



**T.C.
AKSARAY ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**GELİŞMİŞ SABİT BİYOFİLM SİSTEMLER İLE KARBON, AZOT VE
FOSFOR GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Jamila MOHAMAD

DANIŞMAN

Prof. Dr. Mustafa IŞIK

AKSARAY, 2023

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 202301410 numaralı Yüksek Lisans öğrencisi Jamila MOHAMAD tarafından hazırlanan “**GELİŞMİŞ SABİT BİYOFİLM SİSTEMLER İLE KARBON, AZOT VE FOSFOR GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Prof. Dr. Mehmet Emin ARGUN

Konya Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Özlem GÜLLÜ

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Tez Savunma Tarihi: 24/07/2023

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Yüksek Lisans Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

Prof. Dr. Mehmet Ali HINIS

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

DOĞRULUK BEYANI

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu çalışmayı, akademik kurallara ve bilimsel etik, ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yol ve yardıma başvurmaksızın yazdığımı, yararlandığım eserlerin kaynakçada gösterilenlerden oluştuğunu, çalışmamda kullandığım verilerin orijinalliğini ve her türlü intihalden uzak olduğunu beyan ederim.

Enstitü tarafından belli bir zamana bağlı olmaksızın, tezimle ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara katlanacağımı bildiririm.

Jamila MOHAMAD



TEŞEKKÜR

Başarısı ve bilimsel tezimi tamamlamama yardım ettiği için Rabbime sonsuz şükranlarımı sunuyorum. Yüksek lisans tezimin danışmanlığını nezaketle kabul eden, değerli zamanından ve beni oluşturan bilgi denizinden ve engin tecrübesinden bana veren Prof. Dr. Mustafa IŞIK'a içten teşekkürlerimi borç bilirim.

Sevgili babam, canım annem, kardeşlerim ve arkadaşlarım bana olan desteğinizi ve bana verdiklerinizi unutamam, sizlere teşekkür ederim.

Ayrıca yüksek lisans tezim süresince laboratuvar çalışmalarımda yardımcı olan Öğr. Gör. Dr. Tolga BAHADIR başta olmak üzere diğer hocalarıma ve bana desteklerini esirgemeyen Aksaray Üniversitesi'ndeki tüm hocalarıma en içten teşekkürlerimi sunarım.

Jamila MOHAMAD
AKSARAY, 2023

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ÖZET.....	iii
ABSTRACT	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR	vii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR BİLGİSİ.....	3
2.1 Evsel Atık Sular.....	3
2.2 Evsel Atık Suların Klasik Arıtımı	4
2.2.1 Fiziksel arıtma	4
2.2.2 Kimyasal arıtma.....	4
2.2.3 Biyolojik arıtma	4
2.3 İleri Biyolojik Arıtım.....	5
2.3.1 Biyolojik azot giderimi.....	5
2.3.2 Biyolojik fosfor giderimi	7
2.3.3 Biyolojik azot ve fosfor giderim sistemleri	11
2.4 Atıksu Arıtımında IFAS-SBR Sistemleri.....	16
2.4.1 IFAS teknolojisinin tarihsel gelişimi	16
2.4.2 IFAS- SBR sistemlerinin avantajları ve dezavantajları	17
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	19
3.1 Sentetik Atık Su Bileşimi ve Hazırlanması.....	19
3.2 Aşı Çamur ve Reaktör Start Up.....	21
3.3 Reaktör Sistemi	21
3.4 Reaktör İşletimi	24
3.5 Analiz Yöntemleri	27
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	29
4.1 Reaktör İşletme Parametreleri Değişimi	29
4.2 IFAS-SBR Reaktöründe KOİ, N ve P Giderim Performansı	31
4.3 Reaktör Fazlarında pH, ÇO ve ORP Değişimleri.....	37
4.4 SBR ve IFAS-SBR Sistemlerinde C, N, ve P Giderim Performansları	45
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	50
KAYNAKLAR	52
EKLER.....	55
EK-1. Laboratuvar çalışmaları ile ilgili görseller.....	55
ÖZGEÇMİŞ.....	56

YÜKSEK LİSANS TEZİ

GELİŞMİŞ SABİT BİYOFİLM SİSTEMLER İLE KARBON, AZOT VE FOSFOR GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Jamila MOHAMAD

**Aksaray Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

Danışman: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

ÖZET

Evsel atık suların arıtımında yüzyıldan daha uzun bir süredir klasik aktif çamur sistemleri uygulanmaktadır. Son yıllarda su kaynaklarının korunması için karbon giderimi yanında azot ve fosfor giderimi de gerekli olmaya başlamış, bilim insanları etkin ve sürdürülebilir yöntemler araştırmaktadır. Bu tez çalışmasında da klasik aktif çamur proseslerine de entegre edilerek kullanılabilecek gelişmiş sabit biyofilm aktif çamur sistemi (IFAS) ardışık kesikli reaktörle (SBR) birlikte uygulanmıştır. IFAS-SBR sistemi 5 çalışma periyodu olarak sentetik evsel atıksu ile C, N ve P giderimi araştırmak için işletilmiştir. Ardışık kesikli reaktör içerisine % 20 ve % 40 hacimsel doluluk oranlarında hareketli destek materyali doldurularak esas olarak anaerobik (An)/aerobik(Ox)/anoksik(Ox) günde 2 ve 3 döngü ile 24 -36 saatlik hidrolik bekleme süreleri (θ_H) ve 11,8-25,8 gün çamur yaşı (θ_C) aralıklarında çalışılmıştır. Çalışma aşamalarında ortalama olarak kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) %92,7-%96,2, toplam azot (TN) %60,2-%95,5 ve fosfat fosforu (PO₄-P) giderimi %32,3-%59,3 arasında değişmiştir. Destek materyali kullanımı genel olarak daha çok TN giderimi üzerinde etkili olurken P giderimi üzerinde olumlu bir etkisi gözlemlenmemiştir. SBR reaktörün destek materyali ile birlikte IFAS-SBR olarak kullanımında destek materyali doluluk oranları, yükleme koşulları, döngü sayısı ve faz sıralarının klasik SBR reaktöründen farklı olarak belirlenmesi ve en uygun işletme koşulları ile deşarj standartlarının sağlanabileceği sonucuna ulaşılmıştır. Biyolojik proseslerde fosfor gideriminin de deşarj standartlarında bir çıkış suyu elde edilse bile, alternatif olarak kimyasal PO₄-P gideriminin de olması önerilmektedir.

Anahtar Kelimeler: Arıtım, Atık su, IFAS, Nutrient, SBR.

Temmuz, 2023; 56 sayfa

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION OF CARBON, NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL WITH INTEGRATED FIXED BIOFILM SYSTEMS

Jamila MOHAMAD

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

Supervisor: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

ABSTRACT

Conventional activated sludge systems have been used for over a century in the treatment of domestic wastewater. In recent years, in addition to carbon removal for the preservation of water resources, the removal of nitrogen and phosphorus has also become necessary, leading scientists to explore effective and sustainable methods. In this thesis, an advanced biofilm activated sludge system (IFAS) was applied in conjunction with a sequential batch reactor (SBR) that could be integrated into classical activated sludge processes. The IFAS-SBR system was operated with synthetic domestic wastewater for 5 study periods to investigate the removal of carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P). Within the sequential batch reactor, mobile support media were filled at volumetric fill ratios of 20% and 40%, primarily for anaerobic (An)/aerobic (Ox)/anoxic (Ox) processes. The reactor operated with 2 and 3 cycles per day and hydraulic retention times (θ_H) of 24-36 hours, and sludge ages (θ_C) of 11.8-25.8 days were applied. During the study phases, the average removal rates were as follows: chemical oxygen demand (COI) ranged from 92.7% to 96.2%, total nitrogen (TN) ranged from 60.2% to 95.5%, and phosphate phosphorus (PO_4 -P) removal ranged from 32.3% to 59.3%. The use of support media was observed to have a greater impact on TN removal, while no significant effect was observed on P removal. When the SBR reactor was used in conjunction with support media as IFAS-SBR, it was concluded that the fill ratios, loading conditions, cycle numbers, and phase sequences needed to be determined differently from those of classical SBR reactors. It was also determined that optimal operating conditions could be achieved to meet discharge standards. Although achieving a discharge water quality that meets the standards for phosphorus removal can be obtained through biological processes, it is suggested to consider alternative chemical removal of PO_4 -P.

Keywords: Treatment, Wastewater, IFAS, Nutrient, SBR.

July, 2023; 56 pages

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. İleri biyolojik arıtım prosesi (a) basitleştirilmiş mekanizması, (b) A/O ya da Pho-redoks prosesi ve (c) KOİ ve PO ₄ derişimleri profili.....	8
Şekil 2.2. PAO'lar için fosfor salınımı ve alımı biyokimyasal model.....	11
Şekil 3.1. IFAS-SBR reaktör sistemi.	22
Şekil 3.2. Kullanılacak K1 PE03 biyofilm destek materyali.	22
Şekil 3.3. IFAS-SBR reaktör II. çalışma periyot fazları (toplam 8 saat günde 3 döngü).	26
Şekil 3.4. IFAS-SBR reaktör III, IV. ve V. çalışma periyot fazları (toplam 12 saat günde 2 döngü).....	26
Şekil 3.5. Çalışma boyunca işletme parametrelerinde yapılan değişiklikler.	27
Şekil 4.1. Çalışma süresince aerobik faz pH ve ÇO derişimleri.	30
Şekil 4.2. Çalışma süresince aerobik faz MLSS ve boşaltma fazı çıkış AKM değerleri.	30
Şekil 4.3. Çalışma süresince çıkış KOİ değerleri ve giderim yüzdeleri.	32
Şekil 4.4. Çalışma süresince çıkış NH ₄ -N değerleri ve giderim yüzdeleri.	32
Şekil 4.5. Çalışma süresince çıkış TN değerleri ve giderim yüzdeleri.	34
Şekil 4.6. Fazlardaki NH ₄ -N derişimi.	34
Şekil 4.7. Fazlardaki NO ₂ -N derişimi.	35
Şekil 4.8. Fazlardaki NO ₃ -N derişimi.	35
Şekil 4.9. Çalışma süresince çıkış PO ₄ -P değerleri ve giderim yüzdeleri.	36
Şekil 4.10. Fazlardaki PO ₄ -P derişimi.....	36
Şekil 4.11. II. çalışma (%20) doluluk oranında döngü süresince ÇO ve ORP derişimi (36.gün).	37
Şekil 4.12. II. çalışma (%20) doluluk oranında döngü süresince pH derişimi (36.gün).	37
Şekil 4.13. II. çalışmada (%20 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH derişimi (43.gün).	38
Şekil 4.14. III. çalışmada (%40 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH derişimi (44.gün).	39
Şekil 4.15. IV. çalışmada (%40 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH derişimleri (72.gün).	39
Şekil 4.16. V. çalışmada döngü süresince ÇO, ORP ve pH derişimleri (78.gün).	40
Şekil 4.17. SBR reaktörde organik madde, N ve P derişimi.	44
Şekil 4.18. pH, ORP ve ÇO ölçümleri.	44

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Evsel atık suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri.	3
Çizelge 2.2. BNR sistemlerinden A ₂ O ve SBR sistemlerinin özellikleri.	14
Çizelge 3.1. Evsel atık suların karakterizasyonu.	20
Çizelge 3.2. Sentetik atıksu bileşimi hesap çizelgesi.....	20
Çizelge 3.3. Sentetik atıksu bileşiminde kullanılan çeşme suyunun bazı özellikleri. 21	
Çizelge 3.4. IFAS-SBR sistemi işletme şartları.....	25
Çizelge 3.5. Tez çalışmasında yapılan analizler ve kullanılan yöntemler.	28
Çizelge 4.1. Çalışma aşamaları boyunca işletme şartları ve performans özetleri.....	46
Çizelge 4.2. SBR ve IFAS-SBR sistemleri ile ilgili yapılan bazı arıtım çalışmaları şartları ve giderim performansları.	49



