorter Nitrification and Denitrification*, *Water Science Technology*, 36(10), pp.73-82.



Araştırma Makalesi

İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİ VE MEMBRAN PROSESLER İLE FİTALAT ESTER GRUBU MİKROKİRLETİCİ (BBP ve DnOP) GİDERİMİ

Bilgehan NAS¹, Kaan Batuhan NAS², Mehmet Emin ARGUN³, Esra YEL⁴, Serdar Koyuncu⁵,
Havva Ateş⁶, Taylan Dolu⁷, Saliha Dinç⁸, Meryem Kara⁹

^{1 2 3 4 6 7} Konya Teknik Üniversitesi, Doğa Bilimleri ve Mühendislik Fakültesi, Çevre
Mühendisliği Bölümü, Konya, Türkiye

⁵ Konya Büyükşehir Belediyesi, KOSKİ Genel Müdürlüğü, Konya

^{8 9} Selçuk Üniversitesi, Çumra Uygulamalı Bilimler Yüksek Okulu, Konya

¹ bnas@ktun.edu.tr, ² k.nas@arbiotek.com, ³ meargun@ktun.edu.tr, ⁴ eyel@ktun.edu.tr,

⁵ serdar.koyuncu@koski.gov.tr, ⁶ hates@ktun.edu.tr, ⁷ tdolu@ktun.edu.tr,

⁸ salihadinc@selcuk.edu.tr, ⁹ meryemkara@selcuk.edu.tr

Özet: Mikrokirleticiler (MK) veya öncelikli kirleticiler organik veya inorganik, düşük konsantrasyonlarda çevreye ve insan sağlığına önemli etkileri olan kirleticilerdir. Toksik özellikleri, kanserojenik ve endokrin bozucu etkileri ve çevrede neden oldukları olumsuz etkiler göz önüne alınarak birçok ülkede, MK gruplarından fitalat esterlerin (FE) kullanımına sınırlamalar hatta yasaklamalar getirilmiştir. Su kütlelerindeki FE'lerin önemli kaynaklarından biri de evsel/kentsel atıksulardır. Bu çalışmada, 200.000 m³/gün kapasiteli ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinde ve membran proseslerden oluşan pilot ölçekli tesiste FE'lerden benzil bütül fitalat (BBP) ve di-n-oktil fitalat (DnOP)'in mevcudiyeti, seviyesi ve giderimi 1 yıl süre ile araştırılmıştır. Membran prosesler; ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters ozmoz (RO) ünitelerinden oluşmaktadır ve 90 m³/gün kapasitelidir. BBP için biyolojik AAT ile %19,2 ve membran tesis ile RO çıkışında %71,6 giderim verimi elde edilirken, DnOP için biyolojik AAT'de %44,2 membran tesiste %70,2 giderim verimi elde edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Mikrokirletici, Fitalat Ester, Atıksu, Membran Prosesler, Aktif Çamur Prosesi

ADVANCED BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT AND MEMBRANE PROCESSES WITH PHTHALATE ESTERS GROUP MICROPOLLUTANTS (BBP AND DnOP) REMOVAL

Abstract: Micropollutants or priority pollutants are organic or inorganic pollutants that have significant effects on the environment and human health in low concentrations. Considering their toxic properties, carcinogenic and endocrine disruptive effects and adverse effects on the environment, restrictions and prohibitions were imposed on the use of phthalate esters (FE's) in many countries. One of the important sources of FE's in water bodies is domestic/urban wastewater. In this study, the presence, level and removal of FE's like benzyl butyl phthalate (BBP) and di-n-octyl phthalate (DnOP) were investigated in 200.000 m³/day capacity advanced biological wastewater treatment plant and pilot scale treatment plant consisting of membrane processes for 1 year. Membrane processes consist of ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) units and have a capacity of 90 m³/day.



For BBP, 19,2% with biological WWTP and 71,6% removal efficiency with RO was obtained. For DnOP, 44,2% with biological WWTP and 70,2% removal efficiency with RO was obtained.

Key Words: Micropollutants, Phthalate Ester, Wastewater, Membrane Process, Activated Sludge Process

KISALTMALAR

AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
AKM	Askıda Katı Madde
AO	Anoksik-Oksik
BBP	Benzil bütül fitalat
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
DEHP	Di-2-etilhekzil fitalat
DEP	Di-etil fitalat
DMP	Di-metil fitalat
DnBP	Di-n-bütül fitalat
DnOP	Di-n-oktil fitalat
EDC's	Endokrin Bozucu Kimyasallar
FE	Fitalat Ester
GC-MS	Gaz Kromatografi Kütle Spektrofotometresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	Membran Biyoreaktör
MK	Mikrokirletici
NF	Nanofiltrasyon
PVC	Poli Vinil Klorür
RO	Ters Ozmoz
SÜ-İLTEK	Selçuk Üniversitesi İleri Teknoloji Araştırma Merkezi
UF	Ultrafiltrasyon

1. GİRİŞ

Mikrokirleticiler (MK) veya öncelikli kirleticiler organik veya inorganik, düşük konsantrasyonlarda çevreye ve

insan sağlığına önemli etkileri olan kirleticilerdir. Günümüzde kirlenme kontrolünde en fazla önem verilen kirleticilerdir. Başlıca MK'lar arasında FE'ler, ilaçlar, kişisel bakım ürünleri,



stroid hormonlar, endüstriyel kimyasallar, tarım koruma ilaçları, uçucu organik bileşikler ve ağır metaller yer almaktadır. MK'ların temel kaynağı endüstriyel faaliyetlerdir.

MK gruplarından olan fitalat esterler (FE) kâğıt, karton, kozmetik, deterjan, şampuan, sabun ve boya üretimi gibi birçok endüstriyel faaliyette hammadde ve/veya yardımcı kimyasal madde olarak kullanılmaktadırlar.

FE'ler, endokrin bozucu kimyasallar (EDC's) olarak kabul edilen kimyasal maddeler arasındadır (Horn et al., 2004). Bu kimyasalların potansiyel olarak tehlikeli yapılara sahip olmaları, bu bileşiklerin çevresel akıbetleri konusundaki küresel ilginin artmasına neden olmuştur. Dünya'da, değişik kullanım amaçları için 60'ın üzerinde farklı tipte fitalat üretilmektedir. Üretimi ve kullanımı çoğunlukla endüstriyel kaynaklı olan FE'lerin atıksu arıtma tesislerinde giderim verimleri çoğunlukla yetersiz kalmaktadır (Xue et al., 2010). Bu özellikleri nedeniyle arıtma tesislerinde ve alıcı su ortamlarında çevresel açıdan olumsuz etkilere neden olmaktadır.

Toksik özellikleri, kanserojenik ve endokrin bozucu etkileri ve çevrede

neden oldukları olumsuz etkiler göz önüne alınarak birçok ülkede, FE'lerin kullanımına sınırlamalar hatta yasaklamalar getirilmiştir. Bu olumsuz etkileri nedeniyle FE'lerin uygun yöntemlerle tamamen ya da zararlı etkileri minimize edecek seviyede arıtılmaları gerekmektedir.

Bu çalışmada endüstrilerde hammadde ya da yardımcı madde olarak çok yaygın bir şekilde kullanılan ve toksik, kanserojenik ve endokrin bozucu özellikleri bulunan fitalat esterlerden benzil bütil fitalat (BBP) ve Di-n-oktil fitalat (DnOP)'ın atıksu geri kazanımı yapan biyolojik bir atıksu arıtma tesisi (AAT) olan Konya AAT'de ve Konya AAT çıkış suyu ile beslenen ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters ozmoz (RO) proseslerinden oluşan pilot ölçekli tesiste akıbetleri ve giderim verimleri incelenmiştir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Fitalat Esterlerin Kaynakları ve Oluşumu

FE'ler plastik malzemelere dayanıklılık ve esneklik vermesi amacıyla kullanılan insan yapımı bileşiklerdir. Dünya'da, değişik kullanım amaçları için 60'ın üzerinde farklı tipte FE



üretilmektedir. FE'lerin yıllık üretim miktarları 1975'te 1,8 milyon ton, 2009'da 6,2 milyon ton, 2011'de 8 milyon ton ile küresel üretim miktarları giderek artmaktadır (Peijnenburg and Struijs, 2006; Meng et al., 2014; Net et al., 2015).

Endüstrilerde %80 oranında en yaygın olarak kullanılan yüksek moleküllü FE'ler, vinil plastikleştirici işlevi görmekte ve malzemenin esnekliğini, işlenebilirliğini ve çalışabilirliğini artırmaktadır (Staples, 2003). Alkil zincirinin alkol bazlı olması nedeniyle gıda ambalajları, oyuncaklar, kozmetik, farmasotik, çözügen, yapıştırıcı, boru hatları, boyalar, insektisitler, temizlik materyalleri gibi birçok alanda kullanılmaktadır (Schettler, 2006). Bunun dışında ilaç sanayi, kişisel bakım ürünleri, sağlık ekipmanları, deterjanlar, oyuncaklar, paketleme ürünleri, boya, kozmetik ve pestisitler gibi birçok son üründe ve bunların atık sularında bulunmaktadır (Gao et al., 2014).

Uzun zincirli FE'ler sıvı deterjanlarda, endüstriyel yağlarda, kâğıt ve mukavva imalatında ve pestisitlerde inert madde olarak kullanılmaktadır (Nakajima et al., 2000). Kısa zincirli ftalatlar ise, kişisel bakım ürünleri, parfümler,

sabunlar, makyaj malzemeleri, boyalar, yapıştırıcılar veya enterik kaplı tabletlerde sıklıkla kullanılır (Guo et al., 2011; Hines et al., 2011).

Üretim süreçleri, kullanımları veya plastiğin ayrışması sırasında çevreye kolayca sızarlar. Çünkü, plastik polimerine kovalent bağlarla bağlı olmadıkları için plastiklerin kullanılmaları esnasında veya eskimiş PVC'lerden çevre ortamlarına kolaylıkla ulaşabilecekleri belirtilmektedir (Clara et al., 2010; Dargnat et al., 2009).

2.2. Fitalat Esterlerin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

FE'ler; renksiz, kokusuz ve uçucu bileşiklerdir. Yağda çözünürlükleri yüksektir, organik yapıları sayesinde ise su ve havada taşınabilmektedir (Yerlikaya, 2017). Benzer kimyasal özelliklere sahip olmalarına rağmen her bir FE'nin kendine özgü fiziksel ve kimyasal karakteristikleri olup, biyolojik organizmaları farklı şekillerde etkilemektedir (Kamrin, 2009). FE'ler yüksek molekül ağırlıklı ve düşük molekül ağırlıklı olarak iki grupta sınıflandırılmaktadır. Düşük molekül ağırlıklı FE, atıksu arıtma proseslerinde yüksek molekül ağırlıklı FE'lere göre



daha kolay biyolojik olarak parçalanabilmektedir (Dargnat et al., 2009). Di-etil hekszil fitalat (DEHP), DnOP, BBP gibi yüksek moleküler ağırlıklı FE bileşikler plastik üretiminde sıklıkla kullanılırken, di-etil fitalat (DEP), di-metil fitalat (DMP) ve di-n-bütül fitalat (DnBP) gibi düşük molekül ağırlıklı FE'ler çoğunlukla kozmetik sektöründe ve vernik kaplama endüstrisinde kullanılmaktadır.

FE'lerin sudaki çözünürlükleri artan molar hacim veya alkil bağının

uzunluğu ile azalmaktadır. Yüksek K_{os} değerine sahip FE'ler organik maddelere ve yüzeylere kolayca geçebilmektedir. FE'lerin fotodegradasyon ve hidrolizasyon oranları doğal koşullar altında çok yavaştır. FE'lerin bazik ortamlarda asidik pH'lara nazaran 4 kat daha hızlı hidrolize oldukları belirtilmektedir (Staples 2003; Staples et al., 1997).

BBP ve DnOP'a ait bazı fiziksel ve kimyasal özellikler Çizelge 1'de verilmiştir.

Çizelge 1. BBP ve DnOP'un Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri (Staples, 2003; Staples et al., 1997)

	Birim	BBP	DnOP
Formül		$C_{19}H_{20}O_4$	$C_{24}H_{38}O_4$
Alkil bağ uzunluğu		4 ve 6	8
Moleküler ağırlık	(g/mol)	312.4	390.6
Erime noktası	(C°)	-35	-25
20 C°deki Özgül Kütle	(g/cm ³)	1.111	0.978
Çözünürlük	(mg/L)	3.8	2.49×10^{-5}
Buhar Basıncı	(Pa)	2.49×10^{-5}	2.52×10^{-5}
$\log K_{os}$		4.7	7.73
$\log K_{OH}$		8.78	10.53
$\log K_{HS}$		-4.08	-2.8
Henry Sabiti	(Pa.m ³ /mol)	0.205	3.95

2.3. Fitalat Esterlerin İnsan Sağlığına Etkisi

Her alana yayılan plastik materyallerden insana nüfuz eden kimyasal maddelerin tespit edilmesi ve sağlık üzerine etkilerinin ortaya konulması önem arz etmektedir (Yerlikaya, 2017). FE içeren bileşikler

üretilmeleri, taşınımları, ticari ve evsel her türlü kullanımları aşamalarında çevreye yayılmaktadırlar (Gomez-Henz and Aguilar-Caballos, 2003).

Bazı FE'ler üreme için toksik olduğu, sucul hayvanlarda (ambifiler ve kabuklular) gelişimi bozduğu ve genetik mutasyona neden olduğu



bilinmektedir (Clara et al., 2010; EURAR, 2007, 2008). Vücutta yağ dokularında ve akciğer, böbrek gibi spesifik organlarda birikmekte ve moleküler hedeflere bağlanarak ve hormonal foksiyonlara müdalahe etmektedir (Mariana et al., 2016). BBP ise rinit ve egzema oluşumuna yol açmaktadır (Bornehag et al., 2004). Bunun yanında yapılan araştırmalar, BBP'nin bebek ölümlerine, bebek sakatlıklarına ve bebek eşey organı gelişiminin durmasında efektif olduğu gözlenmiştir (HSDB, 2010). FE metabolitlerinin insan tükürüğü, amniotik sıvı, anne sütü gibi sıvılara geçişi araştırmacılar tarafından izlenmektedir (Jeddi et al., 2016).

Son yıllarda bazı kimyasallar; hormonal kontrol üzerindeki olumsuzluklar ile birlikte sucül organizmaların, vahşi yaşamın ve hatta insanların gelişimi üzerinde olumsuz etkilere yol açmaları nedenleri ile, endokrin sistem bozucular grubuna dahil edilmiştir (Matsui, 2008). Bu bileşiklerin; kısaltılmış adet döngüsü, kadınlarda meme kanseri, hipospadias, kriptorşidizm ve endometriyozis gibi problemlere yol açmaları yanında insanlardaki farklı dokularda mutajenik ve kanserojen oldukları bilinmektedir

(Balabanič et al., 2011; Park et al., 2012; Becker et al., 2004). Bu durum, aynı zamanda Avrupa Birliği'nin bazı FE'lerin kullanımına kısıtlamalar getirmesine neden olmuştur (Becker et al., 2004; Gao et al., 2014).

Avrupa Birliğinin 2002 yılında yayınladığı endokrin bozucular ile ilgili raporunda yüzlerce kimyasal madde içinde çevre ve insan sağlığına zararı net olarak gösterilmiş 60 madde bulunmaktadır. Bu maddeler arasında FE'ler de yer almaktadır. FE'ler endokrin bozucu kimyasallar olarak kabul edilir ve düşük konsantrasyonlarda bile kanserojen etkiler gösterdiğinden şüphelenilmektedir (Mckee, 2004). FE'ler çevrede kararlı ve doğada en fazla bulunan, insan yapımı kimyasallar arasındadır. Özellikle besin yoluyla belli seviyeye kadar biyokümülatiftirler.

ABD Çevre Koruma Ajansı (US EPA), DMP, DEP, DEHP, DnBP, BBP ve DnOP'u öncelikli kirleticiler olarak sınıflandırmıştır (US EPA, 2007). Avrupa Birliği, ABD, Japonya ve Kanada'da çocuk oyuncaklarında bazı fitalatların kullanımı kısıtlanmıştır (EU/2005/84/EC, 2005; CPSIA, 2008; HPA, 2010; Net et al., 2015).



Ülkemizde ise, Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'nın REACH tüzüğünü esas alan "Bazı Tehlikeli Maddelerin, Müstahzarların ve Eşyaların Üretimine, Piyasaya Arzına ve Kullanımına İlişkin Kısıtlamalar Hakkında Yönetmeliği (RG-20/3/2011-27880)"nde BBP için "Oyuncaklarda ve çocuk bakım eşyalarında, plastik materyal içinde ağırlıkça %0,1'den daha yüksek konsantrasyonlarda madde ya da karışım bileşeni olarak piyasaya arz edilemez veya kullanılamaz. Plastik materyal içinde ağırlıkça %0,1'den daha yüksek konsantrasyonlarda bu ftalatları içeren oyuncaklar ve çocuk bakım eşyaları piyasaya arz edilemez" ifadeleri bulunmaktadır. DnOP için ise, "Çocukların ağızlarına koyabilecekleri oyuncaklarda, çocuk bakım eşyalarında ve plastik materyal içinde ağırlıkça %0,1'den daha yüksek konsantrasyonlarda madde ya da karışım içerisinde piyasaya arz edilemez veya kullanılamaz. Plastik materyal içinde ağırlıkça %0,1'den daha yüksek konsantrasyonlarda bu ftalatları içeren oyuncaklar ve çocuk bakım ürünleri piyasaya arz edilemez" ifadeleri yer almaktadır (Yıldıztekin vd, 2017).

2.4. Fitalat Esterlerin Su Kaynaklarında Yeri

Fitalat esterlerin atmosfer, su (nehirler, göller, yeraltı suyu, atıksu), toprak, çamur, sediment ve bazı gıda zincirlerinde biyolojik olarak birikim yaptığı kanıtlanmıştır (Staples et al., 1997).

Çoğunlukla endüstriyel kaynaklı olan FE'ler, atıksularda yüksek konsantrasyonlara ulaşabilmekte, konvansiyonel arıtma yöntemleri ile etkin olarak giderilememektedir. Bu özellikleri nedeniyle arıtma tesislerinde ve alıcı su ortamlarında çevresel açıdan olumsuz etkilere neden olmaktadır.

Yüzey sularında, yer altı sularında, içme suyunda, suda ve sedimentte gerçekleştirilen çalışmalarda fitalat esterleri tespit edilmiş, özellikle DEHP ve DBP varlığı dikkat çekici olmuş ve mevsim değişikliklerinden etkilendiği gözlenmiştir (Yuan et al., 2002; Sirivithayapakorn and Thuyviang, 2010; Liu et al., 2013, 2014). Kentsel ve kırsal tatlı su kaynaklarında ölçülen fitalat esterlerin konsantrasyonları önemli ölçüde değişkenlik göstermektedir (Teil et al., 2014). Kentsel alanlarda bulunan su



kaynaklarında sanayinin de etkisiyle fitalat ester konsantrasyonu artış göstermektedir.

Tan vd. tarafından 2016 yılında Çin'de yapılan araştırmada, arıtılmış atıksuyla sulanan tarım alanlarında, yeraltı sularıyla sulananlara göre daha yüksek seviyede FE konsantrasyonları tespit edildiği bildirilmiştir.

Çin'de Guangzhou şehrinde yapılan bir çalışmada, gölden alınan su ve çamur numunelerinin tümünde 16 farklı çeşit FE varlığı tespit edilmiştir. Gölde bulunan FE'lerin kaynakları olarak; yağmur suyu akışı, atmosferik çökeltme, arıtılmamış endüstriyel atıksu ve evsel kanalizasyon deşarjı olduğu belirtilmiştir. Yapılan çalışmada FE'lerin konsantrasyonları su

numelerinde 1690-4072 ng/L, sediment numunelerinde 2270-74940 ng/g aralığında değişmektedir (Zeng et al., 2008).

Yapılan bir diğer çalışmada FE konsantrasyonu atmosferde 0,3-77 ng/m³, yüzey sularında 200-8400 ng/L, sediment numunelerinde 0,2-8,4 mg/kg, arıtma çamurlarında ise 28-154 mg/kg arasında tespit edilmiştir (Fromme et al., 2002).

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nde (RG-15/4/2015-29327) verilen "Yerüstü Su Kaynakları için Belirli Kirleticiler ve Çevresel Kalite Standartları" tablosunda FE'lerden BBP ve DNOP'un ÇKS standartları Çizelge 2'de verilmiştir.

Çizelge 2. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği Belirli Kirleticiler Listesinde Verilen FE'lerin Çevresel Kalite Standartları

Kimyasal Adı	YO – ÇKS Nehirler/Göller	MAK – ÇKS Nehirler/Göller	YO – ÇKS Kıyı ve Geçiş Suları	YO – ÇKS Kıyı ve Geçiş Suları
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Ftalat Esterler				
BBP	2,7	44	2,7	27
DnOP	1680	16800	1680	16800

2.5. Fitalat Esterlerin Giderim Yöntemleri

Biyodegradasyon FE'lerin doğadaki dönüşümlerini etkileyen ana

mekanizmadır. Bu mekanizma fitalatların arıtma tesislerinde, yüzey sularında, topraklarda ve sedimentlerde degradasyonlarındaki hâkim bozunum yöntemidir. Yüksek



molekül ağırlıklı fitalatlar toprak ve sedimentlere adsorbe olmaktadır ve sudaki çözünürlükleri çok düşüktür (Keleş, 2008).

Bazı mikroorganizmaların FE tamamen mineralize etme yetenekleri vardır. Gram negatif, gram pozitif ve aktinomisetlerin aerobik ve anaerobik şartlar altında FE'leri biyolojik olarak parçalayarak ara ürünlere dönüştürebilmektedirler. Aerobik ve anaerobik koşullarda FE'ler mikroorganizmalar tarafından ilk olarak esterlere hidroliz edilmekte ve daha sonra mono ester form ile uygun alkollere dönüştürülmektedir (Staples, 2003). Yapılan araştırmalar sonucunda genellikle FE'lerin anaerobik bozunumunun aerobik bozunuma göre çok daha yavaş olduğu kabul edilmektedir (Kleerebezem et al., 1999; Chang et al., 2005).

Kısa alkil bağ uzunluğuna sahip FE'lerin biyolojik proseslerle giderim verimlerinin daha yüksek olduğu görülmüştür (M. Abdel daiem et al., 2012). Klasik arıtma tesislerinde FE'lerin gideriminin %60-%100 aralığında değiştiği belirtilmiştir (Nakada et al., 2006; Xue et al., 2010; Marttinen et al., 2003; Oliver et al., 2005).

Hollanda'da yapılan bir çalışmada ise AAT ham atıksuyunda BBP konsantrasyonu <10000 ng/L, DnOP konsantrasyonu ise <1000 ng/L olarak tespit edilmiştir (Vethaak et al., 2005).

Balabanič ve arkadaşları tarafından 2012 yılında bir çalışmada, laboratuvar ortamında pilot ölçekli kombine anaerobik ve aerobik prosesler ile FE'lerin giderim veriminin %75-80 arasında olduğu tespit edilmiştir. Anaerobik proses sonrasında giderim verimi %64-69 arasında değişirken, aerobik arıtma sonrasında giderim verimi %75-80'e çıkmaktadır. Bununla birlikte, doğal çevre koşullarında biyodegradasyon verimliliğinin pilot ölçekli laboratuvar ortamından daha düşük olduğu belirlenmiştir.

Fransa'da 2009 yılında yapılan bir çalışmada, 30.000 m³/gün kapasiteli aktif çamur prosesiyle işletilen Marne Aval AAT'nin ham atıksuyunda BBP konsantrasyonu 1120 ng/L, DnOP konsantrasyonu 100 µg/L olarak belirlenmiştir. Arıtma tesisinin çıkışında BBP konsantrasyonu 300 ng/L ölçülürken, DnOP ise ölçüm limitlerinin altında kalmıştır. BBP ve DNOP için giderim verimleri sırasıyla %73 ve %79 olarak belirtilmiştir. (Dargnat et al., 2009).



Avustralya'da 2007 yılında aktif çamur prosesiyle işletilen 5 farklı AAT'de yapılan çalışmada, BBP ve DnOP giderim verimlerinin %73-90 arasında değiştiği belirtilmiştir. Avustralya'da yapılan farklı çalışmalarda ise BBP için %50, DnOP için %94 giderim verimi elde edilmiştir (Tan et al., 2007).

Katı atık depolama sahası sızıntı suyu arıtma tesisinde iki aşamalı (anoksik-aerobik) membran biyoreaktör (MBR) prosesinde BBP ve DnOP giderimin sırasıyla %77 ve %82 olarak ölçülmüştür. FE giderim mekanizması olarak biyodegradasyon ve adsorpsiyon en etkili yöntemler olarak kabul edilmektedir (Boonyaraj et al., 2012).

MBR'ın yüksek mikrobiyal aktivite nedeniyle BBP'nin gideriminde avantajlı bir proses olduğu belirtilmiştir (Cases et al., 2011).

Atıksularda izorganik kirlenmelerin gideriminde kombine proseslerin giderim verimleri tek proseslere göre daha verimli olduğu bilinmektedir. Anaerobik prosesin ardından MBR kullanılan arıtma tesisinde, anaerobik arıtma çıkışında FE giderim verimi %65-71 arasında iken, MBR çıkışında %95-97 FE giderim verimine

ulaşmıştır. Anoksik-oksik (AO) prosesin ardından UF + RO filtrasyonun kullanıldığı bir çalışmada ise, AO prosesinin FE giderim verimi %75-80 arasında iken UF çıkışı FE giderimi %93-97'e yükselmiştir (Balabanič et al., 2012).

Genel olarak, düşük molekül ağırlıklı FE'ler, atıksu arıtımında yüksek molekül ağırlıklı FE'lere göre daha kolay biyolojik olarak parçalanmaktadır. Uzun alkil zincirlere sahip FE'lerin askıya alınmış maddeye adsorbe olma eğilimleri yüksektir. Bu durumda, FE'lerin partikül çökeltme yoluyla uzaklaştırılması biyodegradasyondan daha verimli olabileceği belirtilmiştir (Dargnat et al., 2009).