SİMGELER VE KISALTMALAR

A²O	Anaerobik/Anoksik/Aerobik (Oksik)
AKM	Askıda Katı Madde
APHA	Amerikan Halk Sağlığı Derneği
AWWA	Amerikan Su İşleri Derneği
ATP	Adenozin Trifosfat
ADP	Adenozin Difosfat
Asetil-CoA	Asetil Co-Enzim A
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
BNR	Biyolojik nütrient giderimi
EAS	Evsel Atık Su
EMP	Emden Meyerhof ve Parnas metabolik yolu
ED	Entner-Doudoroff metabolik yolu
IFAS	Gelişmiş Sabit Biyofilm Aktif Çamur Sistemleri
F/M	Besin/Mikroorganizma
GAO	Glikojen Akümüle Eden Mikroorganizma
HBS	Hidrolik Bekleme Süresi
HDPE	Yüksek Yoğunluklu Polietilen
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MLSS	Karışıklı Sıvı Askıda Katı Madde Derişimi
MLVSS	Karışıklı Sıvı Askıda Ucucu Katı Madde Derişimi
NaAc	Sodyum Asetat
NaHCO₃	Sodyum Bikarbonat
NH₄-N	Amonyum Azotu
NO₂-N	Nitrit Azotu
NO₃-N	Nitrat Azotu
Orto-P	Ortofosfat
Org-N	Organik Azot
ORP	Oksidasyon Reduksiyon Potansiyeli
PO₄-P	Fosfat Fosforu
PAO	Fosfor Akümüle Eden Mikroorganizma
Poli-P	Polifosfat
PHA	poly-β- hidroksialkanoat
PHB	poly-β-hydroxybutirat
rbKOİ	Biyolojik Olarak Kolay Kullanılabilir KOİ
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
SBR	Ardışık Kesikli Reaktör
TÇKM	Toplam Çözünmüş Katı Madde
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TN	Toplam Azot
TOK	Toplam Organik Karbon
TP	Toplam Fosfor
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
VFA	Uçucu Yağ Asitleri
UKM	Uçucu Katı Madde
θ_c	Çamur yaşı
θ_H	Hidrolik Bekleme Süresi
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
WEF	Su Çevre Fedarasyonu

1. GİRİŞ

Gelişmekte olan ülkelerdeki hızlı kentleşme, artan enerji ihtiyaçları ve uygulanmaya başlanan sıkı deşarj standartları, etkili ve kontrol edilebilir atık su arıtma sistemlerinin geliştirilmesine yol açmıştır (Wu vd., 2016). Farklı konfigürasyonlara (anaerobik, aerobik ve anoksik bölgelerin kombinasyonu) dayalı çeşitli biyolojik sistemler halihazırda dünya çapında uygulanmaktadır. Özellikle gelişmekte olan ülkelere sınırlı kaynaklar ve deşarj standartlarının sıkı uygulama gerekliliği daha sağlam ve esnek arıtma sistemleri arayışına yol açmıştır (Singh vd., 2019). Son yirmi yıldan beri gelişmiş sabit biyofilm aktif çamur sistemleri (Integrated Fixed-film Activated Sludge System (IFAS)) üzerine araştırmaların sayısı artmıştır. IFAS sistemleri hem evsel hem de endüstriyel atık sular için uygun bir seçenek haline gelmeye başlamıştır (Eslami vd., 2017). 1994 yılından bu yana, IFAS teknolojisi, küçük ve kırsal topluluklar için sürdürülebilir bir çözüm sağlayabilen etkin bir seçenek olarak ortaya çıkmıştır (Singh ve Kazmi, 2016). IFAS sistemi, biyoreaktörlerde biyokütlenin reaktöre ilave edilen özel biyokütle taşıyıcılar üzerinde çoğaldığı bağlı büyüme ve süspanse büyüme ile biyokütle derişiminin artırıldığı ve her iki büyümenin avantajlarının kullanıldığı entegre bir sistemdir. Bu gelişmiş sistemle atık sularda kompakt biyokütle ile eş zamanlı olarak karbon, azot ve fosfor gideriminin mümkün olduğuna işaret edilmiştir (Tchobanoglous vd., 2014).

IFAS sistemleri tek bir tankta karbon ve azot oksidasyonu (nitrifikasyon) için kullanılabilirken (Singh ve Kazmi, 2016), anoksik ve anaerobik zonlar kullanılarak karbon, azot ve fosfor giderimi (Wang vd., 2021; Wu vd., 2022; Xu vd., 2021; Zhao ve Bai, 2022) için de çözüm olabilmektedir. IFAS proseslerinin sadece karbon oksidasyonu yapan klasik aktif çamur tesislerinin nitrifikasyon kapasitesini artırarak fazlalık hacmi ön anoksik tank olarak kullanıp Modifiye Ludzack Ettinger prosesine dönüştürerek günümüzde yaygın kullanım potansiyeli bulunmaktadır (Tchobanoglous vd., 2014). Sürekli beslemeli aktif çamur sistemlerinde kesikli havalandırma uygulayarak C, N ve P giderimi deşarj standartlarını sağlayacak şekilde elde edilebilmektedir (Singh vd., 2019).

Bu tez çalışması ile IFAS-SBR sistemi ile orta kirlilikte evsel ham atıksuları temsil edecek şekilde hazırlanan sentetik atıksudan destek materyalinin kimyasal oksijen

ihtiyacı (KOİ), toplam azot (TN) ve toplam fosfor (TP) giderim performansı araştırılmıştır.



2. LİTERATÜR BİLGİSİ

2.1 Evsel Atık Sular

Üretim ve kullanım faaliyetleri sonucu ortaya çıkan, insan ve çevre sağlığına zarar verecek şekilde doğrudan ve dolaylı bir biçimde alıcı ortama verilmesi sakıncalı her türlü madde atık olarak adlandırılmaktadır. Atıkların; kaynağında azaltılması, özelliğine göre ayrılması, toplanması, arıtılması, taşınması, bertarafı ve bertaraf işlemleri sonrası kontrol ve benzeri işlemler bir bütün olarak Atık yönetimi olarak ifade edilmektedir (Zaman ve Ahsan, 2020).

Su yaşamın temel öğelerinden biridir. Su, bir besin maddesi olmasının yanında, içerisinde bulundurduğu mineral ve bileşiklerle vücudumuzdaki her türlü biyokimyasal reaksiyonların gerçekleşmesinde inanılmaz derecede etkin rol oynamaktadır. Su canlının ve canlılığın her şeyidir. Su, aynı zamanda canlılar için bir yaşam ortamıdır.

Bir insan günde ortalama 2,5 L su içer ve yaklaşık 200 L suyu diğer ihtiyaçlarına kullanır. Temiz su kaynaklarından temin edilen su, insani-sıhhi ihtiyaçlar için kullanıldıktan sonra evsel atık su (EAS) olarak tahliye edilmektedir.

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre Belediyeler, köyler, imalat sanayi işyerleri, termik santraller, sanayi ve maden işletmeleri tarafından 2020 yılında 15,3 milyar m³ atık su deşarj edilmiştir. Evsel atık suyun kirlilik konsantrasyonunu etkileyen temel parametreler nüfus yoğunluğu ve kullanılan su miktarıdır. Evsel atık su özellikleri Çizelge 2.1'deki gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak sınıflandırılmaktadır (Qasim ve Zhu, 2018).

Çizelge 2.1. Evsel atık suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri.

Fiziksel Özellikler	Kimyasal özellikler			Biyolojik Özellikler
	Organik	İnorganik	Gazlar	
Renk	Karbonhidratlar	Alkalinite	Metan	Canlı hücreler
Koku	Yağ ve gres	Klorürler	Oksijen	Bitkiler
Katı maddeler	Pestisitler	Ağır metaller	Hidrojen sülfür	Tek hücreliler
Sıcaklık	Fenoller	Azot		Virüsler
	Proteinler	Fosfor		
	Yüzey aktif maddeler	Sülfür		
		pH		
		Toksik bileşenler		

2.2 Evsel Atık Suların Klasik Arıtımı

Evsel atık suların arıtılmasında yaygın olarak kullanılan klasik arıtma yöntemi, biyolojik arıtmadır. Evsel atıksu arıtımında aktif çamur sistemlerinin kullanımı oldukça avantajlı olduğundan genellikle bu sistemler kullanılır. Ancak, bu sistemlerde suyun arıtma prosesindeki bekleme süresinin uzun olması, yüksek debideki atık suların hızlı arıtılması için dezavantaj oluşturmaktadır. Günümüzde arıtma projeleri atık suların arıtılması esasına göre değil, atık suların arıtıldıktan sonra kullanılması düşünülerek tasarlanmaktadır.

Atık su arıtma sistemlerinde kullanılan atık su arıtma üniteleri aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir.

2.2.1 Fiziksel arıtma

Atık su içerisindeki kirletici maddelerin fiziksel işlemlerle atık sudan alınması amacı ile kullanılan işlemlerdir. Uygulamaları genel olarak ızgaralar, elekler, kum tutucular, yüzdürme sistemleri, çöktürme havuzları, dengeleme havuzlarıdır.

2.2.2 Kimyasal arıtma

Kimyasal arıtma sistemleri suda çözünmüş veya askıda halde bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek çökelmelerini sağlamak üzere uygulanan arıtma işlemleridir. Kimyasal arıtma işleminde, uygun pH değerinde atık suya kimyasal maddeler (koagülant, polielektrolit vb) ilave edilmesi sonucu, çöktürülmek istenen maddeler çökelti olarak çamur halinde sudan ayrılır. Uygulamaları genel olarak nötralizasyon, flokülasyon ve koagülasyondur.

2.2.3 Biyolojik arıtma

Biyolojik arıtma, atık su içerisindeki çözünmüş organik maddelerin bakteriyolojik faaliyetlerle ayrıştırılarak giderilmesi işlemidir. Bakterilerin arıtma işlemini gerçekleştirebilmeleri için pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen, toksik maddeler gibi parametrelerin kontrol altında tutulması gerekmektedir. Uygulamaları genel olarak aktif çamur sistemleri, biyofilm sistemleri, stabilizasyon havuzları, havalandırma lagünleri ve damlatmalı filtrelerdir.

2.3 İleri Biyolojik Arıtım

2.3.1 Biyolojik azot giderimi

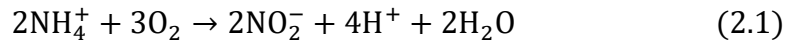
Atık sularda veya doğal sularda azot miktarı, birçok faktöre bağlı olarak değişebilir. Azot, doğal olarak bulunan bir element olup, çevredeki çeşitli kaynaklardan suya girebilir. Bunlar arasında tarım faaliyetleri, endüstriyel kirlilik, kanalizasyon sistemleri ve doğal kaynaklardan gelen akıntılar yer alabilir. Su veya atık suların içinde bulunan azot bileşiklerinin doğal mikroorganizmalar aracılığıyla çevreye zarar vermeden giderilmesini sağlayan bir süreçtir. Bu süreç, genellikle atık su arıtma tesislerinde veya doğal sulak alanlarda gerçekleştirilir. Azot, doğal olarak bulunan bir element olup bitki ve hayvanlar tarafından organik bileşiklerde bulunur. Ancak, aşırı azot kirliliği, özellikle tarım ve atık su deşarjı gibi insan faaliyetlerinden kaynaklanan yüksek azot konsantrasyonları, su sistemlerinde çeşitli sorunlara yol açabilir.

Nitrit ve nitrat bitkilerin kullandığı azot formu olmalarına rağmen yüksek derişimlerde balık ve insanlara toksik etki yaparlar. Amonyum topraktaki mineraller ve bileşikler tarafından kolaylıkla tutunmasına karşın nitrit ve nitrat adsorbe olmadıklarından kolaylıkla yeraltına taşınabilirler. Amonyumun amonyak olarak uçabilmesine karşın nitrit ve nitrat bitki ve mikroorganizmalar ile kullanılmadıkça suda azalamazlar (Kaiser vd., 1999; Yıldız vd., 2013). Sularda bulunan nitrat (NO_3) insan sağlığı açısından önemlidir. Artan nüfus beslemek için gıda üretimi için kullanılan nitratlı gübreler, çiftlik hayvanlarının (büyükbaş ve kümes hayvanları) atıkları ve kentsel atık sular sularda ve toprakta başlıca nitratın kaynaklarıdır. Sızma, yüzeysel akış ve atmosferik taşınım nitratın sulara taşınmasında ana mekanizmalardır. Nitrat suda oldukça fazla çözünür olduğu için taşınımı kolaydır ve yeraltı sularını aşırı miktarda kirlitebilir. İçme suyu kaynaklarında nitrat seviyeleri giderek artmaktadır. Yüksek derecede nitrat içeren içme suları nitrat zehirlenmesi ya da mavi bebek (methemoglobinemia) hastalığına neden olmaktadır. Nitrat için Dünya Sağlık Örgütü (WHO) standart değeri içme suyu için 45 mg NO_3/L olmakla birlikte, yaşam boyu 1 mg/L'nin üstünde maruz kalındığında dalak kanaması riskinin olduğu bildirilmiştir (Kaiser vd., 1999).