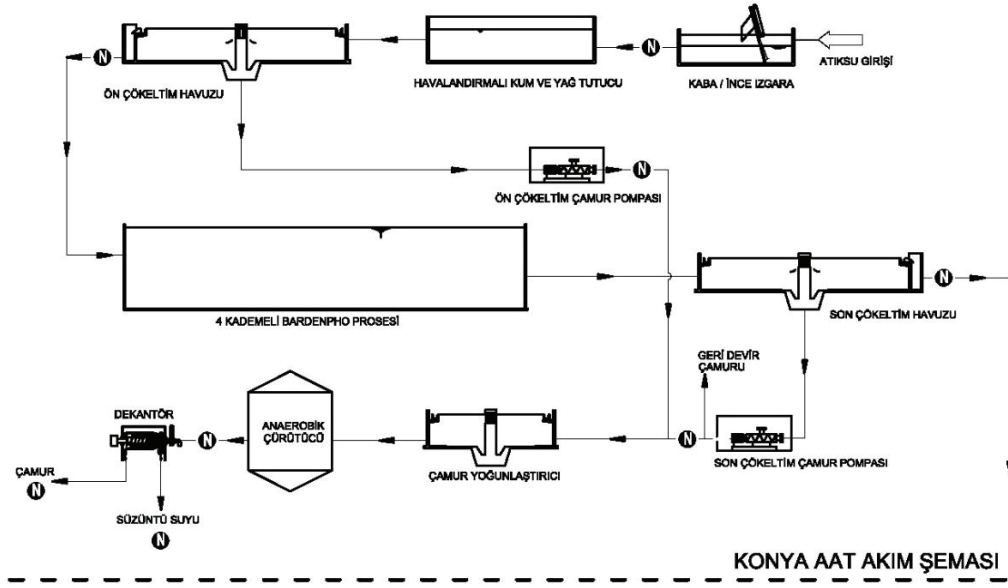
3. MATERYAL VE YÖNTEM

Konya AAT, karbon gideriminin yanında kısmi nitrifikasyon gerçekleştirilen Bardenpho prosesinden oluşturulmuş ve ileride fosfor giderimi yapabilecek şekilde ATV 131 E standardına göre tasarlanmıştır. Projeye göre; I. kademe 1 milyon kişi eşdeğer nüfusta 200,000 m³/gün atıksu ve II. kademe ile 300.000 m³/gün atıksu artılacaktır. Tesisin mevcut atıksu

debisi 170.000-200.000 m³/gün arasında değişmektedir.

Konya AAT; mekanik ön arıtma üniteleri (atıksu giriş yapısı, kaba ızgara, giriş pompa istasyonu, kaba ve ince ızgaralar, havalandırmalı kum ve yağ tutucu, ön çökeltme havuzları), biyolojik arıtma üniteleri (havalandırma havuzları - 4 kademeli Bardenpho prosesi ile karbon ve kısmi azot giderimi, son çökeltme havuzları), çamur berterafı amacı ile graviteli

çamur yoğunlaştırma, anaerobik çamur çürütücü, çamur susuzlaştırma içinde santrifüj dekantörler, ve açık kanal UV dezenfeksiyon ünitesi olacak şekilde projelendirilmiştir. Tesiste anaerobik çamur çürütücülerden elde edilen gazdan elektrik üretimi gerçekleştirmek üzere biyogaz depolama tankı, desülfürizasyon ünitesi, ısı merkezi, enerji geri kazanım ünitesi ve kojenerasyon sistemi de bulunmaktadır. Konya AAT akım şeması Şekil 1'de verilmiştir.



Şekil 1. Konya AAT Akım Şeması

Konya AAT biyolojik arıtma prosesi işletme şartları aktif çamur proseslerinde FE gideriminde önemlidir. Tesis ortalama 10 gün

çamur yaşında işletilirken, havalandırma havuzlarında 3600 mg/L MLSS değeri sağlanmıştır. Çözünmüş oksijen değeri havalandırma

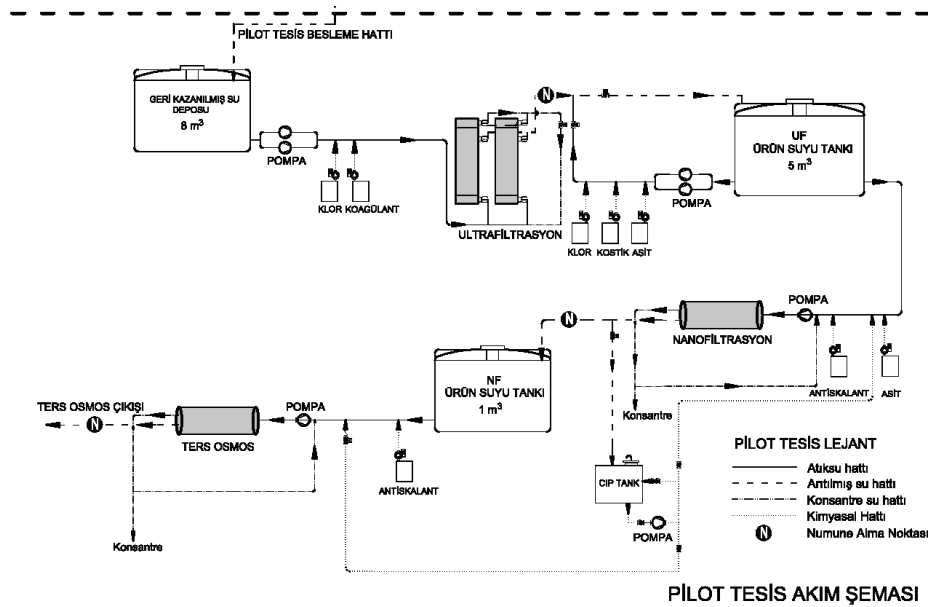


havuzlarında oksijen bölümlerinde 0,9-2,1 mg/L aralığında değişim göstermektedir.

3.1. Pilot Ölçekli UF, NF, RO Tesisi

Konya AAT'de halen mevcut olan atıksu geri kazanım tesisi içine pilot ölçekli yeni bir geri kazanım tesisi kurulmuştur. 90 m³/gün kapasiteli pilot tesis; Ultrafiltrasyon (UF),

Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Ozmoz (RO) sistemlerinden oluşmaktadır. Elde edilen ürün suyu açısından UF'in yaklaşık %85, NF'in %55 ve RO'un %65 verimle çalışacağı öngörülmüştür. Pilot tesiste UF besleme debisi 90 m³/gün olacak, UF çıkışı ile NF beslenecek ve NF çıkışı ile RO beslenecektir. Şekil 2'de Pilot tesisin akım şeması verilmiştir.



Şekil 2. Pilot Tesis Akım Şeması

Konya AAT'de mevcut olan geri kazanım tesisi çıkış suyu özelliklerine göre pilot tesis tasarımı yapılmıştır. Pilot tesise giriş atıksu özellikleri; Bulanıklık <5 NTU, KOİ<40 mg/L, BOİ<20 mg/L, AKM<10 mg/L ve

iletkenlik ise 1700-2000 µS/cm olarak belirlenmiştir.

Pilot tesise ilişkin bazı bilgiler aşağıda verilmiştir.

UF Prosesi; koagülant dozaj sistemi, kartuş filtre, UF modülleri, analizörler



(iletkenlik, debi, basınç), UF kimyasal yıkama ve ters yıkama sistemi (CEB), UF ürün suyu deposu

NF Prosesi; NF besleme pompası, antiskalant dozaj sistemi, kartuş filtre, yüksek basınç pompası, NF membranları, analizörler, otomatik durulama ve CIP sistemi, antiskalant dozaj sistemi, kostik dozaj sistemi

RO Prosesi; yüksek basınç pompası, RO membranları ve analizörlerden oluşmaktadır.

3.2. Numune Alma Noktaları

Konya AAT'nin ham atıksuyundan ve son çökeltme çıkış (deşarj) hattından, pilot tesiste UF çıkış, NF çıkış ve RO çıkış hatlarından numuneler alınmıştır. Bu çalışma kapsamında 06.10.2017-17.08.2018 tarihleri arasında aylık olarak 11 adet numune alınmıştır.

Atıksu numuneleri, 2 saatlik kompozit olarak alınmış olup, numune alımında TS ISO 5667-10 standardına uyulmuştur. Alınan numune içinde bulunan ve analiz edilecek FE'lerin güneş ışığından kaynaklı gerçekleşebilecek fotodegradasyonunu engellemek için, numuneler 1L'lik ve 5 L'lik amber cam kaplar ile alınmıştır. Numunelerin plastikte temasını

engellemek üzere, teflon kapaklar kullanılmıştır.

3.3. Fitalat Esterlerin Analizi

Atıksu numunelerinin analizleri, Selçuk Üniversitesi İleri Teknoloji Araştırma Merkezi'nde (SÜ-İLTEK) yapılmıştır. Numuneler, analize kadar +4°C'ye ayarlanmış buzdolabında muhafaza edilmiştir. Bununla beraber ekstraksiyon işleminden geçirilerek elde edilen numune ekstraktları, buzdolabında +6°C'de ışıktan korunacak şekilde sızdırmaz PTFE kaplı küçük viallerde korunmuştur. Numunelerinin ekstraksiyonları numune alındıktan sonraki iki hafta içerisinde tamamlanmıştır. FE'lerin ekstraksiyonu için sıvı-sıvı ekstraksiyon işlemi (EPA-3510 C metodu) uygulanmıştır. Ekstraksiyon örnek hacmi 1 litredir. Ekstraksiyon işlemi tamamlanarak 2 mL'lik viallere alınan numunelerin analizleri gaz kromatografi kütle spektrofotometresi (GC-MS) ile analiz edilmiştir. Kullanılan GC-MS kromatografi cihazının markası; Agilent Technologies 7890B-5977A Mass Spectrometer Detector'dür. Numuneler oto sampler aracılığı ile kapiller GC kolonuna (HP-5MS 30m × 0.25mm × 0.25µm) 1 µL olarak enjekte edilmiştir. Taşıyıcı gaz



olarak yüksek saflıkta (%99.999) He gazı kullanılmıştır, gazın akış oranı 1,2 mL/dk'dır.

FE'lerin tespit zamanlarının kullanılan metot (EPA-8270 D) ile uyumunu görmek üzere standard çözelti karışımı ekstraksiyondan sonra GC-MS cihazına verilerek kromatogramı elde edilmiştir. Kalibrasyon grafikleri oluştururken rastgele ve sistematik hataları önlemek amacıyla, iç standard ile kalibrasyon grafiği çizme yöntemi tercih edilmiştir. Analitler EPA 8270 D'nin önerdiği iç standartlara bağlanmıştır. Kalibrasyon grafiğinde en az 5 farklı konsantrasyon kullanılarak $R^2 \geq 0,99$ değerini sağlayanlar dikkate alınmış sağlamayanların kalibrasyonları yenilenmiştir. Kantitatif ölçme sınırı (LOQ) hesaplanırken en düşük konsantrasyona sahip standart çözeltinin sinyal/gürültü oranı kullanılmıştır. BBP için LOQ değeri 4.81 ppt, LOD değeri 1.44 ppt, DnOP için LOQ değeri 227,27 ppt ve LOD değeri 68,18 ppt olarak hesaplanmıştır.

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

Membran prosesler; düşük molekül ağırlığına sahip organik kirleticilerin yüksek giderim verimi, mükemmel çıkış

suyu kalitesi, modülerite ve diğer sistemler ile entegre olabilme özelliklerinden dolayı büyük ilgi görmektedir (Kim et al., 2008; Lee et al., 2008). FE'lerin membran prosesler ile giderim verimi; membran prosesinin tipi, membran karakteristiği, işletme şartları, spesifik mikrokirletici özellikleri ve membran tıkanması gibi birçok faktöre bağlıdır (Schafer et al., 2011). Membran prosesleri içerisinde RO ve NF mikrokirleticilerin arıtımında oldukça etkili olduğu, ancak UF ve MF proseslerinin giderimde çok etkili olmadıkları belirtilmektedir (Kim et al., 2007). Kullanılan membran tipine göre giderim verimleri %10 ile %95 arasında değişmektedir.

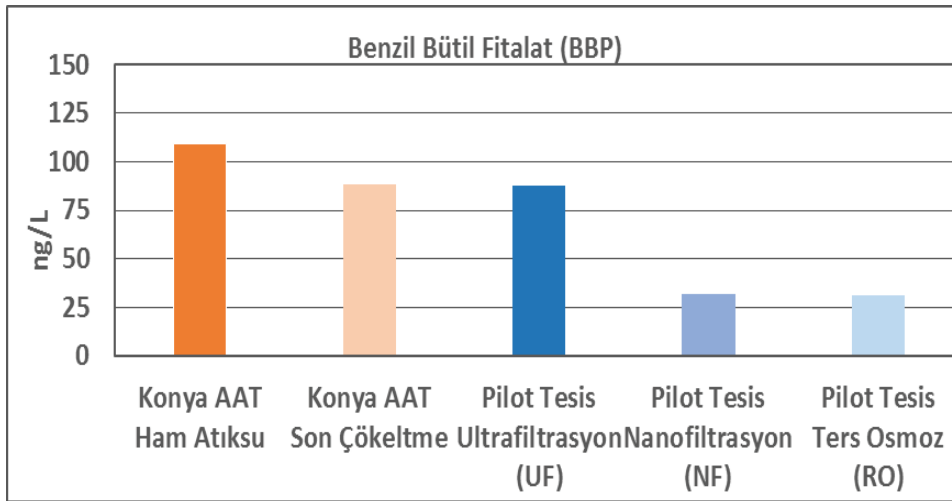
Yangali-Quintanilla et al. (2011), çeşitli endokrin bozucuların NF ve RO prosesleri ile giderimlerini karşılaştırmıştır. NF prosesi ile elde edilen giderim verimleri, RO prosesi ile ulaşılan giderim verimine oldukça yakın olarak bulunmuştur. Membran proseslerde etkin olan MK giderim mekanizmaları adsorpsiyon ve filtrasyondur.

Şekil 3'te Konya AAT ham atıksuyunda, son çökeltme havuzu çıkışında ve membran proseler sonrasında ölçülen 11 aylık ortalama

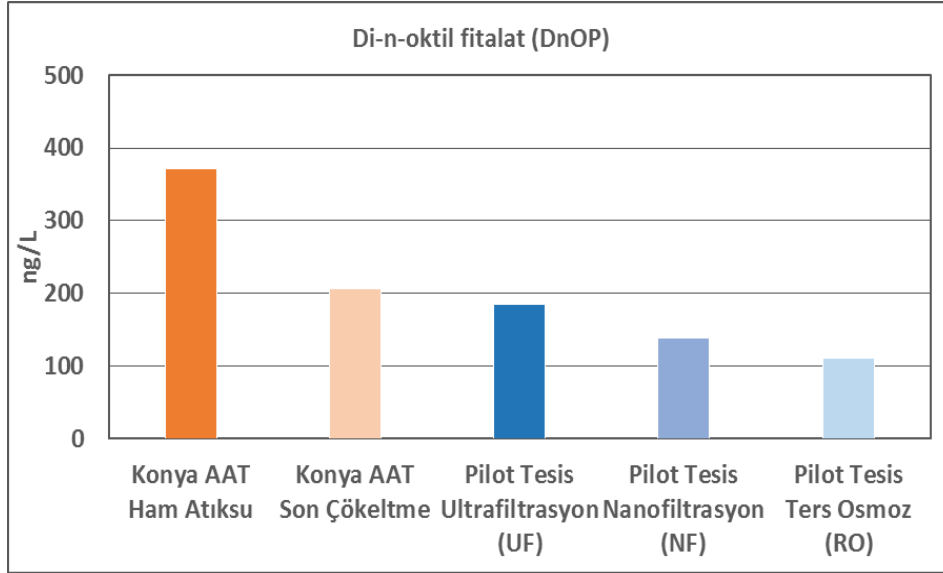


BBP konsantrasyonları verilmektedir. Konya AAT'de incelenen FE'lerden BBP'nin ortalama konsantrasyonu ham atıksuda 109,1 ng/L, son çökeltme çıkışında ise 88,1 olarak ölçülmüştür. Konya AAT'nin BBP giderim verimi %19,2 olarak tespit edilmiştir. Pilot tesiste BBP'nin ortalama konsantrasyonu UF çıkışında 87,4 ng/L, NF çıkışında 31,7 ng/L, RO çıkışında ise 30,9 olarak ölçülmüştür. Üniteler arasındaki giderim verimleri incelendiğinde; son çökeltme çıkışı ile UF çıkışı arasında giderim verimi %1 olarak hesaplanmıştır. Literatürde belirtildiği gibi mikrokirletici gideriminde

UF prosesinin etkin olmadığı görülmüştür. UF çıkışı ile NF çıkışı arasında BBP giderim verimi %63,7 olarak, NF çıkışı ve RO çıkışı arasında giderim verimi ise %2,4 olarak hesaplanmıştır. BBP'nin gideriminde NF membranın oldukça etkili olduğu görülmektedir. NF prosesi ile elde edilen yüksek giderim veriminin ardından RO prosesi ile ancak ilave %2,4 giderim sağlanabilmiştir. Dolayısı ile BBP giderimi için, NF ve RO proseslerinin etkin olduğu tespit edilmiştir. Tüm hat boyunca (Ham atıksu - RO) BBP giderim verimi ise %71,6 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3. Konya AAT ve Pilot Tesiste BBP'nin Değişimi (11 Aylık Ortalama)



Şekil 4. Konya AAT ve Pilot Tesiste DnOP'un Değişimi (11 Aylık Ortalama)

Şekil 4'te Konya AAT ham atıksuyunda, son çökeltme havuzu çıkışında ve membran proseler sonrasında ölçülen 11 aylık ortalama DnOP konsantrasyonları verilmektedir. Konya AAT'de incelenen FE'lerden bir diğeri olan DnOP'un ortalama konsantrasyonu ham atıksuda 370,9 ng/L, son çökeltme çıkışında ise 206,9 ng/L olarak ölçülmüştür. Konya AAT'nin BBP giderim verimi %44,2 olarak tespit edilmiştir.

Pilot tesiste DnOP'un ortalama konsantrasyonu UF çıkışında 184,9 ng/L, NF çıkışında 138,1 ng/L, RO çıkışında ise 110,4 ng/L olarak ölçülmüştür. Üniteler arasındaki giderim verimleri incelendiğinde; Son

çökeltme çıkışı ile UF çıkışı arasında giderim verimi %10,6 olarak hesaplanmıştır. Literatürde belirtildiği gibi DnOP'un gideriminde UF prosesinin etkin olmadığı görülmüştür. UF çıkışı ile NF çıkışı arasında DnOP giderim verimi %25,4 olarak, NF çıkışı ve RO çıkışı arasında giderim verimi ise %20 olarak hesaplanmıştır. Molekül ağırlık oranı BBP'den daha büyük olan DnOP'un NF prosesi sonrası RO prosesi ile ilave arıtımının sağlanabildiği görülmüştür. Tüm hat boyunca (Ham atıksu - RO) ise DnOP giderim verimi ise %70,2 olarak hesaplanmıştır.



5. SONUÇLAR

Yapı malzemeleri, yer döşemeleri, mobilya üretimi, oyuncaklar, gıda ambalajları, kozmetik ürünler ve medikal malzemelerde çoğunlukla ise plastik üretiminde esneklik, saydamlık ve dayanım gibi özelliklerin artırılması amacı yayın olarak kullanılan FE'lerin insan sağlığı ve çevre üzerine çeşitli zararlı etkileri olduğu bilinmektedir.

FE giderimi için tasarlanmamış olan konvansiyonel AAT'lerin FE giderim verimlerinin yetersiz olduğu görülmüştür. Konya AAT de BBP ve DNOP için biyolojik arıtma prosesleri ile elde edilen giderim verimleri sırasıyla %19,2 ve %44,2 olarak hesaplanmıştır.

FE'lerin gideriminde klasik yöntemlere göre giderim verimleri yüksek olan ileri arıtma yöntemleri, membran veya kombine prosesler kullanılmalıdır. UF proseslerin düşük giderim verimleriyle tek başına FE gideriminde etkin olmadığı görülmüştür. FE gideriminde NF ve RO arasındaki giderim veriminin birbirine yakın olduğu, bu yüzden ilk yatırım ve işletme maliyeti daha düşük olan NF'in tercih edilebileceği görülmüştür.

Son çökeltmeden sonra BBP'nin NF ve RO ile elde edilen giderim verimleri sırasıyla %70,9 ve %71,6 olarak hesaplanmıştır, DnOP'un ise NF ve RO ile elde edilen giderim verimleri sırasıyla %62,8 ve %70,2 olarak hesaplanmıştır.

Membran proseslerin diğer bir dezavantajı ise konsantre suyunda bulunan kirlenici konsantrasyonlarıdır. Membran prosesleri kısıtlayan en önemli sorun, oluşan konsantrenin bertaraf edilmesidir.

Bütün bu avantaj ve dezavantajlarının yanında, membran ayırma proseslerindeki giderim verimini etkileyen ve tam olarak anlaşılammış birçok parametre mevcuttur (Geaniyu et al., 2015). Bu durum da göz önüne alınırsa, membran prosesler ile FE'lerin giderimi konusunun tüm yönleri ile anlaşılabilmesi için daha fazla çalışmaya ihtiyaç vardır.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma; TÜBİTAK Araştırma Destek Programları Başkanlığı (ARDEB) tarafından 115Y167 numaralı proje ile desteklenmiştir.



KAYNAKLAR

- Balabanič, D., Rupnik, M., Krivograd Klemenčič, A., 2011, *Negative Impact of Endocrine-Disrupting Compounds on Human Reproductive Health, Reproduction Fertility and Development*, 23, pp.403-411.
- Balabanic, D., Hermosilla, D., Merayo, N., Klemencic, A.K., Blanco, A., 2012, *Comparison of Different Wastewater Treatments for Removal of Selected Endocrine-Disruptors from Paper Mill Wastewaters, Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 47 (10), pp.1350-1363.
- Becker, K., Seiwert, M., Angerer, J., Heger, W., Koch, H.M., Nagorka, R., 2004, *DEHP Metabolites in Urine of Children and DEHP in House Dust, International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 20, pp.409-417.
- Boonyaroj, V., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Theeparaksapan, S., Yamamoto, K., 2012, *Toxic Organic Micro-Pollutants Removal Mechanisms in Long-Term Operated Membrane Bioreactor Treating Municipal Solid Waste Leachate, Bioresource Technology*, 113, pp.174-180.
- Bornehag, C.G., Sundell, J., Weschler, C.J., Sigsgaard, T., Lundgren, B., Hasselgren, M., Hägerhed-Engman, L., 2004, *The Association between Asthma and Allergic Symptoms in Children and Phthalates in House Dust: A Nested Case-Control Study, Environmental Health Perspective*, 112, pp.1393-1397.
- Cases, V., Alonso, V., Argandona, V., Rodriguez, M., Prats, D., 2011, *Endocrine Disrupting Compounds: A Comparison of Removal between Conventional Activated Sludge and Membrane Bioreactors, Desalination*, 272(1-3), pp.240-245.
- Chang, B.V., Liao, G.S., Yuan, S.Y., 2005, *Anaerobic Degradation of di-n-butyl phthalate and di-(2-ethylhexyl) phthalate in Sludge, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75 (4), pp.775-782.
- Clara, M., Windhofer, G., Hartl, W., Braun, K., Simon, M., Gans, O., Scheffknecht, C., Chovanec, A., 2010, *Occurrence of Phthalates in Surface Runoff, Untreated and Treated Wastewater and Fate during Wastewater Treatment, Chemosphere*, 78(9), pp.1078-1084.
- CPSIA, *United States Consumer Product Safety Improvement Act, 2008, Section 108, Washington, DC.*
- Dargnat, C.M., Teil, M., Chevreuil, M., 2009, *Blanchard Phthalate Removal Throughout Wastewater Treatment Plant: Case Study of Marne Aval Station (France), Science of the Total Environment*, 407, pp.1235-1244.