Biyolojik azot giderimi, genellikle nitrifikasyon ve denitrifikasyon adı verilen iki temel süreçten oluşur.

Nitrifikasyon: Bu süreç, amonyum iyonlarının nitrit ve daha sonra nitrat iyonlarına dönüştürülmesini içerir. Bu dönüşüm, özel nitrit bakterileri ve nitrat bakterileri tarafından gerçekleştirilir. İlk adımda, amonyum iyonları, *Nitrosomonas* bakterileri tarafından nitrit iyonlarına oksitlenir. Ardından, nitrit iyonları, *Nitrobacter* bakterileri tarafından nitrat iyonlarına oksitlenir. Nitrifikasyon süreci, aerobik (oksijen varlığında) koşullarda gerçekleşir (Qasim ve Zhu, 2018).

- Amonyum iyonunun nitrit iyonuna dönüşümü:



- Nitrit iyonunun nitrat iyonuna dönüşümü:



Bu denklemler, nitrifikasyon sürecindeki oksidasyon reaksiyonlarını temsil eder. Amonyum iyonları (NH_4) nitrit bakterileri tarafından nitrit iyonlarına (NO_2) oksitlenir. Ardından, nitrit iyonları nitrat bakterileri tarafından nitrat iyonlarına (NO_3) oksitlenir. Bu süreçlerde, oksijen (O_2) tüketilir ve hidrojen iyonları (H^+) serbest kalır ve ortam pH'ı düşer (Qasim ve Zhu, 2018).

Denitrifikasyon: Bu süreç, nitrat iyonlarının nitrit, azot oksitleri ve sonunda azota (N_2) dönüştürülmesini içerir. Denitrifikasyon, nitrat bakterileri tarafından gerçekleştirilir ve oksijenin bulunmadığı veya sınırlı olduğu anaerobik koşullarda gerçekleşir. Bu süreçte, nitrat iyonları, sırasıyla nitrit, azot oksitleri ve son olarak azota indirgenir (Qasim ve Zhu, 2018).

Bu süreçler, doğal su sistemlerinde ve arıtma tesislerinde azot kirliliğini azaltmaya yardımcı olur. Biyolojik azot giderimi, azotun çevreye salınmasını ve su kaynaklarına zarar vermesini önlemeye yardımcı olur. Bu sayede su kalitesi korunur ve su ekosistemleri dengeli bir şekilde çalışabilir.

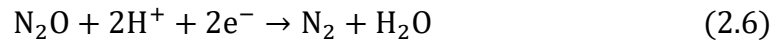
- Nitrat iyonunun nitrit iyonuna indirgenmesi:



- Nitrit iyonunun azot oksitlerine indirgenmesi:



- Azot oksitlerinin azota indirgenmesi:



Bu denklemler, denitrifikasyon sürecindeki indirgeme reaksiyonlarını temsil eder. NO_3 iyonları, NO_2 iyonlarına ve ardından azot oksitlerine (NO) indirgenir. Son olarak, azot oksitleri azota (N_2) dönüştürülür. Bu süreçlerde, O_2 tüketilirken bazen de azot oksitlerinin azota dönüşümünde elektronlar (e^-) ve hidrojen iyonları (H^+) kullanılır.

Bu denklemler, nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerindeki temel kimyasal reaksiyonları yansıtmaktadır. Gerçek sistemlerde bu süreçler daha karmaşık olabilir ve farklı mikroorganizmalar ve koşulların etkisiyle değişebilir (Tchobanoglous vd., 2014).

2.3.2 Biyolojik fosfor giderimi

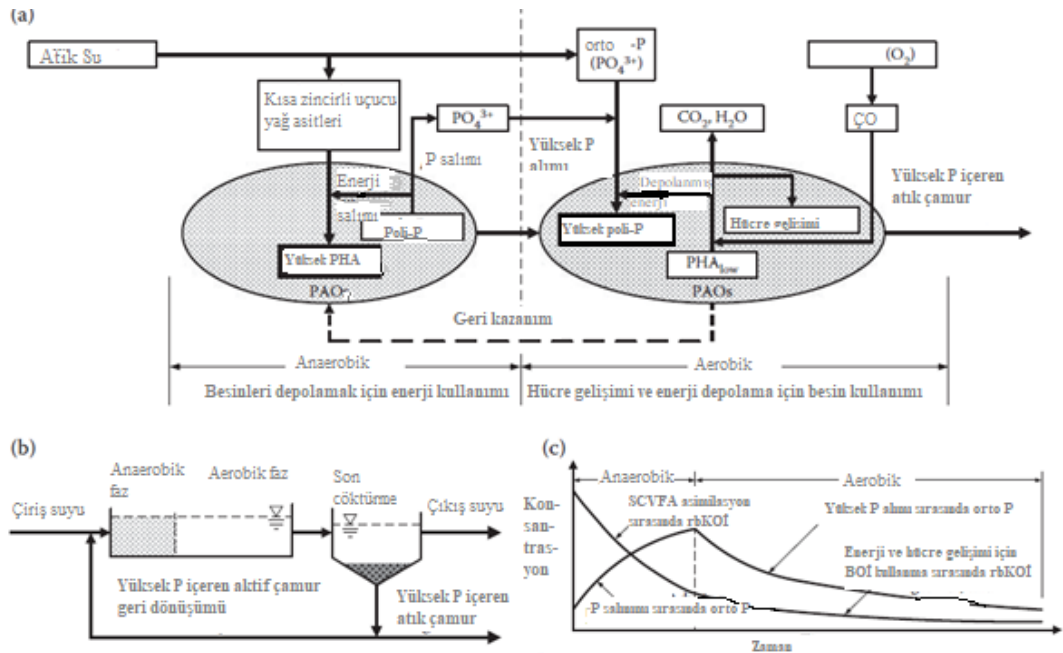
Fosfor mikroorganizmalar dahil canlı gelişimi için temel besin elementlerinden biridir. Doğal sularda eser miktarda bulunur, fazla olması ötrofikasyon problemine neden olduğu için sularda fazla miktarları istenmemektedir. Ham evsel atıksularda 4-10 mg/L P bulunmaktadır. Organik ve inorganik fosfat türleri olmakla birlikte evsel atıksularda %70'i inorganik orta ve poli fosfat formundadır. İnorganik fosfor esas olarak mikroorganizmalarda hücre sentezi ve enerji taşınımı için kullanılmaktadır. $\text{C}_{60}\text{H}_{87}\text{O}_{23}\text{N}_{12}\text{P}_{60}$ ve $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ hücrenin elementel bileşimi kabul edildiğinde mikroorganizmalar kuru ağırlığı başına %1,5-2,5 P içermektedir. Tipik olarak evsel atıksuların biyolojik arıtımında giriş fosforunun %10-20 kadarı giderilmesine rağmen bu oran ötrofikasyon için yeterli olmamaktadır.

İleri biyolojik fosfor giderim mekanizması

İleri biyolojik fosfor giderim prosesinde, anaerobik ve aerobik ardışık sırasının başarılı bir şekilde uygulanması ile bünyesinde stokiyometrik orandan daha fazla P birikimini mümkün kılan fosfor akümüle eden mikroorganizmalar (PAO) gelişimi sağlanır. Uygun şartlarda PAO bünyesinde uçucu katı madde (UKM) başına % 20-30 P içermekte, bu oranlar evsel atıksulardan % 95'lere kadar P giderimini mümkün kılmaktadır.

Anaerobik stres koşulları altında en bilinen üyesi *Acinetobacter* olan PAO'lar kısa zincirli uçucu yağ asitleri (VFA) gibi kolay ayrışabilir maddeleri hücre içerisine asimile edebilir. Bu kısa zincirli VFA'lerden en önemli üyesi poly-β-hydroxybutyrate (PHB) olan poly-β-hydroxyalkanoates (PHA) olarak hücre içerisinde depolanırken, eş zamanlı olarak depolanmış polifosfatlardan (Poli-P) ortafosfat (orto-P) salınımı gerçekleşir. Aerobik koşullarda PHA olarak depolanmış VFA'lar hücre çoğalması, orto-P'nin "aşırı (lüks)" alımı ve Poli-P olarak enerji depolanması sağlamak üzere oksitlenir.

Biyolojik fosfor gideriminin mekanizması (a), tipik proses akım şeması (b) ve organik madde profili ve orto-P değişimi (c) Şekil 2.1'de verilmektedir (Qasim ve Zhu, 2018).

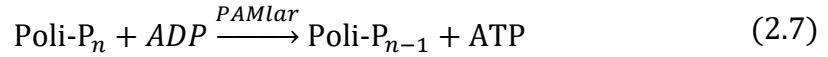


Şekil 2.1. İleri biyolojik arıtım prosesi (a) basitleştirilmiş mekanizması, (b) A/O ya da Pho-redoks prosesi ve (c) KOİ ve PO₄ derişimleri profili.

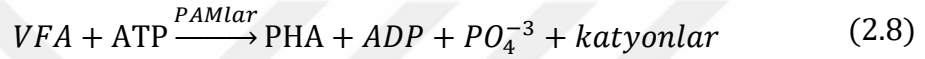
Anaerobik şartlardaki gerçekleşen reaksiyonlar

Anaerobik kısımda gerçekleşen reaksiyonlar genel olarak aşağıdaki gibi gerçekleşmektedir.

Enerji depolama reaksiyonu;



P-salınımı reaksiyonu;

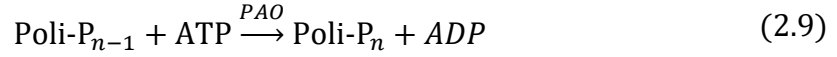


ATP (adenozin trifosfat) metabolizmada hücre içi enerji taşıyıcısı olarak kullanılan bir koenzimdir. Enerji kullanımı olduktan sonra ATP'den bir PO_4 salınır ve adenozin di fosfat (ADP) oluşur. Hücrel polifosfatlarda depolanan enerjiyi kullanarak, PAO'lar çoğunlukla asetik ve propiyonik asitler gibi kısa zincirli VFA'lar formunda olan çözünür, biyolojik olarak kolay kullanılabilir KOİ (rbKOİ) asimile eder ve PHA (PHB gibi) olarak saklar. Kısa zincirli VFA'nın hücrel alımı, nihayetinde aerobik bölgede stabilize edilen geçici bir depolamadır. VFA depolaması ile eş zamanlı olarak, polifosfat bağları gerekli enerjiyi üretmek için kırıldığında Orto-P salınır. Poli-P içindeki Orto-P ile bağlanan katyonlar serbest bırakılır. Anaerobik bölgede salındıktan sonra çözünür Orto-P derişimi 20-40 mg/L'ye ulaşabilir. Anaerobik zonda salınan Orto-P derişimi giriş atık suyunda bulunan derişimin 2-3 katına çıkabilir. Anaerobik fazda fosfor salınımı bu yolla fosfor gideriminin bir göstergesi olarak görülür (Tchobanoglous vd., 2014).

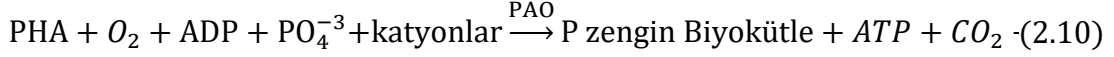
Aerobik şartlarda meydana gelen reaksiyonlar

Aerobik zonda gerçekleşen olayalar ve biyokimyasal genel olarak aşağıdaki gibi verilebilir.

Enerji kullanımı reaksiyonu;



P-kullanım reaksiyonu;



Aerobik koşullar altında depolanan PHA, hücre sentezi için karbon kaynağı ve polifosfat bağlarını hücrede enerji depolaması olarak yeniden oluşturmak için enerji sağlamak üzere oksitlenir. Yüksek oranda P kullanımı ile çözünür Orto-P sıvıdan uzaklaştırılır yeni ve eski hücreler içinde yüksek miktarlarda Poly-P depolanır. Orto-P alımı ile önemli miktarda katyon da hücre içerisine alınır. Yüksek P içeriğine sahip fazla biyokütle biyolojik arıtma sisteminden çamur uzaklaştırması ile yapıldığında biyolojik fosfor giderimi hedefine ulaşmış olur (Qasim ve Zhu, 2018). PAO harici diğer biyokütle ile birlikte düşünüldüğünde P içeriği >%5 olan bir atık çamur elde edilir. Poly-P sentezi sırasında atık suyundan önemli miktarda Mg ve K gibi katyonlarda kullanıldığı için atıksularda giderilecek fosforla doğru orantılı olarak bu katyonların belli derişimlerde olması gerekmektedir. Atıksulardan giderilen P'nin molü başın Mg^{+2} , K^+ , Ca^{+2} için minimum gereksinimler, sırasıyla, 0,28-0,33, 0,26-0,33 ve 0.09 mol'dür (Tchobanoglous vd., 2014). Evsel atık sularda, bu katyonların derişimleri minimum gereksinimlerden önemli ölçüde yüksektir. Evsel atıksularda bu tür katyon derişimleri stokiyometrik ihtiyacın üzerindedir

Kabul gören biyokimyasal modele göre (Şekil 2.2) anaerobik ve aerobik zonlarda oluşan metabolik yol asetat için şekildeki gibi gösterilmektedir. Anaerobik zonda hücre içerisine asetatın taşınımı ve asetil co-enzim A (asetil-CoA) ya dönüştürülmesi için enerjiye ihtiyaç bulunmaktadır. Hücrede ihtiyaç duyulan bu enerji adenzin trifosfat (ATP) da fosfor bağlarında depo edilen enerjinin kullanımı yani ADP'ye dönüşümü ile gerçekleşir. ADP bu arada sürekli bir şekilde anaerobik fazda depo edilen polifosfatların hidrolizinden elde edilen fosfor ile ATP ye dönüşür. Polifosfatların parçalanması ile açığa çıkan fosfat fosforu ($\text{PO}_4\text{-P}$) ve eş miktarda + yüklü metaller (tipik olarak Mg ve K) hücre içerisine ve sonrasında hücre dışına salınarak anaerobik ortamda $\text{PO}_4\text{-P}$ ve metal derişimlerinin artışına neden olur. Asetil-CoA'dan PHA üretilir, Empden Meyerhof Parnas (EMP) veya Entner-Doudoroff (ED)metabolik yolları (glikoliz) ile glikojenin parçalanması ile indirgeyici güç

The diagram is divided into two main sections: (a) Anaerobik and (b) Aerobik. Each section shows the flow of energy and molecules across the cell membrane, separating the extracellular space (Hücre dışı) from the intracellular space (Hücre içi).

(a) Anaerobik: This section illustrates the anaerobic pathway. Asetat and Propiyonat enter the cell from the outside. Inside, they are converted to Acetyl-CoA. This process involves the phosphorylation of ADP to ATP, which is then used to phosphorylate Pi to $P_i + Me^+$. The Acetyl-CoA then enters the EMP and ED metabolic pathways, leading to the production of Pyruvate (Piruvat). Pyruvate is then converted to Acetyl-CoA, which enters the TCA cycle. The TCA cycle produces $NADH + H^+$, which is then used to produce NAH^+ . Finally, NAH^+ is converted to PHA (Polyhydroxybutyrate).

(b) Aerobik: This section illustrates the aerobic pathway. Asetat and Propiyonat enter the cell from the outside. Inside, they are converted to Acetyl-CoA. This process involves the phosphorylation of ADP to ATP, which is then used to phosphorylate Pi to $P_i + Me^+$. The Acetyl-CoA then enters the TCA cycle. The TCA cycle produces $NADH + H^+$, which is then used to produce NAH^+ . Finally, NAH^+ is converted to PHA (Polyhydroxybutyrate). The diagram also shows the electron transport chain (Elektron taşıma zinciri) where $H^+ + e^-$ is used to reduce NAD^+ to $NADH + H^+$, and O_2 is reduced to H_2O .

2.3.3 Biyolojik azot ve fosfor giderim sistemleri

Biyolojik nütrient giderim (BNR) sistemleri tasarım ve işletmesinde önemli olan hususlar

11

reaktörlerin sayısı ve konfigürasyonu önem taşımakta sistemin performansını etkilemektedir.

Tasarımı yaparken ve tesisi işletirken aşağıdaki hususlar mutlaka değerlendirilmelidir (Qasim ve Zhu, 2018)

- BNR sistemine ulaşılan atık suyun karakteristiği çok iyi belirlenmeli, reaktör KOİ, N, ve P yükü açısından en olumsuz durumlar dikkate alınmalıdır. Burada ön çöktürme ya da yapıyorsa klasik biyolojik arıtım sonrası atıksu özellikleri ve çamur susuzlaştırma işlemlerinden gelen yükler varsa onlarda dikkate alınmalıdır. Özellikle fosfor gideriminde PAO'ların seçici olarak kullandığı VFA ya da rbKOİ derişimleri ya da oluşum potansiyeli organik maddenin TP'ye oranları kontrol edilmelidir. Eğer yeterli kullanılabilir organik madde yok ise harici karbon kaynakları ya saf kimyasal ekleme ya da arıtım çamurlarının fermentasyonundan elde edilerek ekleme şeklinde tasarlanmalıdır.
- Organik madde giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için kinetik katsayılar belirlenir. Literatürde verilen katsayılar daha çok tipik kentsel atıksular için elde edilen katsayılar olduğu için farklı karakteristikteki atıksular için lab ve pilot ölçekli çalışmalar ile kinetik katsayılar elde edilmelidir. Deşarj standartlarının sağlanabilmesi için en olumsuz çevresel şartlar (sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen vs) dikkate alınarak katsayılar modifiye edilmelidir.
- Kullanılacak prosesin seçimi her bir prosesin avantaj ve dezavantajı değerlendirilip uygun proses seçilir. Konfigürasyon, anaerobik, anoksik, aerobik zonların sayısı, sayısı ve hacmi belirlenir. Örneğin Anoksik zonun hacmi iç döngü oranı ve istenen denitrifikasyon verimine göre değişmektedir. Anaerobik zonun büyüklüğü atıksudaki organik maddelerin türüne göre VFA oluşum potansiyeline göre değişmektedir. Aerobik bölgenin hacmi, kalan organik maddeyi tüketecek ve nitrifikasyon sağlayacak kadar büyük olmalıdır.
- Toplam N dengesini sağlamak için anoksik zona yapılacak iç döngü oranı belirlenir. Denitrifikasyonla giderilmesi gereken nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$), giriş TN'dan biyokütle sentezinde kullanılan N, çıkış çözünmüş amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$), organik azot (Org-N), $\text{NO}_3\text{-N}$ çıkartılması ile elde edilen miktardır.

- Post anoksik havuzlarda denitrifikasyon için gerekli karbon olmayacağı için eklenecek harici karbon miktarları belirlenir. Harici karbon eklenmeyecek se içsel solunum fazlı denitrifikasyon hızına göre havuz hacmi seçilmelidir.
- Sistemin alkalinite dengesi kontrol edilmelidir. Bu denge kontrol edilirken giriş suyundaki, nitrifikasyonla tüketilecek, denitrifikasyonla kazanılacak ve çıkış suyunda $\text{pH} > 6,5$ olacak şekilde 50-70 mg CaCO_3 /L değerinde alkalinite bulunacak şekilde olmalıdır.
- Aerobik zonda minimum çözülmüş oksijen derişimi 2,0 mg/L olmalı, diğer anaerobik ve aerobik zonlarda olmayacak şekilde sistem planlanmalıdır. Anaerobik zona $\text{NO}_3\text{-N}$, nitrit azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$) ve O_2 girişı ve anoksik tankta ise O_2 seviyesi mümkün olacak en düşük değerde tutulmalıdır.

Başarı ile kullanılan prosesler içerisinde en bilineni anaerobik/anoksik/oksik (A^2O) prosesidir. Bunun yanında modifiye Bardenpho, standart ve modifiye Cape Town Üniversitesi (UCT), Virginia Initiative Plant (VIP), Johannesburg (JHB), Ardışık kesikli reaktör (SBR), ticari olarak patentli gelişmiş fosfor giderimli Orbal ve anoksik/anaerobik/aerobik prosesler başarılı bir şekilde uygulanmaktadır. Bu biyoteknolojik prosesler ile kimyasal fosfor gideriminin de eklenmesiyle $\text{NH}_4\text{-N} < 0,5$ mg/L, $\text{NO}_3\text{-N} = 1-2$ mg/L, $\text{TN} = 3$ mg/L, $\text{PO}_4\text{-P} = 0,1$ mg/L, $\text{TP} = 0,1$ mg/L kadar düşük derişimlere ulaşılabilir (Qasim ve Zhu, 2018). Optimum koşullar altında, kimyasal fosfor giderimi ve katı maddelerin membran ile ayrıldığı işlemlerim yardımıyla BNR sistemi normalde biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOD_5), askıda katı madde (AKM), TP ve $\text{NH}_4\text{-N}$ 5, 5, 0,5 ve 0,2 mg/L altında çıkış değerleri elde edilebilirken, Org-N ve $\text{NO}_3\text{-N}$ sırasıyla 1-1,5 ve 3-6 mg/L'nin arasında bir çıkış suyu elde edilmektedir. Bu proseslerin akım şemaları, genel tasarım ve işletme parametreleri aşağıda verilmektedir (Qasim ve Zhu, 2018; Tchobanoglous vd., 2014). Bu sistemlerden en biline A^2O ve tezimizde kullandığımız SBR sistemlerinin tanıtımı aşağıdaki Çizelge 2.2'de özetlenmiştir.

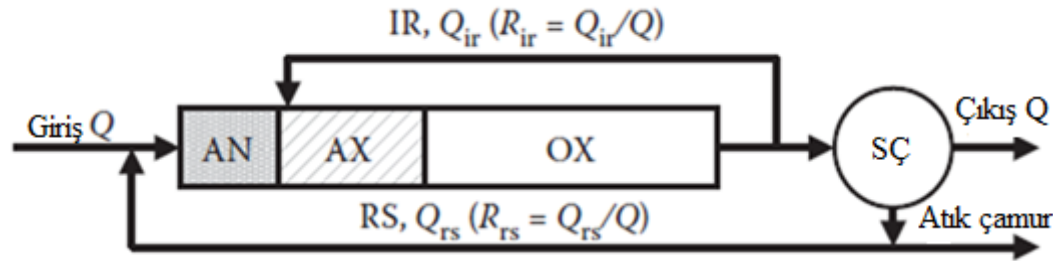
Çizelge 2.2. BNR sistemlerinden A²O ve SBR sistemlerinin özellikleri.

ANAEROBİK/ANOKSİK/AEROBİK (OKSİK) (A ² O)					
SRT (θ_c) gün	F/M oranı , g BOİ/kgMLVSS.gün	HRT (θ_H), saat	MLSS mg /L	Geri devir oranı (R)	Çıkış değerleri
5-25	0,1-0,25	Anerobik:0,5-1,5 Anoksik:1-3 Aerobik:4-8 Toplam: 6-12	3000-4000	R _{ir} :1:4 R _{rs} :0,25-1,0	TN<6 TP<2

Kısa tanıtımı

A²O (Phoredoks) prosesinin modifikasyonudur. Üç kademeli Phoredoks prosesi olarak da bilinir. Anaerobik aerobik zon arasına anoksik tankın yerleştirilmesi ile Phoredoks prosesinin yerleştirilmesi ile elde edilir. Denitrifikasyon için aerobik havuzdan anoksik havuza iç döngü yapılır. Anoksik zonun kullanımı geri devir çamur döngüsü ile anaerobik tanka nitrat girişini azaltmaktadır.

Prosesin akım şeması



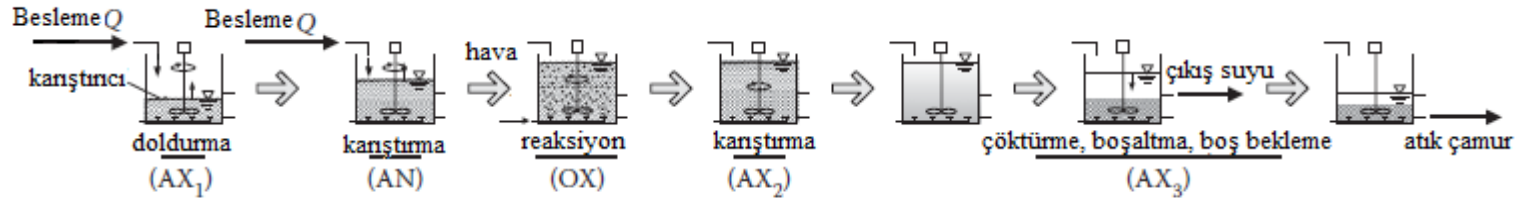
Çizelge 2.2 (devam). BNR sistemlerinden A₂O ve SBR sistemlerinin özellikleri.

ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR (SBR)					
SRT (θ_c) gün	F/M oranı , g BOİ/kgMLVSS.gün	HRT (θ_H), saat	MLSS mg /L	Geri devir oranı (R)	Çıkış değerleri
20-40	0,1-0,2	Anoksik ₁ :1-2 Anerobik:1,5-3,0 Aerobik:2-4 Anoksik ₂ :0,5-2 Anoksik ₃ :1,5-2 T toplam: 8-12	3000-4000	-	TN<6 TP<2

Kısa tanıtımı

SBR işletiminde eğer nitrat ve nitrit iyi giderilebilirse, SBR doldurma aşamasında anaerobik reaksiyon periyodu PAO'lar için rbKOİ fermentasyonu ve VFA alımı için başlayabilir. Aerobik periyotta fosfat alımı, KOİ giderimi ve nitrifikasyon işlemi için özellikle de nitrifikasyon için yeterli süre sağlanmalıdır. Tüm TKN azotu nitrata dönüştükten sonra anoksik periyot başlatılır. Bu periyotta denitrifikasyonla nitrat giderilir. Aerobik ve anoksik fazlar daha kısa süreli döngüsel fazlar şeklinde de etkin bir azot giderimi için tavsiye edilmektedir. Sonraki döngünün doldurma ve anaerobik fazına gelmeden önce nitrat ve nitritin minimize edilerek PAO'ların rbKOİ kullanımı ile rekabetin önüne geçilmelidir.

Prosesin akım şeması



2.4 Atıksu Arıtımında IFAS-SBR Sistemleri

2.4.1 IFAS teknolojisinin tarihsel gelişimi

IFAS atık su arıtma sistemlerinde biyolojik arıtma proseslerini geliştirmek ve etkinliği artırmak için kullanılan bir teknolojidir.

1980'lerin başlarına kadar, atık su arıtma tesislerinde geleneksel aktif çamur prosesi yaygın olarak kullanılıyordu. Ancak, artan nüfus, endüstriyel faaliyetler ve kirlilik seviyelerindeki artış, mevcut sistemlerin kapasite sınırlarına ulaşmasına ve verimliliklerinin azalmasına neden oldu. Bu durum, arıtma tesislerinin daha fazla kirlilik yükünü etkin bir şekilde işleyememesine ve çevresel standartları karşılayamamasına yol açtı.

IFAS teknolojisi, 1980'lerin ortalarında araştırmacılar tarafından geliştirilmeye başlandı. Temel fikir, geleneksel aktif çamur prosesine sabit ya da serbest bir destekli materyal eklemek ve biyolojik arıtma alanını artırmaktır. Destekli materyal, özel olarak tasarlanmış plastik malzemelerden yapılmıştır ve çözelti içinde biyolojik aktiviteyi desteklemek için kullanılır. (Singh ve Kazmi, 2016).

IFAS'ın tarihsel gelişimi şu adımlardan oluşur:

- 1980'ler: IFAS teknolojisinin geliştirilmesi ve ilk deneysel çalışmalar gerçekleştirildi. Bu dönemde, destekli materyale kaplanmış taşıyıcı malzemelerin aktif çamur tanklarına eklenerek biyolojik arıtma performansının artırılacağı gösterildi.
- 1990'lar: IFAS teknolojisi, çeşitli pilot tesislerde ve araştırma projelerinde test edildi. Bu dönemde, sabit film taşıyıcılarının tasarımı ve malzeme seçimi üzerinde çalışmalar yapıldı. Farklı plastik malzemelerin biyolojik aktiviteyi destekleme yetenekleri değerlendirildi.
- 2000'ler: IFAS, endüstriyel ve belediye atık su arıtma tesislerinde yaygın olarak uygulanmaya başlandı. Çeşitli IFAS sistemleri ticari olarak sunulmaya başlandı. Bu dönemde, IFAS'ın operasyonel parametreleri, bakteri taşıyıcılarının optimizasyonu ve proses kontrolü üzerinde daha fazla çalışma yapıldı.
- 2010'lar ve sonrası: IFAS, modern atık su arıtma sistemlerinde yaygın olarak kullanılan bir teknoloji haline geldi. Sürekli olarak yeni malzemeler, tasarımlar ve

konfigürasyonlar geliştirilmekte ve optimize edilmektedir. IFAS, enerji verimliliğini artırarak çevresel sürdürülebilirlik hedeflerine katkıda bulunurken, daha küçük alanlarda daha yüksek kapasiteli arıtma sağlama potansiyeline sahiptir.

2.4.2 IFAS- SBR sistemlerinin avantajları ve dezavantajları

Bu sistem, geleneksel aktif çamur sistemine ek olarak sabit film biyolojik reaktörlerini içerir. IFAS-SBR sisteminin bazı avantajları ve dezavantajları aşağıda açıklanmaktadır:

Avantajları;

- Yüksek verimlilik: IFAS-SBR sistemi, atık suyun biyolojik ayrışma işlemini optimize etmek için sabit film biyolojik reaktörleri kullanır. Bu, daha yüksek organik yükler altında bile yüksek arıtma verimliliği sağlar.
- Azaltılmış alan ihtiyacı: Sabit film biyolojik reaktörler, daha fazla biyolojik ayrışma yüzeyi sağlar ve bu da daha fazla organik madde ayrıştırabilen daha kompakt bir sistem gerektirir. Bu, arıtma tesislerinin daha küçük bir alan üzerine inşa edilebilmesini sağlar.
- İyi çökebilirlik: IFAS-SBR sistemi, genellikle çöktürme tankının bir parçası olarak kullanılır ve çöktürme sürecini iyileştirmek için sabit film biyolojik reaktörlerinden gelen flokülantların çöktürme özelliği kullanılır. Bu, çamurun daha etkili bir şekilde çökeltmesini sağlar ve suların kalitesini artırır.
- Yüksek yedekleme kapasitesi: Sabit film biyolojik reaktörler, atıksu akışında ani dalgalanmalara ve yüksek yüklemelere karşı daha fazla yedekleme kapasitesi sağlar. Bu, sistemin daha güvenilir ve dayanıklı olmasını sağlar.

Dezavantajları;

- Yüksek maliyet: IFAS-SBR sistemi, geleneksel aktif çamur sistemine ek olarak sabit film biyolojik reaktörlerini içerdiği için daha yüksek maliyetli olabilir. Ek bileşenlerin, malzemelerin ve inşaat maliyetlerinin yanı sıra sistem operasyonu ve bakımı da maliyetli olabilir.

- Karmaşık tasarım: IFAS-SBR sistemi, geleneksel aktif çamur sisteminden farklı olarak daha karmaşık bir tasarım gerektirebilir. Bu, tasarım ve inşaat aşamasında daha fazla uzmanlık ve dikkat gerektirebilir.
- Sistemin duyarlılığı: IFAS-SBR sistemi, optimal performans için dikkatli işletme ve yönetim gerektirir. pH, sıcaklık ve besleme düzenlemeleri gibi çeşitli faktörlerin düzenli olarak izlenmesi ve ayarlanması gerekebilir (Eslami vd., 2017; Qasim ve Zhu, 2018; Tchobanoglous vd., 2014; Wang vd., 2018; Waqas vd., 2020).



3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Sentetik Atık Su Bileşimi ve Hazırlanması

Çalışmalarda C, N ve P giderimi üzerinde biyofilm taşıyıcı destek materyalinin, çamur yaşı, vs değişkenlerinin etkisini değişen atıksu karakteristiğinden bağımsız olarak araştırabilmek için sentetik atıksu ile çalışılmıştır. En yaygın bulunan, su kaynaklarına en çok C, N ve P kirlilik yükü taşıyan, ve C giderimi yanında N ve P giderimi gerekliliği de bulunan evsel atıksuların Çizelge 3.1’de verilen özellikleri (Tchobanoglous vd., 2014) dikkate alınarak hazırlanmıştır. Çalışma daha çok nütrient giderimi üzerine yoğunlaştığı için TN ve TP derişimleri kuvvetli evsel atıksu özelliklerine, N ve P giderimin de organik madde düşüklüğü kritik olduğu için de kuvvetlinin bir altı orta kirlilikte evsel atıksu özelliklerine göre belirlenmiştir. Çizelgede verilen atıksu özellikleri ham atıksu olmakla birlikte nütrient giderimin de organik madde eksikliği olması durumunda ön çöktürme işlemi yapılmayacağı da dikkate alınarak belirlenen derişimler doğrudan biyolojik arıtma girişi kabul edilmiştir.

Yukarıda verilen kabullere göre hazırlanan atık suyun KOİ, N ve P özellikleri Çizelge 3.2’de verilen kimyasal stok çözeltilerinden mL hacim eklenerek ya da saf miktarlarından g tartılarak hazırlanmıştır. Seyreltme işleminde Aksaray çeşme suyu kullanılmış, mikroorganizma gelişimi için gerekli diğer iz elementlerin çeşme suyundan karşılandığı kabul edilmiştir. Nitrifikasyonda alkalinite tüketiminin olası pH düşüşüne neden olarak P gideren PAO’lar ile GAO’lar arasındaki rekabette kritik pH 7,25’in altına düşmemesi için besleme suyuna ilave olarak 200 mg CaCO₃/L NaHCO₃ olarak bikarbonat alkalinitesi eklenmiştir. Çalışmalarda seyreltme suyu olarak kullanılan çeşme suyunun özellikleri daha önceki yıllarda aynı laboratuvarlarda yapılan çalışmalarda (Ayman ve Işık, 2015) ve bu çalışmada ölçülen değerler karşılaştırıldığında (Çizelge 3.3) çok farklılık göstermemiştir. Çeşme suyundan gelen organik madde, N ve P yükleri hazırlanan sentetik bileşiminde öngörülen derişimlerini çok az artırmıştır. Klorun mikroorganizmalar üzerine olası etkileri düşünülerek en az bir gün bekletilmiş çeşme suyu kullanılmıştır.

Çizelge 3.1. Evsel atık suların karakterizasyonu.

Parametre	Derişim, mg/L		
	Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam katı madde	537	806	1612
• Çözünmüş katı madde	374	560	1121
Sabit	224	336	672
Uçucu	150	225	449
• AKM	130	195	389
Sabit	29	43	86
Uçucu	101	152	304
Çökebilir katı madde mL/L	8	12	23
BOİ ₅ , 20°C	133	200	400
Toplam organik karbon (TOK)	109	164	328
KOİ	339	508	1016
Toplam N	23	35	69
• Organik N	10	14	29
• Amonyak - N	14	20	41
• Nitrit N	0	0	0
• Nitrat N	0	0	0
Toplam P	3,7	5,6	11
• Organik P	2,1	3,2	6,3
• İnorganik P	1,6	2,4	4,7
Klorürler	39	59	118
Potasyum	11	16	32
Sülfat	24	36	72
Yağ ve gres	51	76	153
Uçucu organik bileşikler µg/L	<100	100-400	>400
Toplam koliform, adet/100mL	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ¹⁰
Fekal koliform adet/100mL	10 ³ -10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁸

Çizelge 3.2. Sentetik atıksu bileşimi hesap çizelgesi.

Parametre	Hedef Derişim, mg/L	Bileşik	Stok		1 L atısu	
			Bileşik, g	Hedef, g/L	Eklenecek hacim, mL	Saf katı, g
KOİ	508			100		
TOK	191	Gilikoz(C ₆ H ₁₂ O ₆)	103,2112	274,977	5,08	0,5243
TN	50	-	-	-	-	-
• Org N	15	CH ₄ N ₂ O	21,4469	10	1,5	0,0322
• NH ₄ -N	35	NH ₄ Cl	38,1872	10	3,5	0,1337
TP	10	KH ₂ PO ₄	43,9352	10	1	0,0439
Alkalinite	200	NaHCO ₃	67,1461	40	5	0,3357

Çizelge 3.3. Sentetik atıksu bileşiminde kullanılan çeşme suyunun bazı özellikleri.