- EPA, 1996, *EPA METHOD 3510C: Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction, Revision 3*, Washington, DC.
- EPA, 1998, *METHOD 8270D: Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)*, Washington, DC.
- EU/2005/84/EC, 2005, *European Union Directive on Phthalates in Toys and Childcare Articles*, Brussels, Belgium.
- EU-RAR, 2007, *European Union Risk Assessment Report on Benzyl Butyl Phthalate (BBP)*, Institute of Health and Consumer Protection (IHCP), European Chemicals Bureau, 3rd Priority List, 76.
- EU-RAR, 2008, *European Union Risk Assessment Report on Bis (2-ethylhexyl) Phthalate (DEHP)*. Institute of Health and Consumer Protection (IHCP), European Chemicals Bureau, 2nd Priority List, 80.
- Fromme, H., Küchler, T., Otto, T., Pilz, K., Müller, J., Wenzel, A., 2002, *Occurrence of Phthalates and Bisphenol A and F in the Environment*, *Water Research*, 36, pp.1429-1438.
- Gao, D., Li, Z., Wen, Z., Ren, N., 2014, *Occurrence and Fate of Phthalate Esters in Full-Scale Domestic Wastewater Treatment Plants and Their Impact on Receiving Waters along the Songhua River in China*, *Chemosphere*, 95, pp.24-32.
- Guo, Y., Wu, Q., Kannan, K., 2011, *Phthalate Metabolites in Urine from China, and Implications for Human Exposures*, *Environment International*, 37(5), pp.893-898.
- Hines, C. J., Hopf, N. B., Deddens, J. A., Silva, M. J., Calafat, A.M., 2011, *Estimated Daily Intake of Phthalates in Occupationally Exposed Groups*, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 21(2), pp.133-141.
- HPA, 2010, *Hazardous Products Act Phthalates Regulations*, Ottawa.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank), 2010.
- Horn, O., Nalli, S., Cooper, D., Nicell, J., 2004, *Plasticizer Metabolites in the Environment*, *Water Research*, 38, pp.3693-3698.
- Jeddi, M.Z., Janani, L., Memari, A.H., Akhondzadeh, S., Yunesian, M., 2016, *The Role of Phthalateesters in Autismdevelopment: A Systematic Review*, *Environmental Research*, 151, pp.493-504
- Kamrin, M.A., 2009, *Phthalate Risks, Phthalate Regulation, and Public Health: A Review*, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 12, pp.157-174.
- Keleş, A., 2008, *Ftalik Asit Esterlerinden Dimetil Fitalatın Elektrokoagülasyon Prosesi ile Arıtımı*, Yüksek Lisans



- Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Kleerebezem, R., Pol, L.W.H., Lettinga, G., 1999, Anaerobic Biodegradability of Phthalic Acid Isomers and Related Compounds, *Biodegradation*, 10(1), pp.63-73.
- Liu, H., Cui, K., Zeng, F., Chen, L., Cheng, Y., Li, H., Li, S., Zhou, X., Zhu, F., Ouyang, G., Luan, T., Zeng, Z., 2014, Occurrence and Distribution of Phthalate Esters in Riverine Sediments from the Pearl River Delta Region, South China, *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), pp.358-365.
- Liu, Y., Chen, Z., Shen, J., 2013, Occurrence and Removal Characteristics of Phthalate Esters from Typical Water Sources in Northeast China, *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2013-2018.
- Mahmoud, M.Abdel Daiem, José Rivera-Utrilla, Raúl Ocampo-Pérez, José, D.Méndez-Díaz, Manuel Sánchez-Polo, 2012, Environmental Impact of Phthalic Acid Esters and Their Removal from Water and Sediments by Different Technologies - A Review, *Journal of Environmental Management*, 109, pp.164-178.
- Mariana, M., Feiteiro, J., Verde, I., Cairrao, E., 2016, The Effects of Phthalates in the Cardiovascula and Reproductive Systems: A Review, *Environment International*, 94, pp.758-776.
- Martinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Rintala, J.A., 2003, Removal of bis(2-ethylhexyl) phthalate at a Sewage Treatment Plant, *Water Research*, 37, pp.1385-1393.
- Matsui, S., 2008, Endocrine Disruptors, *Encyclopedia of Toxicology*, pp.1259-1260.
- Mckee, R.H., Butala, J.H., David, R.M., Gans, G., 2004, NTP Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction Reports on Phthalates: Addressing the Data Gaps, *Reproductive Toxicology*, 18, pp.1-22.
- Meng, X.Z., Wang, Y., Xiang, N.L., Chen, Z.G., Liu, B., 2014, Flow of Sewage Sludge-Borne Phthalate Esters (PAEs) from Human Release to Human Intake: Implication for Risk Assessment of Sludge Applied to Soil, *Science of the Total Environment*, 476, pp.242-249.
- Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K., Takada, H., 2006, Pharmaceutical Chemicals and Endocrine Disruptors in Municipal Wastewater in Tokyo and Their Removal during Activated Sludge Treatment, *Water Research*, 40, pp.3297-3303.
- Nakajima, T., Hopf, N. B., Schulte, P.A., 2000, Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), <https://monographs.iarc.fr/ENG/Publications/techrep42/TR42-18.pdf>, Erişim Tarihi: 08.03.2017.



- Net, S., Sempere, R., Delmont, A., Paluselli, A., Ouddane, B., 2015, Occurrence, Fate, Behavior and Ecotoxicological State of Phthalates in Different Environmental Matrices, *Environmental Science and Technology*, 49, pp.4019-4035.
- Oliver, J.D., Dagher, M., Linden, K., 2005, Induction of *Escherichia Coli* and *Salmonella Typhimurium* into the Viable but Nonculturable State Following Chlorination of Wastewater, *Journal of Water and Health (in press)*.
- Park, M.A., Hwang, K.A., Lee, H.R., Yi, B.R., Jeung, E.B., Choi, K.C., 2012, Cell Growth of BG-1 Ovarian Cancer Cells is Promoted by di-n-butyl phthalate and hexabromocyclododecane via Upregulation of the cyclin D and cyclin-dependent kinase-4 genes, *Molecular Medicine Reports*, 5(3), pp.761-766.
- Peijnenburg, W.J.G.M.J., 2006, Struijs Occurrence of Phthalate Esters in the Environment of the Netherlands, *Ecotoxicology Environmental Safety*, 63(2), pp.204-215.
- Roslev, P., Vorkamp, K., Aarup, J., Frederiksen, K., Nielsen, P.H., 2007, Degradation of Phthalate Esters in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant, *Water Residue*, 41(5), pp.969-976.
- Schettler, T., 2006, Human Exposure to Phthalates via Consumer Products, *International Journal of Andrology*, pp.181-185.
- Sirivithayapakorn, S., Thuyviang, K., 2010, Dispersion and Ecological Risk Assessment of di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in the Surface Waters of Thailand, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84, pp.503-506.
- Staples, C.A., Peterson, D.R., Parkerton, T.F., Adams, W.J., 1997, The Environmental Fate of Phthalate Esters: A Literature Review, *Chemosphere*, 35(4), pp.667-749.
- Tan, B.L.L., Hawker, D.W., Müller, J.F., Leush, F.D.L., Tremblay, L.A., Chapman, H.F., 2007, Modelling of the Fate of Selected Endocrine Disruptors in a Municipal Wastewater Treatment Plant in South East Queensland, Australia *Chemosphere*, 69, pp.644-654.
- Tan, W.B., Zhang, Y., He, X.S., Xi, B.D., Gao, R.T., Mao, X.H., Huang, C.H., Zhang, H., Li, D., Liang, Q., 2016, Distribution Patterns of Phthalic Acid Esters in Soil Particle Size Fractions Determine Biouptake in Soil-Cereal Crop Systems, *Scientific Reports*, 6, 31987.
- Teil, M.J., Tlili, K., Blanchard, M., Labadie, P., Alliot, F., Chevreuil, M., 2014, Polychlorinated Biphenyls, Polybrominated Diphenyl Ethers, and



- Phthalates in Roach from the Seine River Basin (France): Impact of Densely Urbanized Areas, Archives of Environmental Contamination Toxicology, 66(1), pp.41-57.*
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), *Effluent Guidelines Home, Toxic and Priority Pollutants under the Clean Water Act. Priority Pollutants, <https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act/modifications>, Erişim Tarihi: 06.06.2016.*
- USEPA *Phthalates, 2007, TEACH Chemical Summary 2007 Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2015.*
- Vethaak, A.D., Lahr, J., Schrap, S.M., Belfroid, A.G., Rijs, G.B.J., Gerritsen, A., 2005, *An Integrated Assessment of Oestrogenic Contamination and Biological Effects in the Aquatic Environment of the Netherlands Chemosphere, 59, pp.511-524.*
- Xue, W., Wu, C., Xiao, K., Huang, X., Zhou, H., Tsuno, H., Tanaka, H., 2010, *Elimination and Fate of Selected Microorganic Pollutants in a Full-Scale Anaerobic/Anoxic/Aerobic Process Combined with Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Reclamation, Water Research, 44, pp.5999-6010.*
- Yerlikaya, P., 2017, *Fitalat Esterleri ve Su Ürünleri Tüketimindeki Yeri, Journal of Food and Health Science, 3(2), pp.59-66.*
- Yıldıztekin, K., Erkekoğlu, P., Koçer-Gümüşel, B., 2017, *Plastikler Sağlık için Bir Tehdit mi? Ftalatlara Genel Bir Bakış, FABAD Journal of Pharmaceutical Sciences, 42(2), ss.111-123.*
- Yuan, S.Y., Liu, C., Liao, C.S., Chang, B.V., 2002, *Occurrence and Microbial Degradation of Phthalate Esters in Taiwan River Sediments, Chemosphere, 49, pp.1295-1299.*
- Zeng, F.K., Cui, Z., Xie, M., Liu, Y., Li, Y., Lin, Z., Zeng, F., 2008, *Occurrence of Phthalate Esters in Water and Sediment of Urban Lakes in a Subtropical City, Guangzhou, South China, Environment International, 34, pp.372-380.*



Araştırma Makalesi

DENİTRİFİKASYON BİYODUVARLARI İÇİN ALTERNATİF KARBON KAYNAKLARININ ARAŞTIRILMASI

Sema AYDIN¹, E. Burcu ÖZKARAOVA²

Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kurupelit, 55139, Samsun

sema_5561@hotmail.com, gungorb@omu.edu.tr

Özet: Yeraltı suyunda yüksek seviyelerde azotlu kirleticilerin bulunması aşırı gübre kullanımı gibi yayılı kaynaklardan ve hayvan çiftlikleri, atık depolama sahaları gibi noktasal kaynaklardan kaynaklanabilmektedir. Biyoduvar (biowall) uygulamalarıyla zemin içerisine inşa edilecek sistemlerden yararlanarak nitrat ile kirlenmiş yeraltı suyunun arıtılarak kirliliğin taşınması engellenebilmektedir. Biyoduvarlarda heterotrofik denitrifikasyon sürecini destekleyen daha sürdürülebilir karbon kaynaklarının bulunmasına yönelik araştırmalar devam etmektedir. Bu çalışmanın amacı, bir denitrifikasyon biyoduvar sistemi için potansiyel karbon kaynağı olarak en uygun organik maddeyi seçmek ve nitrat giderimi için sürdürülebilir düşük maliyetli karbon kaynaklarını belirlemektir. Deneysel çalışmada kullanılan karbon kaynakları üretim kaynaklı kestane kabuğu, organik çay atığı, yerfıstığı kabuğu, kabak lifi ve badem kabuğu olup bunların ortama saldıkları organik madde konsantrasyonu incelenmiştir. Beş organik madde ile yapılan çalışmaların sonuçlarına bakıldığında organik çay atığının yüksek düzeyde organik madde (6760 mg O₂/L) saldı, badem kabuğunun ise oldukça düşük düzeyde (520 mg O₂/L) anlaşılmıştır. Bununla birlikte kestane kabuğunun (4720 mg O₂/L) ve yer fıstığı kabuğu (4600 mg O₂/L) uzun süreli biyoduvar uygulaması için uygun düzeyde organik madde saldı ve PRB sistemlerinden biyoduvar için uygun olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Nitrat kirliliği, PRB sistemi, Biyoduvar, Organik Karbon Kaynakları

INVESTIGATION OF ALTERNATIVE CARBON SOURCES FOR DENITRIFICATION BIOWALLS

Abstract: The presence of high levels of nitrogenous pollutants in groundwater can result from diffuse sources such as excessive use of fertilizers and point sources such as animal farms and waste disposal. By building underground biowall systems nitrate contaminated groundwater can be treated and plume migration can be prevented. Research continues for determining appropriate sustainable carbon sources that support the heterotrophic denitrification process in biowall systems. The aim of this study was to select the most suitable organic material as a potential carbon source for denitrification biowalls and to identify sustainable low-cost carbon sources for nitrate removal. The carbon sources used in this study were chestnut peel, organic tea residues, peanut shell, luffa cylindrical fiber and almond shell. The organic matter concentration released from these materials was examined. According to the analytical results obtained from the experiments with these organic materials, organic tea waste (6760 mg O₂/L) released the highest levels of organic matter and almond crust (520 mg O₂/L) the lowest. Chestnut peel (4720 mg O₂/L) and peanut shell (4600 mg O₂/L) were found to release organic matter at the most suitable level and were found to be suitable for long-term denitrification biowalls of PRB systems.

Makale Gönderim Tarihi: 11.04.2019

Makale Kabul Tarihi: 24.05.2019



Keywords: Nitrate Pollution, PRB System, Biowall, Organic Carbon Sources

SEMBOLLER

mL	Mililitre
mm	Milimetre
°C	Santigrat Derece
$\mu\text{S/cm}$	Mikrosiemens/Santimetre
mg/L	Miligram/Litre
EC	Elektriksel İletkenlik
N₂	Azot
NO₃	Nitrat
NO₂	Nitrit
NO	Azot Oksit
N₂O	Nitroz Oksit

KISALTMALAR

AB	Avrupa Birliği
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
PRB	Geçirgen Reaktif Bariyer

1. GİRİŞ

Azot döngüsünün bir parçası olarak doğal olarak oluşan nitrat, doğal su kaynaklarında bulunan bir bileşiktir. Genellikle antropojenik kaynaklardan, özellikle azotlu gübrelerin ve hayvan gübresinin, tarım arazisine uygulanması, atmosferik çökme gibi yayılı kaynaklardan ve sıvı ile katı atıkların su ile toprak ortamlarına deşarj/bertaraf edilmesi gibi noktasal

kaynaklardan nitrat kirliliğine neden olur (Gibert et al., 2008; Li et al., 2016).