Parametre	Aralık *	Nisan*	Haziran*	Temmuz-Bu çalışma
pH	7,29	7,00	6,75	7,23
İletkenlik, ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	507	482	514	820
TDS, (mg/L)	433	401	369	457
Bulanıklık, (NTU)	0,180	0,400	0,910	-
TOK (mg/L)	7,42	5,61	6,17	
TN (mg/L)	1,30	1,37	1,14	0,780
Sertlik, (mg/L)	192	176	166	324
Alkalinite, (mg/L)	236	221	202	300
Oksidasyon reduksiyon potansiyeli (ORP),(mV)	759	757	609	292
UV ₂₅₄	0,890	0,074	0,052	0,067
Nitrat, (mg/L)	13,7	6,3	5,60	14,5
Sülfat, (mg/L)	48,7	47,9	44,14	112
Fosfat, (mg/L)	18,5	2,85	1,87	0,634
Klorür, (mg/L)	68,8	60,1	52,0	71,0

*(Ayman ve Işık, 2015)

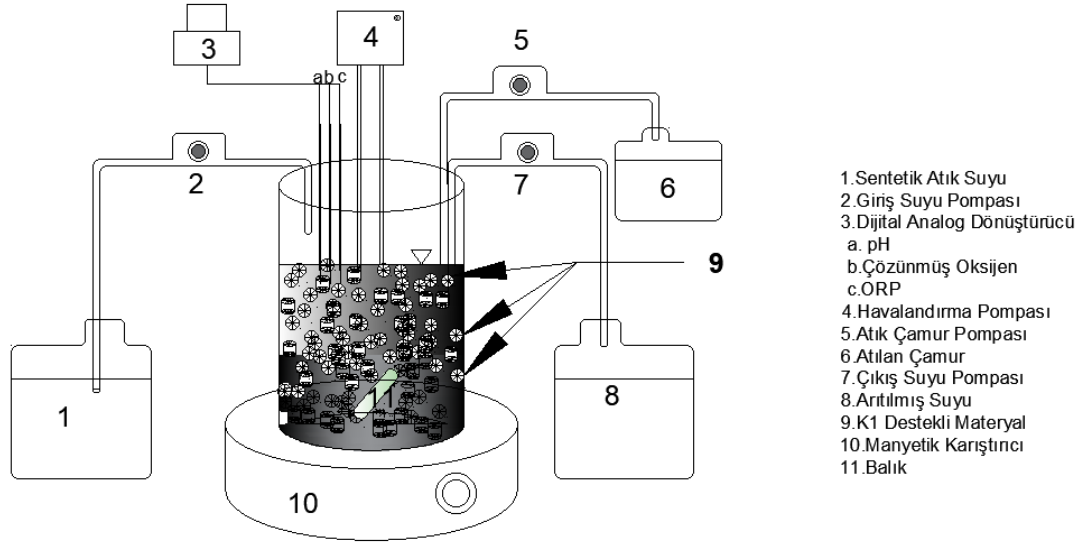
3.2 Aşı Çamur ve Reaktör Start Up

Çalışmada, anaerobik/aerobik biyolojik proseslerle süt endüstrisi atıksularını arıtan bir atık su arıtma tesisinden karışık bir mikroorganizma kültürü alınıp, IFAS-SBR reaktör aşılanmıştır. Derişimi yaklaşık AKM derişimi 3250 g/L ve çamur hacim indeksi (ÇHİ) 200 ml/g olan çamurdan 1,5 L hacimli SBR’e yaklaşık 500 mL aşı ilavesi yapılmıştır.

Start up periyodu yaklaşık 15 gün sürmüştür. Reaktör günlük 1,5 L debiyle sentetik atık suyla beslenmiştir. Hidrolik bekleme süresi (HBS) (θ_H)=24 saat, organik yükleme hızı OYH=1,20 kg.KOİ/m³.gün, F/M oranı=0,3 kg.KOİ/Kg.AKM.gün, ise θ_c =25 gün olarak işletilmiştir.

3.3 Reaktör Sistemi

Laboratuvar ölçekli ardışık kesikli beslemeli reaktör içerisine % 20 ve % 40 hacimce doluluk oranlarında destek materyali ilave edilerek IFAS sistemi oluşturulmuştur. İçerisine ilave edilen ticari K1 PE03 destek materyali ile üzerinde oluşacak biyofilm tabakası ile elde edilecek ilave fonksiyonel biyokütle ile karbon, azot ve fosfor giderimini iyileştirici ek kapasite sağlanması amaçlanmıştır. Bu reaktör sistemi IFAS-SBR olarak isimlendirilmektedir (Gu vd., 2017). Kurulan reaktör sisteminin etkin sıvı hacmi 1,5 L, reaktör yüksekliği 18 cm, reaktör su yüksekliği 12 cm ve çapı ise 14 cm dir. Sistemin şematik görünümü Şekil 3.1’de gösterildiği gibidir.



Şekil 3.1. IFAS-SBR reaktör sistemi.

Çalışmada HDPE den ticari olarak üretimi yapılan destek materyalinin Şekil 3.2’de gösterilen K1 PE03 modeli biyofilm gelişimi için kullanılmıştır.



Özellikleri (URL-1, 2023)

Model: K1 PE03

Çapı ve yüksekliği: 10 mm x 7 mm

Birim yüzey alanı > 1000 m²/m³

Yoğunluk: 0,96-0,98 g/cm³

Porozite > %86

Reaktör doluluk oranı: %15-70

Biyofilm oluşma süresi: 5-15 gün

Nitrifikasyon verimi: 400-1200 g/m³-gün

Şekil 3.2. Kullanılacak K1 PE03 biyofilm destek materyali.

Destek materyalinin birim hacmi 301 adet K1 PE03 materyalinin poroziteli şekilde kaplanmış olduğu 350 mL hacim dikkate alınarak birim hacmi aşağıdaki gibi hesaplanmıştır.

$$\frac{350 \text{ mL}}{301 \text{ adet}} = 1,16 \text{ mL/adet}$$

%20 doluluk oranına göre reaktöre ilave edilecek K1 PE03 sayısı aşağıdaki gibi hesaplanmıştır

$$1500 \text{ mL reaktör hacmi} \times \frac{20 \text{ mL doluluk hacmi}}{100 \text{ mL reaktör hacmi} \times 1,16 \text{ mL/adet}} = 258 \text{ adet}$$

%40 doluluk oranında ise 258x2=516 adet K1 PE03 reaktöre ilave edilmiştir.

Çalışmada, reaktör beslemesi ayarlanabilir peristaltik pompa (BT300J-1A), reaktör boşaltımı çöktürme fazından sonra ayarlanabilir peristaltik pompa (VELP SP311), çamur yaşı ayarlaması için çamur atımı homojen karışımın olduğu aerobik fazda ayarlanabilir peristaltik pompa (DEMA D-6), karıştırma işlemi doldurma, anaerobik, aerobik, anoksik fazlarda manyetik karıştırıcı (WISD MSH-20A) ve 5 cm balıkla sağlanmıştır. Manyetik karıştırıcı ile anaerobik ve anoksik şartlarda karıştırma yapılırken sadece süspanse kısmın karışımı amaçlanmış, hızlı karıştırma yapılarak oksijen girişinden kaçınılmıştır. Aerobik şartlarda bir hava pompası (EUROSTAR SB-348A) yardımıyla dış atmosferden verilen havanın hızı çözünmüş oksijen derişiminin nitrifikasyon işleminde bir kısıt oluşturmaması için $\text{ÇO} > 3 \text{ mg/L}$ olacak şekilde dip kısımdan delikli şeffaf bir boru ile yapılmıştır. Oksijenlendirme işlemi aerobik şartlarda destek materyali dahil tüm ortamın homojen şekilde karışımına da yardımcı olmuştur.

Reaktördeki çamur yaşı günde her bir döngünün aerobik fazında aşağıdaki formülle elde edilen Q_w debisi kadar karışımli sıvının pompa yardımıyla atılması ile ayarlanmıştır. Eğer çıkış suyunda çamur kaçışı fazla çamur yaşı işletme çamur yaşı önemli ölçüde düşürmüş ise çamur yaşı yükseltmek için hesaplanan günlük çamur atım debisi döngü sayısına bölünerek hesaplanan debide aerobik fazlarda tam karışımli sıvıdan çekilerek yapılmıştır.

$$\theta_c = \frac{V \cdot X_{MLSS}}{Q_w \cdot X_{MLSS} + Q \cdot X_e} \quad (3.1)$$

$$Q_w = \frac{\frac{V \cdot X_{MLSS}}{\theta_c} - Q \cdot X_e}{X_{MLSS}} \quad (3.2)$$

Eğer $X_e \cong 0$ ise;

$$\theta_c = \frac{V \cdot X_{MLSS}}{Q_w \cdot X_{MLSS}} \quad (3.3)$$

$$Q_w = \frac{V}{\theta_c} \quad (3.4)$$

Burada;

θ_c : çamur yaşı, gün

V : reaktör hacmi, L

X_{MLSS} : tam karışımli sıvı askıda katı madde derişimi, mg/L

Q_w : Atık çamur debisi, L/gün

X_e : Reaktör çıkış askıda katı madde derişimi, mg/L

Hidrolik bekleme süresi günlük debi ve reaktörün dolu hacmi dikkate alınarak hesaplanmıştır

$$\theta_H = \frac{V}{Q} \quad (3.5)$$

Organik yükleme hızı günlük debi ve ölçülen KOİ değerleri dikkate alınarak hesaplanmış, literatürle karşılaştırma yapabilmek için BOİ/KOİ oranı=0,68 kullanılarak BOİ yükleme hızına çevrilmiştir. Ayrıca yüklemeler F/M hesaplanırken reaktörden havalandırma fazında atılan çamur AKM değerleri ölçülmüş, literatürle karşılaştırma yapabilmek için MLVSS/MLSS=0,85 oranı kullanılmıştır.

Sentetik atıksu kompozisyonu, tasarlanan çamur yaşı, debi ve hidrolik bekleme süreleri laboratuvar şartlarında gerçekleşen ve ölçülen değerler üzerinden verilmiştir. Örneğin hedeflenen atıksu karakterizasyonu seyreltme suyu olarak çeşme suyunun kullanılması ile seyreltme suyunun bileşiminden dolayı az da olsa değişmiştir. Peristaltik pompalar ile yapılan ayarlama işlemleri çok hassas bir şekilde yapılmasına rağmen borularda biyofilm gelişimi sistemde zaman zaman kararsızlıklar oluşturmuştur.

3.4 Reaktör İşletimi

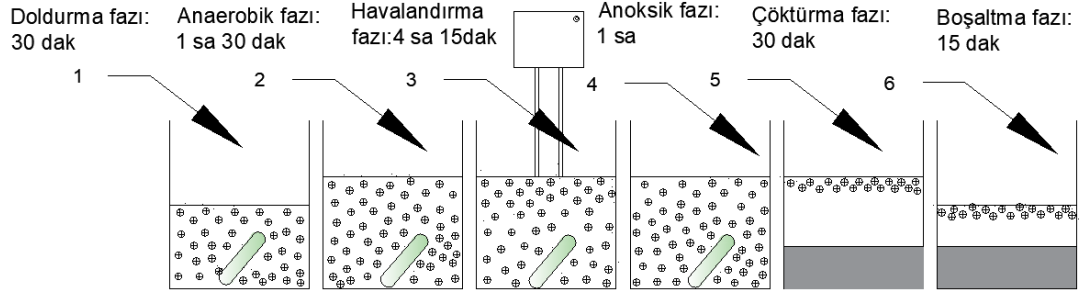
Destek materyali üzerinde biyofilm oluşumu ve yeterli bir nitrifikasyon verimi elde edebilmek için IFAS-SBR sistemi % 20 doluluk periyodunda start up periyodu, % 20 doluluk oranı ve % 40 doluluk oranları olmak üzere işletme şartları Çizelge 3.4’de verilen şartlarda üç periyot olarak işletilmiştir. 2. ve 3. periyot döngü fazları ve süreleri Şekil 3.3 ve Şekil 3.4’te şematik olarak gösterilmektedir.

Çizelge 3.4. IFAS-SBR sistemi işletme şartları.

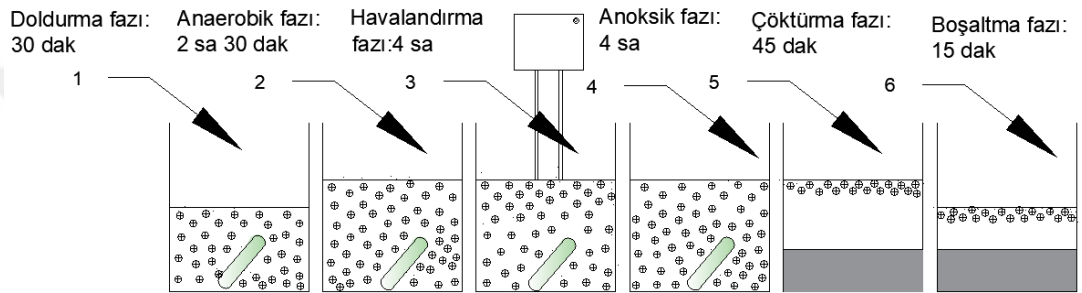
Parametreler	Çalışma Aşamaları				
	Çalışma I	Çalışma II	Çalışma III	Çalışma IV	Çalışma V
Periyot aralığı	0-15	15-44	44-54	54-72	72-78
Süre, gün	15	29	10	18	6
Doluluk, %	20	20	40	40	0
Çamur yaşı, gün	25,8	21,0	14,99	11,8	14,5
Hidrolik bekleme süresi, saat	25,1	24,0	24,0	36,0	36,0
*Organik Yükleme hızı, kg BOİ ₅ /m ³ -gün	0,301	0,333	0,344	0,230	0,231
**F/M, kg BOİ/kg MLVSS-gün	0,130	0,164	0,243	0,204	0,247
TN yükleme hızı, kg N/m ³ -gün	0,051	0,052	0,053	0,035	0,035
TP Yükleme hızı, kg P/m ³ -gün	0,010	0,010	0,010	0,007	0,007
MLSS, mg/L	2863	2414	1733	1322	1103
Döngü sayısı	4	3	2	2	2
Faz sırası ve süreleri	Doldurma:0,5 saat Aerobik:4,5saat Çöktürme0,75 saat Boşaltma 0,25 saat	Doldurma: 0,5 saat Anaerobik:1,5 saat Aerobik:4,15 saat Anoksik:1 saat Çöktürme:0,5 saat Boşaltma:0,25 saat		Doldurma: 0,5saat Anaerobik:2,5 saat Aerobik:4,0 saat Anoksik:4,0 saat Çöktürme:0,75 saat Boşaltma:0,25 saat	

*BOİ/KOİ=0,68

**MLVSS/MLSS=0,85



Şekil 3.3. IFAS-SBR reaktör II. çalışma periyot fazları (toplam 8 saat günde 3 döngü).

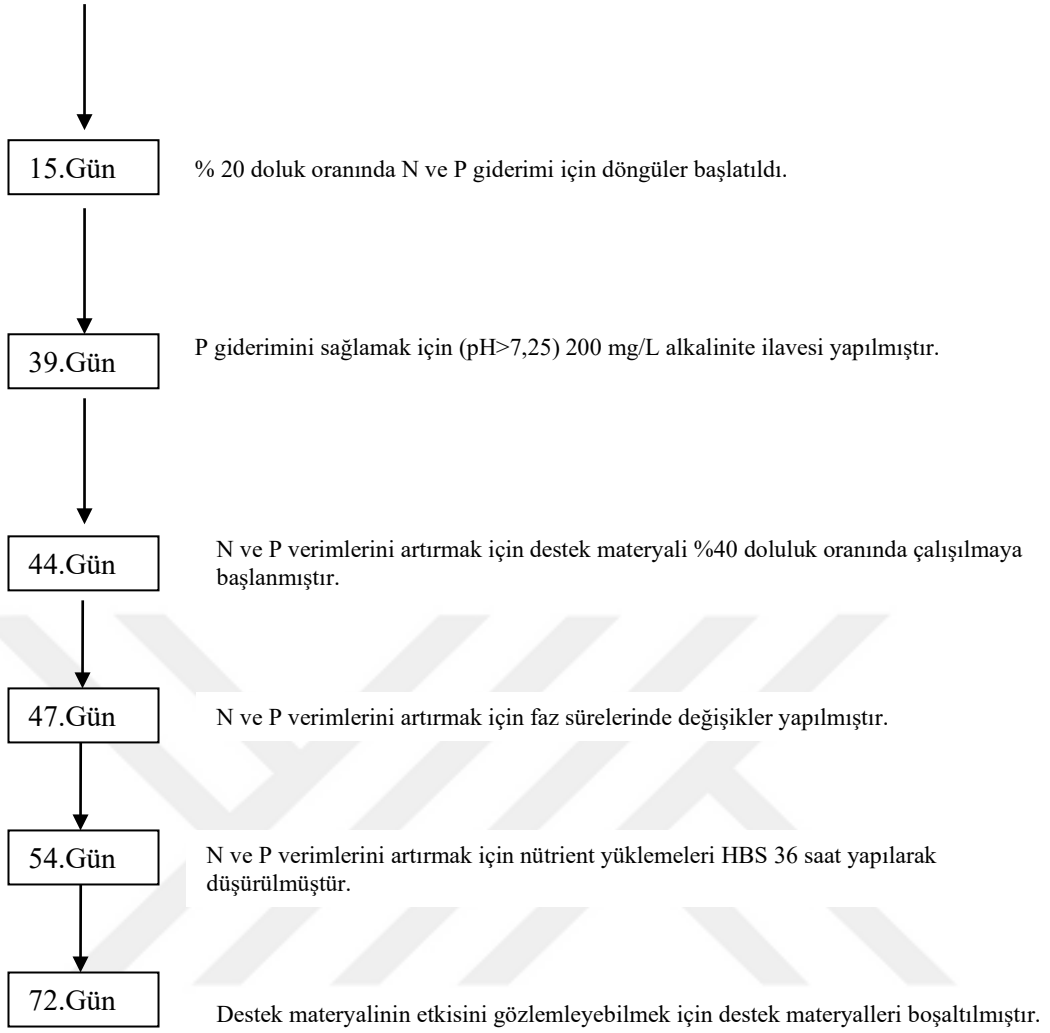


Şekil 3.4. IFAS-SBR reaktör III, IV. ve V. çalışma periyot fazları (toplam 12 saat günde 2 döngü).

II. çalışma periyodunun fazları sırası şu şekilde işletilmiştir. Anaerobik fazı 2 saat, 30 dakika doldurma anaerobik faza dahildir. Havalandırma fazı 4 saat 15 dakika, anoksik fazı 1 saat, çöktürme fazı 30 dakika ve boşaltma fazı 15 dakika olarak ayarlanmıştır. Günde 3 döngü olacak şekilde her döngü toplamı 8 saat sürmüştür. Karıştırma işlemi anaerobik fazla başlayıp anoksik fazla bitmiştir.

III., IV. ve V. çalışma periyodunun fazları ise Anaerobik fazı 3 saat, 30 dakika doldurma anaerobik faza dahildir. Havalandırma fazı 4 saat, anoksik fazı 4 saat, çöktürme fazı 45 dakika ve boşaltma fazı 15 dakika olmuştur. Günde 2 döngü olacak şekilde her döngü toplamı 12 saat sürmüştür.

Reaktör işletim süresince giderim performansını artırmak için işletim parametrelerinde bazı değişiklikler yapılmıştır. Bu değişiklikler ve niçin yapıldıkları Şekil 3.5’de verilmiştir.



Şekil 3.5. Çalışma boyunca işletme parametrelerinde yapılan değişiklikler.

3.5 Analiz Yöntemleri

Faz ve reaktör giderim performanslarının değerlendirilmesi için alınan numuneler 5 dakika 10000 rpm’de santrifüjlenmiş ve eğer gözle görünür süspanse katı maddeler var ise filtre kağıdından (ISOLAB 106.06.125) süzülerek süzüntüde analizler gerçekleştirilmiştir. Tez çalışmasında başvuru analiz yöntemleri ve kullanılan yardımcı cihaz/ekipman Çizelge 3.5’de verilmektedir.

Çizelge 3.5. Tez çalışmasında yapılan analizler ve kullanılan yöntemler.

Parametreler*	Metot	Cihazlar
KOİ	SM 5220 D*	WTWCR4200 termoreaktör
TOK	SM 5310 B*	Shimadzu TOC-VCPN
NH ₄ -N	Merck 14752 Reagent test,	SPECTRO UV- VIS
NO ₃ -N	Merck 09713 cell test,	SPECTRO UV- VIS
NO ₂ -N	Merck 14776 cell test,	SPECTRO UV- VIS
PO ₄ -P	Merck 14848 cell test,	SPECTRO UV- VIS
pH, T	SM 4500-H + B*	WTW Multi 3420
ÇO	SM 4500-O*	WTW Multi 3420
ORP	SM 2580 A*	WTW 330/340
BOİ	SM 5210 D*	Oxitop
AKM	SM 2440 D*	-
İletkenlik	SM 2510 B*	
Alkalinite	SM 2320 B*	
Sertlik	SM 2320 C*	

*(APHA/AWWA/WEF, 2017)

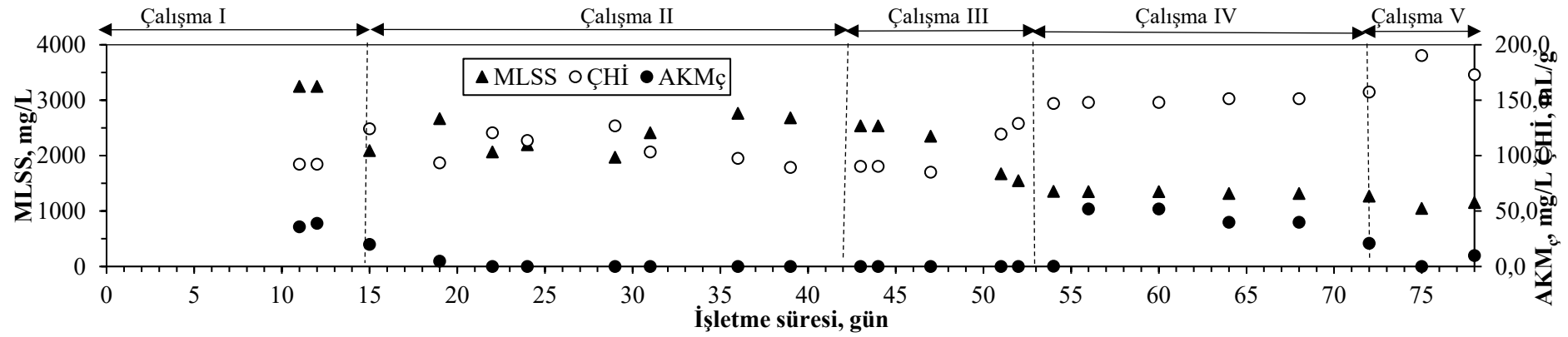
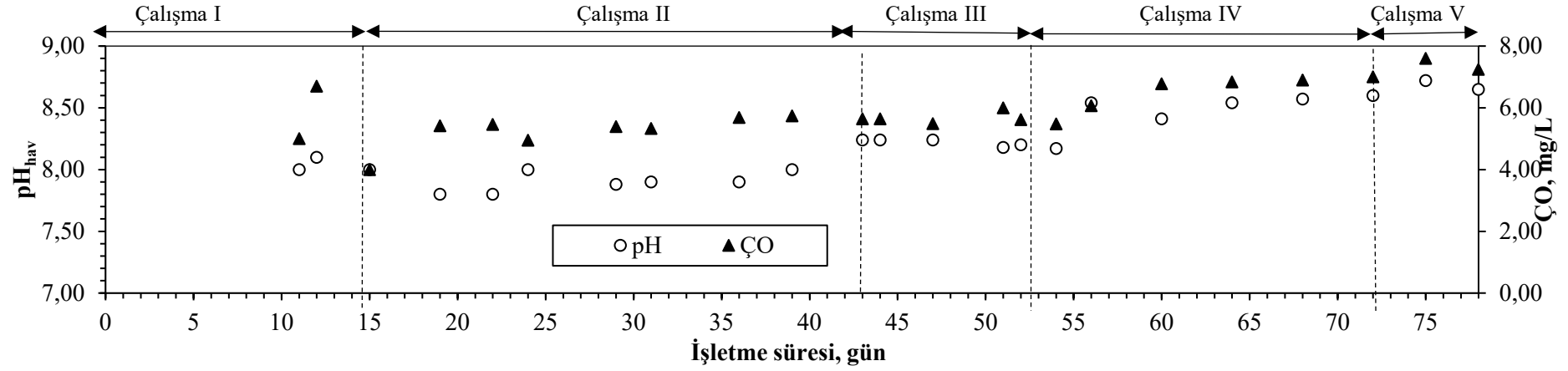
4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Reaktör İşletme Parametreleri Değişimi

Reaktörde genel olarak haftada 3 gün olmak üzere reaktörün besleme debisi, aerobik fazda pH, ÇO, tam karışımdan çamur yaşı için atılan çamurda MLSS, ÇHİ ve boşaltma fazından sonra çıkış KOİ, AKM, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, ve PO₄-P ölçümleri yapılmıştır.

İşletim ile ilgili olan havalandırma havuzu pH ve ÇO değişim grafiği Şekil 4.1’de verilmiştir. Tüm çalışma boyunca nitrifikasyon için kritik olan ÇO derişimleri (>3 mg/L) ve tüm mikroorganizma grupları için uygun pH seviyeleri sağlanmıştır.