Nitrat, mide kanserine neden olduğundan şüphelenilen, midede nitrosaminlere indirgenebilen, içilebilir sudaki tehlikeli kirleticilerden biri olarak tanımlanmaktadır (Glass and Silverstein, 1999). Buna ek olarak, sindiriminden sonra karında nitratın nitrite indirgenmesi nedeniyle bebekleri ve hamile kadınları tehlikeye



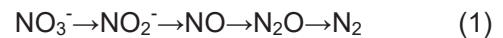
atmaktadır. Nitrit kandaki hemoglobin ile reaksiyona girer ve hemoglobini, hücre dokularına oksijen taşımayan metaemoglobine dönüştürür. Bu olay, methemoglobinemi veya mavi bebek sendromu diye adlandırılan bebeğin derisinin mavimsi bir renk almasıyla sonuçlanır (Shrimali and Singh, 2001).

Yüzeysel sularda veya yeraltı sularında kirletici kaynaklardan gelen azotlu bileşiklerin seviyelerinin artması, çevre ve halk sağlığı üzerinde olumsuz etkilere neden olmaktadır. Söz konusu olumsuz etkileri önleyebilmek için mevzuat ve rehberler yayınlanmıştır. Avrupa "Suların Tarımsal Kaynaklardan Kaynaklı Nitratlardan Kaynaklanan Kirliliğe Karşı Korunmasına İlişkin Direktif (Nitrat Direktifi 91/676/EEC)", kirliliğin önlenmesi ve yeraltı suyundaki mevcut nitrat konsantrasyonunun AB sınırları altındaki değerlere 50 mg/L NO₃⁻ (11,3 mg/L NO₃⁻-N) düşürülmesinin önemini vurgulamaktadır. Avrupa Birliği ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO)'de, nitrat için 11,3 mg N/L (50 mg NO₃⁻/L) sınır değerini belirlemiştir (WHO, 2008).

Nitrat kirliliğini kontrol etmek için, çevresel yayılımını önleme ve kirlenmiş sudan nitratın giderilmesi için yöntemler geliştirilmiştir (Della Rocca

et al., 2006). Nitratla kirlenmiş içme sularının arıtılmasında ters ozmoz, iyon değişimi ve elektrodializ en iyi mevcut teknolojiler olarak tanımlanmış olmasına rağmen, bu işlemler nispeten pahalı olarak nitelendirilmiştir (Till et al., 1998).

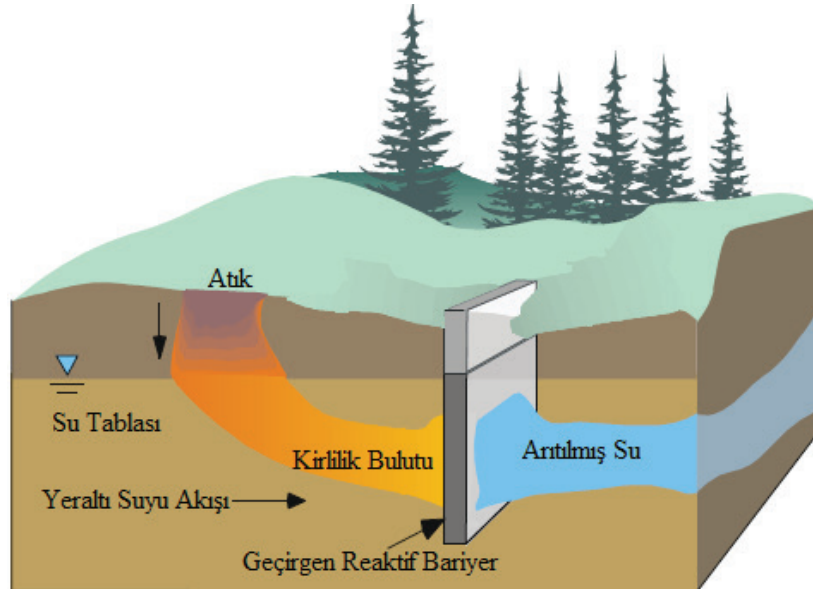
Araştırmalar, nitratın su kaynaklarından uzaklaştırılmasına yönelik yürütülen çalışmalardan en sürdürülebilir yöntemlerden birinin biyolojik denitrifikasyon yöntemi olduğunu göstermektedir (Liu et al., 2013). Heterotrofik ve ototrofik olmak üzere iki tip biyolojik denitrifikasyon vardır. Ototrofik denitrifikatörler enerji kaynağı olarak hidrojen, demir veya sülfür bileşiklerini, karbon kaynağı olarak karbondioksit ve bikarbonat gibi inorganik karbon bileşiklerini kullanırken heterotrofik denitrifikatörler enerji ve karbon kaynağı olarak organik karbon bileşiklerinden yararlanırlar (Zhao et al., 2012). Karbon kaynağı olarak organik karbon bileşiklerini kullanan heterotrofik denitrifikatörler doğadaki en yaygın denitrifikatörlerdir (Van Rijn et al., 2006). Biyolojik denitrifikasyonda nitrat indirgeme yolu şöyledir:





Son zamanlarda özellikle atık ve artıkların tekrar değerlendirilmesi kapsamında farklı karbon kaynaklarını denitrifikasyon sürecinde kullanmak üzere çalışmalar devam etmektedir (Jia et al., 2019; Li et al., 2019; Shao et al., 2019). Yeraltı suyundan birçok organik ve inorganik kirleticilerin fizikokimyasal ve biyolojik süreçlerle giderilmesinde kullanılan geçirgen reaktif bariyer (PRB) sistemlerinden bu amaç için biyoduvarlar (biowalls) geliştirilmiştir. Genel olarak, PRB'ler kirlenmiş yeraltı sularının yerinde iyileştirilmesi için son yirmi yılda yaygın olarak kullanılan yenilikçi uygulamalar arasında yer almaktadır (USEPA,

2012; Obiri-Nyarko et al., 2014). Daha düşük maliyetli ve sürdürülebilir yerinde iyileştirilme yöntemi olması nedeniyle tek başına veya yardımcı iyileştirme yöntemi olarak uygulanmaktadır. PRB'lerde, yeraltına inşa edilecek sistemin içerisinde reaktif malzemeleri içeren muamele bölgesi bulunur. Muamele bölgesine konulacak olan reaktif materyaller yeraltı suyunun arıtılması için ön görülen arıtım prosesine göre belirlenir. Böylece kirlenmiş yeraltı suyu, doğal hidrolik gradyan etkisi altında pasif olarak bu bölgeden geçerken arıtılmış olarak sistemi terk eder (Şekil 1).



Şekil 1. Yeraltı Suyu Kirliliğinin PRB (Geçirgen Reaktif Bariyer) ile İyileştirilmesi (USEPA, 2012).

Tamamen biyolojik süreçlerin hakim olduğu PRB sistemlerine biyoduvar



(biowall) adı verilmektedir. Bu sistemlerde heterotrofik veya ototrofik dönüşümleri destekleyen koşulların sağlanması için muamele bölgesine en uygun enerji ve karbon kaynağı olarak ilgili reaktif malzeme kullanılır. Heterotrofik denitrifikasyonun desteklediği biyoduvarlarda uzun ömürlü ve uygun seviyede karbon salınımını yerine getirebilecek kaynaklar kullanılmaktadır. Bu nedenle, özellikle son yıllarda artık ve atıkların tekrar değerlendirilebileceği daha uzun ömürlü ve düşük maliyetli materyal bulmak için hala çaba sarf edilmektedir (Malá et al., 2017). Bugüne kadar organik karbon kaynağı sağlama üzerine birçok çalışma yapılmıştır (Addy et al., 2016; Wang and Chu, 2016). Araştırmalar denitrifikasyon için bir elektron vericisi olarak kullanılan karbon kaynağının nitratın azota dönüşüm oranını etkilediğini ortaya koymuştur (Wang and Chu., 2016). Biyoduvar içerisinde bulunan denitrifikasyon bakterilerinin ihtiyaç duyduğu karbonun belirli bir aralıkta olması ortamın anoksik/anaerobik koşullarını belirlemektedir. Anoksik koşulları tercih eden bakterilerin faaliyetleri yüksek organik karbon salınımı ve pH gibi çevresel koşullardan çok fazla

etkilenmektedir. Yüksek organik karbon düzeyleri ve düşük pH, denitrifikasyon sürecini inhibe ederken düşük karbon düzeyleri nitrat giderimini azot gazına dönüşümü kısıtlamaktadır. Bu çalışmanın amacı nitrat giderimi için Türkiye’de kolaylıkla temin edilebilecek sürdürülebilir ve ekonomik en uygun reaktif malzemenin seçiminde dikkat edilmesi gereken hassas noktaları deneysel bir çalışma ile birlikte uygulamalı olarak ortaya koymaktır. Çalışmada kestane kabuğu, organik çay artığı, yer fıstığı kabuğu, badem kabuğu ve lif (*Luffa cylindrica*) kullanılarak ortama saldıkları organik karbon düzeyi ve çevresel koşullar incelenmiştir.

2. MATERYALLER VE METOD

2.1. Materyaller

Denitrifikasyonu gerçekleştirmek ve devamlılığını sağlamak için beş organik madde potansiyel karbon kaynağı olarak seçilmiştir. Seçimde materyallere erişim kolaylığı, yaygın kullanımı ve düşük maliyet dikkate alınmıştır. Bu maddeler; kestane kabuğu, organik çay artığı, yer fıstığı kabuğu, kabak lifi (*Luffa cylindrica*) ve badem kabuğudur. Çalışmalarda kullanılan kestane kabuğu kestane



şekeri üretimi yapılan Kafkas Kestane Şekeri fabrikasından, organik çay Çaykur Çay fabrikasından, yer fıstığı artıkları Osmaniye'deki fıstık üreticilerinden, kabak lifi aktardan ve badem kabuğu İzmir Germiyan köyü mevkisinden tedarik edilmiş, gerekli boyutlara (2-4,75 mm) getirmek için kırılmış ve eleklerden elenerek kullanılmıştır. Dane boyutu farklılıklarından kaynaklanabilecek organik madde salınımındaki düzensizlere maruz kalmamak için dana boyutu aralığı 2-4,75 mm aralığı ile sınırlandırılmıştır.

2.2. Metot

2.2.1. Karbon Salınım Deneyi

Konsantrasyonun çok düşük ve yüksek seviyede olması sistemin devamlılığı ve denitrifikasyon koşullarını etkilediğinden uygun organik madde seviyesini tespit edebilmek için salınım testleri yapılmıştır. Analizler için kullanılacak olan numuneler 50 mL'lik santrifüj tüplerinde hazırlanmıştır. Her numunedan 2,2 gram tartılıp santrifüj tüplerine konulmuş ve santrifüj tüpleri tamamen dolacak şekilde safsu ile dolduruldu. Doldurulan santrifüj tüpleri rotator (döndürücü)'e (Stuart Rotator SB2) yerleştirilmiş ve ölçüm süreleri (0-

300 saat) boyunca döndürülerek organik maddelerin karbon salma potansiyeli araştırılmıştır. Bu işlem bütün ölçüm süreleri için tekrarlanmıştır.

Ölçüm için gerekli süresi dolan numuneler döndürücüden alınarak santrifüj cihazında yerleştirilerek 12 dakika boyunca santrifüj edilmiştir. Bu numuneler pastör pipet ile katı materyal gelmeyecek şekilde alınarak sırasıyla pH, EC ve KOİ ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

2.2.1.1. pH ve Elektriksel İletkenlik (EC)

pH ve elektriksel iletkenlik ölçümleri Thermo Scientific-Orion Star A215 cihazı kullanılarak yapılmıştır.

2.2.1.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

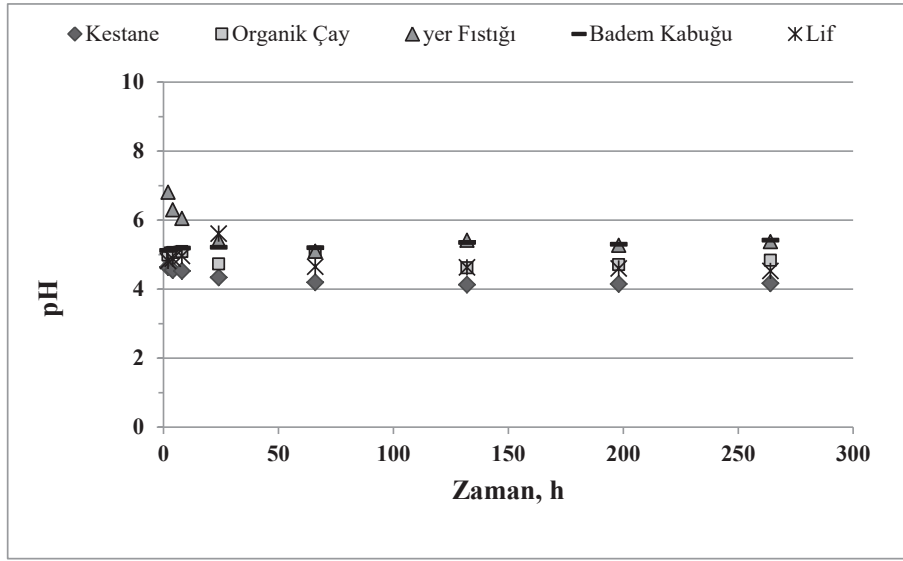
KOİ analizleri, APHA (1998)'e göre yapılmıştır. Buna göre numuneler KOİ tüplerine konularak, tüpler HACH Lange LT200 cihazına yerleştirilerek 148°C 'de 2 saat kaynatılmış, oda sıcaklığında soğutulmuş ve HACH Lange DR6000 cihazında 600 nm'de ölçümleri gerçekleştirilmiştir.



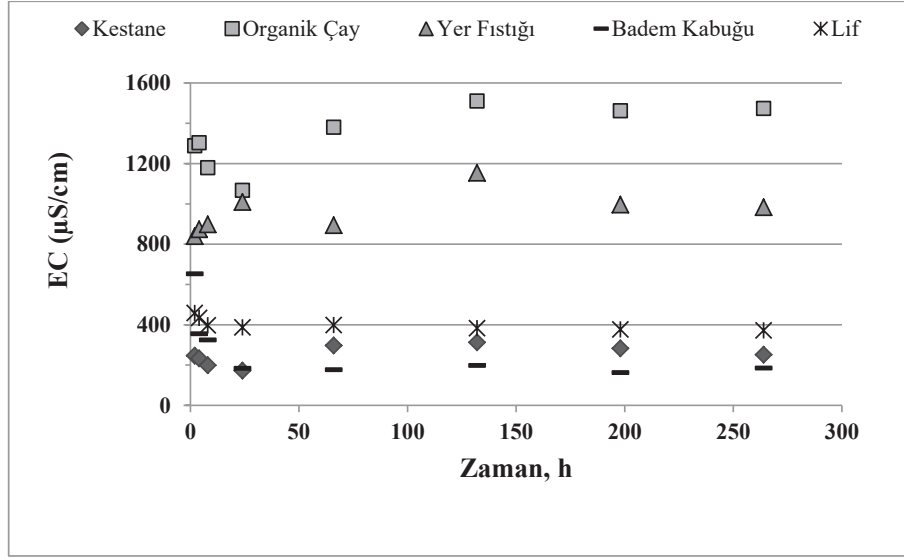
3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Her materyal için ayrı ayrı yapılan ölçümler incelendiğinde materyallerin farklı etkileşimler gösterdiği anlaşılmıştır. Sonuçlar genel olarak değerlendirildiğinde ölçülen pH değerlerinin zamana bağlı olarak asidik koşulları yansıttığı ve 4-7 arasında değiştiği anlaşılmıştır (Şekil 2). Denitrifikasyon bakterilerinin genelde nötr pH koşullarını tercih ettiği rapor

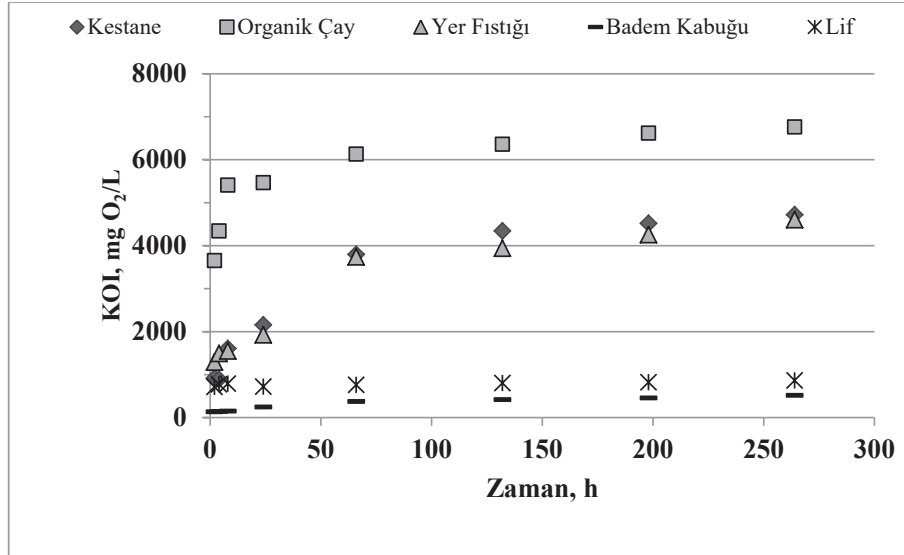
edilmiştir (Zhang et al., 2012). Elektriksel iletkenlik (EC) sonuçlarında ise kimi materyalde artış kimi materyalde azalış belli bir süre sonra ise tam olmasa da bir sabitlenmeye doğru gittiği gözlemlenmiştir (Şekil 3). KOİ değerlerine bakıldığında ise tüm organik maddelerde süre arttıkça tüketilen oksijen miktarının dolayısıyla salınan organik karbonun da arttığı izlenmiştir (Şekil 4).



Şekil 2. pH'nın Zamana Göre Değişimi



Şekil 3. Elektriksel İletkenliğin Zamana Göre Değişimi



Şekil 4. KOİ Salınımının Zamana Göre Değişimi

3.1. Kestane

Kestane ile yapılan çalışmada pH değerlerinde çok büyük değişim belirlenmiş olmakla beraber zamana bağlı olarak 4,6'dan 4,2'ye düştüğü

izlenmiştir (Şekil 2). Yüksek organik karbon seviyelerine bağlı olarak azalan çözünmüş oksijen seviyesinin (mikrobiyal tüketim) bir sonucu olarak anaerobik koşullar gelişebilmektedir. Anaerobik sürecin bir basamağı olan



asit safhasında oluşan yağ asitlerine bağlı olarak ortamın pH'sında da düşüş gözlemlenmektedir (Öztürk, 2018). EC değerlerinin ise zamanla arttığı ve 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişim gösterdiği belirlenmiştir (Şekil 3). Diğer organik maddelerle kıyaslandığında kestane kabuğundan salınan yüksek organik karbon seviyesine rağmen en düşük EC değerleri ölçülmüştür. Bu durum kestane artığının daha sert yapısına bağlanmıştır.

Kestane için KOİ değerlerinde zamanla artış gözlemlenmiştir. Değerler 920 mg O_2/L 'den 11 günün sonunda yaklaşık olarak 4720 mg O_2/L 'ye yükselip dengelenmeye doğru gittiği izlenmiştir (Şekil 4). Kısa zamandaki bu tür yüksek salınımlar organik maddelerin kullanımına ilişkin olarak bir olumsuzluk olarak değerlendirilmiştir (Zhang et al., 2012).

3.2. Çay

Çay için elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde pH değerlerinin zamanla az da olsa bir düşüş sergilediği ve yaklaşık 5'den 4,7'ye ulaştığı görülmüştür (Şekil 2). EC değerlerinin ise zamanla artarak yaklaşık 1290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'den 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'ye ulaştığı anlaşılmıştır (Şekil

3). Genel olarak kıyaslandığında organik çay artığının kestane kabuğuna göre daha çok madde saldığı anlaşılmıştır. Bunun başlıca sebebi olarak çay bitkisinin geçirdiği işlemler sonucu daha yumuşak ve madde salmaya yatkın yapısından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Organik çay artığı için KOİ değerleri benzer şekilde ilk sekiz saat içerisinde hızlı bir salınım göstermiş ve sonrasında KOİ'deki artışların azalarak artmaya devam ettiği ve 6760 mg O_2/L 'ye yaklaşarak sabitlenmeye meyil verdiği gözlemlenmiştir (Şekil 4). Organik karbon salınım bu kadar yüksek seviyede olması biyoduvar içerisinde anoksik koşulları yerine anaerobik koşulların gelişebileceğine işaret etmektedir. Bu koşullarda gelişebilecek farklı mikroorganizmaların daha fazla etkinlik göstermeleri ve denitrifikasyon bakterilerini baskılayarak nitrat giderimlerinin düşmesine sebebiyet verebileceği rapor edilmiştir (Şereš et al., 2019). Farklı organik madde kaynağıyla yapılan çalışmada yüksek organik karbon konsantrasyonu sonucunda gelişen çok düşük çözünmüş oksijen ve redoks potansiyeli değerleri nedeniyle



denitrifikasyonun inhibe olduğu gözlemlenmiştir (yayınlanmak üzere başka dergiye sunulmuştur).

3.3. Yer Fıstığı

Çalışmada en yüksek pH değerleri yer fıstığı için ölçülmüştür. Benzer şekilde pH 6,5'ten zamanla düşüş göstererek yaklaşık 5,5'te sabit kaldığı saptanmıştır (Şekil 2). Ölçülen bu pH seviyeleri diğer materyallerin değerlerine göre biraz daha denitrifikasyon bakterilerini destekleyici seviyededir (Malá et al., 2019). EC değerleri zaman arttıkça arttığı ve yaklaşık 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarında dengelendiği görülmüştür (Şekil 3).

KOI değerlerinin zamana göre göstermiş olduğu artış önemli düzeyde olup 920 mg O_2/L 'den 4600 mg O_2/L seviyelerine ulaşmıştır (Şekil 4).

3.4. Badem

Badem kabuğu için yapılan analizler sonucunda pH değerlerinin zamanla artış gösterdiği ve 5,1'den 5,4'e ulaştığı anlaşılmıştır (Şekil 2). EC değerlerinin de oldukça hızlı bir şekilde 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerinden 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerine kadar düştüğü gözlemlenmiştir (Şekil 3). İyonlardaki bu düşüş kompleksleşme veya biyolojik tüketime

dayandırılmaktadır. KOI konsantrasyonunun çok yüksek olmaması anaerobik koşullarının gelişme olasılığını ve buna bağlı uçucu asit varlığını düşürmektedir. Oda sıcaklığında denitrifikasyon gibi bazı süreçlerin hidrogen iyonu tüketimini sağlaması beklenmelidir (Şimek and Cooper, 2002; Glass and Silverstein, 1998).

Badem kabuğu için yapılan çalışmalarda KOİ değerleri zamana bağlı olarak az da olsa artış gösterdiği ve yaklaşık 130 mg O_2/L değerinden 520 mg O_2/L seviyelerine ulaştığı gözlemlenmiştir (Şekil 4). Söz konusu değerlerin uzun süreli besleme için yeterli olup olmayacağı uzun süreli nitrat giderimi çalışmalarıyla anlaşılacaktır. Ancak daha önce farklı organik materyallerle yapılan çalışma bulguları nitrat gideriminin zamanla düşebileceğine işaret etmektedir (Nordström and Herbert, 2019).

3.5. Kabak Lifi

Kabak lifi için yapılan ölçümlerde pH değerlerinin benzer şekilde zamanla 4,8'den 4,5'e düştüğü belirlenmiştir (Şekil 2). EC değerleri ise zamanla beraber azalarak yaklaşık 460 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'den 372 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'e düştüğü



görülmüştür (Şekil 3). KOİ değerleri zamana göre çok fazla artış göstermeyerek 700 mg O₂/L değerinden yaklaşık 850 mg O₂/L seviyelerine ulaştığı saptanmıştır (Şekil 4). KOİ salınımının çok yüksek olmaması ve sabit seviyede olması biyoduvar içerisinde de daha stabil koşulların oluşmasını ve yeraltı suyunda ek bir kirliliğe sebep vermemesi nedeniyle ümit verici bulunmuştur (Healy et al., 2012).

4. SONUÇ

Bu çalışmada, noktasal kaynaklı yeraltı suyu kirliliğinde nitrat gideriminde kullanılan denitrifikasyon biyoduvarları için düşük maliyetli ve sürdürülebilir organik madde kaynakları araştırılmaya çalışılmıştır. Bu amaç ile ülkemizde bol miktarlarda bulunan veya üretilen kaynaklar tercih edilmiş ve deneysel çalışmada kestane kabuğu, organik çay atığı, yerfıstığı kabuğu, kabak lifi ve badem kabuğu gibi artıkların potansiyeli araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlardan yola çıkılarak çay için KOİ değerlerinin 6700 mg O₂/L değerini aşmış olması nedeniyle anoksik koşulların sağlanamaması, farklı mikrobiyal kültürlerin gelişmesi sonucu denitrifikasyon sürecinin baskılanabileceği şeklinde

yorumlanmıştır. Badem kabuğunun ise ortama saldığı organik madde konsantrasyonunun çok düşük seviyede (~500 mg O₂/L) kalması ve sert yapılı olması nedeniyle uygun olmadığı, kabak lifi olarak bilinen luffa cylindrical'nın uzun süreli çalışmalar için bir ön denemeye tabii tutulması gerektiği kanaatine varılmıştır. Kestane ve yer fıstığı artıklarının biyoduvarlar ile hedeflenen uzun süreli nitrat giderimi için oldukça uygun olduğu ancak organik çayın çok yüksek düzeydeki salınımının çalışma için uygun olmadığı şeklinde değerlendirilmiştir. Uygun organik madde kaynaklarının alternatif kaynak olarak denitrifikasyon biyoduvarlarında etkin olarak kullanılabileceğine yönelik çalışmalara devam edilecektir.

KAYNAKLAR

Addy, K., Gold, A.J, Christianson, L.E., David, M.B, Schipper, L.A., Ratigan, N.A., 2016, *Denitrifying Bioreactors for Nitrate Removal: A Meta-Analysis*, *Journal of Environmental Quality*, 45, pp.873-881.

APHA (American Public Health Association), 1998, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20th ed., APHA-AWWA-WPCF, Washington, DC.



- Della Rocca, C., Belgiorno, V., Meriç, S., 2006, An Heterotrophic/Autotrophic Denitrification (HAD) Approach for Nitrate Removal from Drinking Water, *Process Biochemistry*, 41(5), pp.1022-1028.
- Gibert, O., Pomierny, S., Rowe, I., Kalin, R.M., 2008, Selection of Organic Substrates as Potential Reactive Materials for Use in a Denitrification Permeable Reactive Barrier (PRB), *Bioresource Technology*, 99(16), pp.7587-7596.
- Glass, C., Silverstein, J., 1998, Denitrification Kinetics of High-Nitrate, High-Salinity Wastewater, *Water Research*, 33(1), pp.223-229.
- Glass, C., Silverstein, J., 1999, Denitrification of High Nitrate Concentration Water: pH Effect on Inhibition and Nitrite Accumulation, *Water Research*, 32(3), pp.831-839.
- Healy, M.G., Ibrahim, T.G., Lanigan, G.J., Serrenho, A.J., Fenton, O., 2012, Nitrate Removal Rate, Efficiency and Pollution Swapping Potential of Different Organic Carbon Media in Laboratory Denitrification Bioreactors, *Ecological Engineering*, 40, pp.198-209.
- Jia, L., Gou, E., Liu, H., Lu, S., Wu, S., Wu, H., 2019, Exploring Utilization of Recycled Agricultural Biomass in Constructed Wetlands: Characterization of the Driving Force for High-Rate Nitrogen Removal, *Environmental Science and Technology*, 53(3), pp.1258-1268.
- Li, M., Sun, L., Song, X., 2019, Adding Maize Cobs To Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands Treating Marine Recirculating Aquaculture System Effluents: Carbon Releasing Kinetics And Intensified Nitrogen Removal, *Bioresource Technology*, 274(2), pp.267-271.
- Li, R., Feng, C., Hu, W., Xi, B., Chen, N., Zhao, B., Liu, Y., Hao, C., Pu, J., 2016, Woodchip-Sulfur Based Heterotrophic and Autotrophic Denitrification (WSHAD) Process for Nitrate Contaminated Water Remediation, *Water Research*, 89, pp.171-179.
- Liu, S.J., Zhao, Z.Y., Li, J., Wang, J., Qi, Y., 2013, An Anaerobic Two-Layer Permeable Reactive Biobarrier for the Remediation of Nitrate-Contaminated Groundwater, *Water Research*, 47(16), pp.5977-5985.
- Malá, J., Bílková, Z., Hřich, K., Schrimpelová, K., Michal Křiška, M., Šereš, M., 2017, Sustainability of Denitrifying Bioreactors With Various Fill Media, *Plant and Soil Environment*, 63(10), pp.442-448.
- Nordström, A., Herbert, R.B., 2019, Identification of the Temporal Control on Nitrate Removal Rate Variability in a Denitrifying Woodchip Bioreactor, *Ecological Engineering*, 127, pp.88-95.



- Obiri-Nyarko, F., Grajales-Mesa, S.J., Malina, G., 2014, *An Overview of Permeable Reactive Barriers for In-Situ Sustainable Groundwater Remediation*, *Chemosphere*, 111, pp.243-259.
- Öztürk, M., 2018, *Atıksuların Havasız Şartlarda Arıtımı Esasları*, http://www.cevresehirkutuphanesi.com/assets/files/slider_pdf/ukdBsoiX2BdM.pdf, Erişim Tarihi: 19.05.2019.
- Šereš, M., Mocová, K.A., Moradi, J., Kriška, M., Kočí, V., Hnátková, T., 2019, *The Impact of Woodchip-Gravel Mixture on the Efficiency and Toxicity of Denitrification Bioreactors*, *Science of the Total Environment*, 647, pp.888-894.
- Shao, M., Guo, L., She, Z., Gao, M., Zhao, Y., Sun, M., Guo, Y., 2019, *Enhancing Denitrification Efficiency For Nitrogen Removal Using Waste Sludge Alkaline Fermentation Liquid As External Carbon Source*, *Environmental Science and Pollution Research*, 26(5), pp.4633-4644.
- Shrimali, M., Singh, K.P., 2001, *New Methods of Nitrate Removal from Water*, *Environmental Pollution*, 112(3), pp.351-359.
- Šimek, M., Cooper, J.E., 2002, *The Influence of Soil pH on Denitrification: Progress towards the Understanding of this Interaction over the last 50 Years*, *European Journal of Soil Science*, 53, pp.345-354.
- Till, B.A., Weathers, L.J., Alvarez, P.J., 1998, *Fe (0)-Supported Autotrophic Denitrification*, *Environmental Science and Technology*, 32(5), pp.634-639.
- US Environmental Protection Agency, 2012, *A Citizen's Guide to Permeable Reactive Barriers*, EPA 542-F-12-015, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Van Rjin, J., Schreier, H.J., *Denitrification in Recirculating Systems: Theory and Applications*, *Aquacultural Engineering*, 34(3), pp.364-376.
- Wang, J., Chu, L., 2016, *Biological Nitrate Removal from Water and Wastewater by Solid-Phase Denitrification Process*, *Biotechnology Advances*, 34(6), pp.1103-1112.
- World Health Organization, 2008, *Guidelines for Drinking-Water Quality [Electronic Resource]: Incorporating 1st and 2nd Addenda*, Vol. 1, Recommendations, WHO Press, Geneva, Switzerland.
- Zhang, J., Feng, C., Hong, S., Hao, H., Yang, H., 2012, *Behaviour of Solid Carbon Sources for Biological Denitrification in Groundwater Remediation*, *Water Science and Technology*, 65(9), pp.1696-1704.
- Zhao, Y., Zhang, B., Feng, C., Huang, F., Zhang, P., Zhang, Z., Yang, Y., Sugiura, N., 2012, *Behaviour of Autotrophic Denitrification and Heterotrophic Denitrification in an*



*Intensified Biofilm-Electrode Reactor
for Nitrate-Contaminated Drinking
Water Treatment, Bioresource
Technology, 107, pp.159-165.*

ÇBT YAZIM KURALILARI

1. Çevre Bilim Teknoloji (ÇBT) dergisinde yayımlanmak üzere araştırma makaleleri kabul edilmektedir.
2. Derginin yazım dili Türkçe'dir. Sadece Abstract kısmında İngilizce kullanılmalıdır.
3. Dergiye gönderilecek makaleler özel boyutlarda (195x275) kâğıtlara 1,5 aralıkla ve 12 punto Arial karakteriyle yazılmalıdır.
Makale uzunluğu 8.000 sözcüğü aşmamalıdır.
4. Özet ve Abstract kısımları Giriş Bölümü'nden önce verilmelidir. 100 -150 sözcük arasında ve somut bulguları özetler nitelikte hazırlanmalıdır.
5. Anahtar Sözcükler, en fazla altı sözcükten oluşmalı ve Türkçe ve İngilizce olarak Özet ve Abstract kısmının sonuna eklenmelidir.
6. Metin içerisinde kullanılan kısaltma ve semboller Özet ve Abstract kısmından sonra Giriş bölümünden önce liste halinde verilmelidir. Örneğin:
TEİAŞ Türkiye Elektrik İletim Anonim Şirketi TÜİK Türkiye İstatistik Kurumu
UNSD United Nations Statistics Division
7. Makalede incelenen konunun yeri, önemi, çalışmanın amacı kısaca açıklandıktan sonra bu konuda daha önce yapılan çalışmalara atıfta bulunulmalı ve makaledeki konunun hangi boşluğu dolduracağı, katkısının ne olacağı belirtilmelidir. Bu bölümde, genel ve makale ile ilgisi az bilgilerin verilmemesine özen gösterilmelidir.
8. Yapılan çalışma, ilgili literatür ışığında irdelenmeli ve sonuçlar kritik edilmelidir.
9. Yapılan çalışmada kullanılan yöntem/yöntemler açık ve net ifadeler ile belirtilmeli, ilgili kaynaklar verilmelidir.
10. Uzun literatür ve/veya altyapı bölümlerinden kaçınılmalıdır.
11. Çalışmada elde edilen sonuçlar yalın bir şekilde ifade edilmelidir.
12. Çalışma ile ilgili bir teşekkür yazılacak ise (destekleyen kurumlara veya yardımda bulunan kişilere) kaynaklar kısmından önce verilmelidir.
13. Makalelerde son bölüm olarak, atıfta bulunulan daha önceki çalışmaların bir listesini içeren kaynaklar bölümü olmalıdır.
14. Metin içerisindeki atıflar yazar isimleri ve tarihini belirtir şekilde, örneğin İngilizce ise (Angelidaki and Ahring, 1995), Türkçe ise (Aslanoğlu ve Aydınalp, 2011) olarak yapılmalıdır. Üç ya da daha fazla yazarlı çalışmalara atıflar, metin içerisinde İngilizce ise çalışma (Angelidaki and Ahring, 1995; Bhattacharya et al., 1996) şeklinde noktalı virgül ile ayrılmalıdır.
15. Kaynaklar bölümünde atıfta bulunulan çalışmalar yazarların soyadlarına göre alfabetik olarak sıralanmalı ve atıfta bulunulan her çalışma için çalışmanın yazarları, ismi, yayımlandığı dergi, cilt, sayı ve sayfa numarası ile birlikte yayımlanma yılı; internet kaynakları için vweb adresi ve erişim tarihi belirtilmelidir. Ayrıca aynı web adresinden aynı yıla ait birkaç atıfta bulunulacak ise metin içerisindeki sırasına göre örneğin TÜİK, 2010a; TÜİK, 2010b, şeklinde yazılmalıdır. Aşağıda Kaynaklar yazımına dair birkaç örnek verilmektedir:

Randall, A.W. and Dague, R.R., 1996, Enhancement of Granulation and Start-Up in the Anaerobic Sequencing Batch Reactor, Water Environment Research, Vol. 68/5, pp. 883 - 892. Snoeyink, V.L. and Jenkins, D., 1980, Water Chemistry, John Wiley & Sons, New York. Çöp Hizmetleri Yönetimi, 2001, Türkiye ve Orta Doğu Amme İdaresi Enstitüsü - TODAİE, Yerel Yönetimler Araştırma ve Eğitim Merkezi, No: 11, Ankara. Devlet Planlama Teşkilatı, 1998, Ulusal Çevre Eylem Planı, DPT Yayınları, Ankara.
TÜİK, 2010, Türkiye Sera Gazı Emisyon Envanteri, http://www.tuik.gov.tr/PreTablo.do?tb_id=10&ust_id=3, Erişim Tarihi: 03.04.2010.
Kamu Yönetimi "Reformu", 2005, Bölge Kalkınma Ajansları Yasa Tasarısı Sempozyumu, YAYED-TMMOB Çevre Mühendisleri Odası Ankara Şubesi, Ankara.
16. Yazarı belli olmayan kaynaklarda belge adı ilk önce yazılmalı, daha sonra tarih, yayımcı veya belgenin alındığı eser, rapor ya da web sitesi belirtilmelidir.
17. Şekil ve Çizelgeler metin içerisinde uygun yerlere numaralandırılarak yerleştirilmelidir. Atıf yapılması gereken durumlarda ana metin içerisindeki atıf kuralları uygulanmalıdır. Çizelge başlıkları çizelgenin üst kısmında ve Şekil başlıkları şeklin alt kısmında verilmelidir. Başlıklar mümkün olduğunca kısa ve açıklayıcı olmalı ve başlıklarda 9 punto Arial kullanılmalıdır. Ana metin içerisinde verilen Şekiller, ilave olarak .eps, .pdf, .jpg, .psd veya .tiff formatlarında ve 14x20cm boyutunda ayrı bir dosya içerisinde gönderilmelidir. Ayrıca ana metin içerisinde verilen Çizelgeler .xls veya .xlsx formatında ayrı bir dosya içerisinde gönderilmelidir. Şekil ve Çizelgeler için hazırlanan dosyalardaki numaralandırmalar ana metin içerisindeki numaralandırmalar ile aynı olmalıdır.
Çizelge 1. Mevsimsel Sıcaklık Ortalamaları (MİGM,2011).
Şekil 5. Türkiye Siyasi Haritası (HGM, 1989).
18. Metin içerisindeki formüller numaralandırılarak verilmeli, formüllerde geçen sabit ve değişkenler formülden hemen sonra birimleri ile birlikte açıklanmalıdır. Örneğin:
$$x=y+z \quad (1)$$
19. Dergide yayımlanacak makalelerde SI birimleri kullanılmalıdır. Farklı birimler kullanmanın zorunlu olduğu koşullarda büyüklüğün SI sistemindeki eşdeğeri parantez içerisinde belirtilmelidir.
20. Yukarıda belirtilen yazım kurallarına göre hazırlanacak araştırma makaleleri elektronik [cibt@cmo.org.tr](mailto:cbt@cmo.org.tr) veya editörlerin e-posta adreslerine gönderilmelidir. Ayrıca makale yazım kurallarına uygun olarak hazırlanmış metin şablonuna http://www.cmo.org.tr/yayinlar/dergi_goster.php?kodu=718 adresinden ulaşılabilir.

tmmob evre mühendisleri odası

www.cmo.org.tr