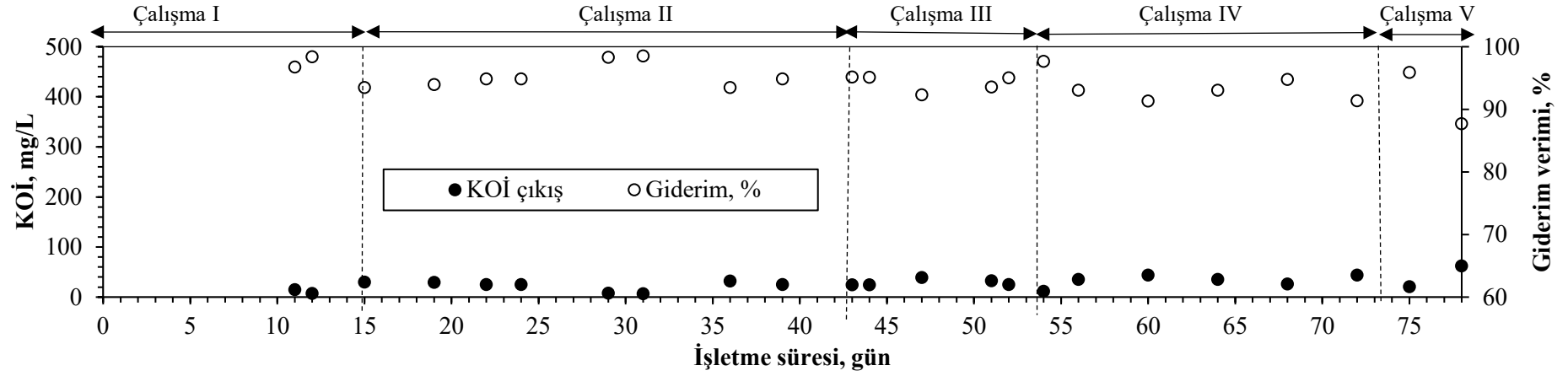
Çamur atımı havalandırmanın olduğu tam karışımın olduğu aerobik fazda gerçekleştirilmiş atılan karışımda biyokütle ölçümü ve çökebilirlik testi eş zamanlı gerçekleştirilmiştir. Çalışma boyunca MLSS derişimi ve ÇHİ değerleri Şekil 4.2’de verilmektedir. Çamur hacim indeksleri genellikle tavsiye edilen 50-150 ml/g arasında kalmıştır. Buna bağlı olarak çıkış sularındaki askıda katı madde değerleri de çoğu zaman düşük çıkmıştır. Ancak çıkış AKM değerleri özellikle %40 dolulukta çalışılırken reaktörün üst kısmındaki destek materyalinden boşaltma fazında biyofilm kopmaları yüzünden yüksek çıkmıştır. PAO’ları miktarının fazla olduğu yani biyolojik fosfor giderimi yapılan sistemlerde anaerobik şartların çökebilirliği geliştirdiği literatürden (Tchobanoglous vd., 2014) bilinmektedir.



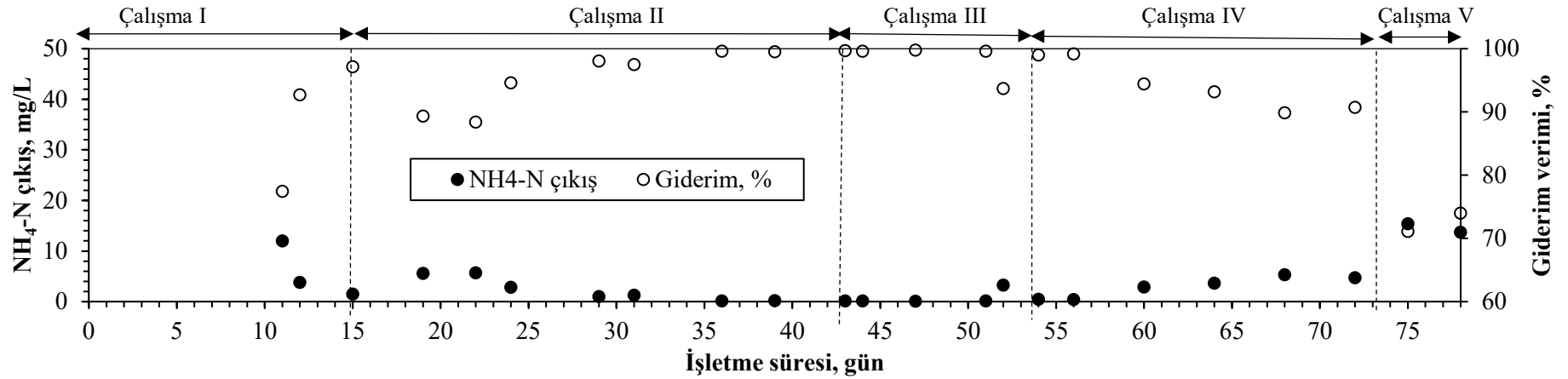
4.2 IFAS-SBR Reaktöründe KOİ, N ve P Giderim Performansı

Çalışma süresince farklı işletme koşullarında gün içerisindeki döngülerin birinin boşaltma fazından elde edilen reaktör çıkış suyunda performans parametresi olarak KOİ ölçümleri yapılmış ve Şekil 4.3' te gösterilen sonuçlar elde edilmiştir. Çalışma süresince tüm KOİ çıkış değerleri evsel atık suların alıcı ortama deşarj standardı olan 125 mg/L (R.G., 2006) değerinin oldukça altında çıkmıştır. Bu mevzuat değeri Homojen, filtre edilmemiş çökeltilmemiş ham örnek için verilmişse de çıkış MLSS derişimleri de dikkate alındığında KOİ çıkış değerleri yine de mevzuat değerinin oldukça altında olacağı açıktır. Benzer çalışmalarda da gözlemlendiği gibi reaktörde esas KOİ gideriminin anaerobik fazda gerçekleşmektedir. Reaktörde harici KOİ glikozdan kaynaklandığı için giderim veriminin yüksek olması beklenen bir sonuçtur. Çalışma boyunca çözünmüş KOİ değeri en fazla 44 mg/L ölçülürken çoğu zaman <40 mg/L'nin altında ölçülmüştür. Gerçek şartlarda debinin ve organik madde salınımlarının, çevresel şartların (pH, sıcaklık vs) aynı olmayacağı düşünüldüğünde çıkış değerlerinin diğer tüm çıkış değerlerinde olduğu gibi biraz daha fazla olması beklenmelidir.

Reaktördeki N giderimi boşaltılan arıtılmış ve analiz öncesi filtre kağıdından geçirilmiş suda $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_2\text{-N}$ ölçümleri yapılarak değerlendirilmiştir. Sentetik atıksuya ilave edilen ürenin ve mikroorganizmalar tarafından tamamen amonyağa dönüştüğü kabul edilerek çıkış suyundaki mikrobiyal ürünlerden kaynaklanan org N ihmal edilerek TN bileşenlerinin yukarıda sayılan azot formlarından oluştuğu kabul edilmiştir. Sentetik atıksuya ilave edilen ürenin azot ve besleme suyunun hazırlanmasında kullanılan çeşme suyundaki bileşende dikkate alındığında 50 mg/L'nin üzerinde biyolojik arıtıma gelen ön arıtımı yapılmış evsel atıksular için oldukça yüksek olan amonyum derişimleri çıkış suyundaki değişimleri ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim yüzdeleri Şekil 4.4'te gösterilmektedir. I. Çalışmada nitrifikasyon bakterilerinin henüz çoğalması aşamasında 12 mg/L ve destek materyalinin ortamdan çıkarıldığı çalışmanın 5. Aşamasında 15,4 mg/L maksimum değerleri ölçülmüş, bunun haricinde diğer zamanlarda <5 mg/L değerleri ölçülmüştür. Bu değerlere göre $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimleri çalışmanın diğer kısımlarında >%90'nın üzerinde çıkmıştır.



Şekil 4.3. Çalışma süresince çıkış KOİ değerleri ve giderim yüzdeleri.

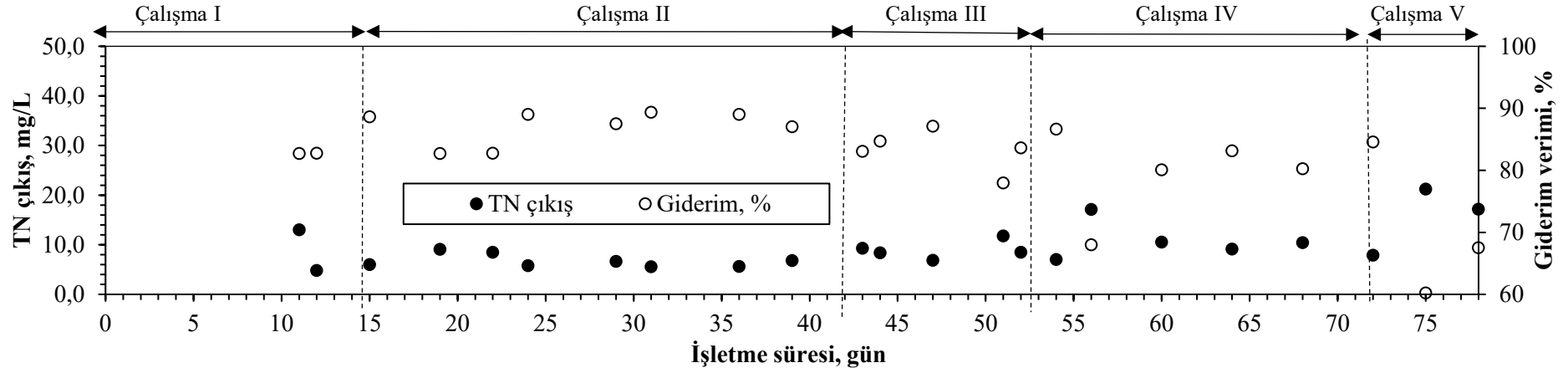


Şekil 4.4. Çalışma süresince çıkış NH₄-N değerleri ve giderim yüzdeleri.

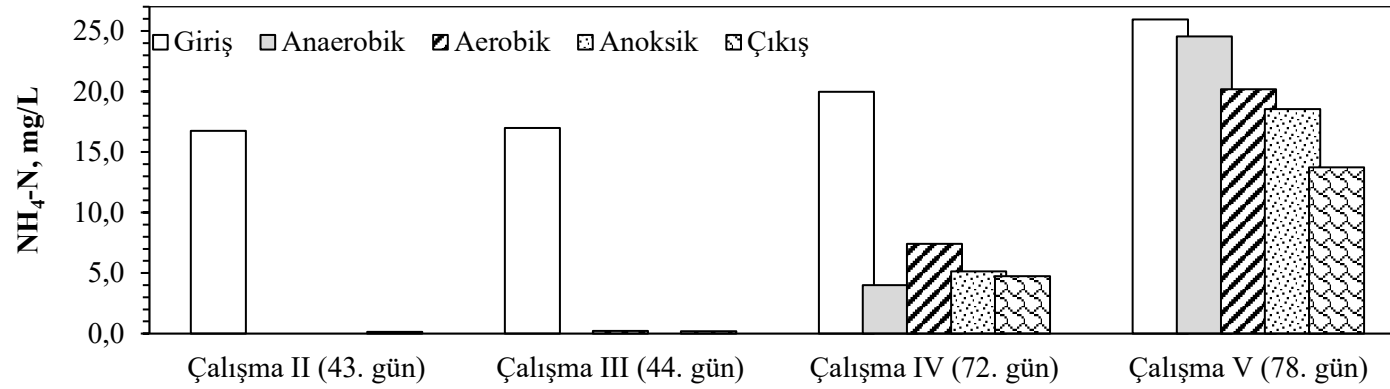
TN çıkış değerleri ve giderim yüzdeleri Şekil 4.5’de gösterilmektedir. Çıkış suyunda zaman zaman $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimlerinin bulunması TN giderim yüzdelerinin daha düşük olmasına neden olmuştur.

Çalışma boyunca zaman zaman gün içerisindeki döngülerin faz sonundan örneklemeler yapılarak azot ve fosfor türleri araştırılmıştır. Şekil 4.6-Şekil 4.8’de $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ değerlerinin döngü içerisindeki faz sonlarında değişimi gösterilmektedir. Şekillerde II. çalışmada sadece giriş ve çıkış, III. çalışmada de giriş, aerobik faz çıkış ve çıkış ve V. çalışmada giriş, anaerobik çıkış, aerobik çıkış, anoksik çıkış ve çıkış örneklerinde analizler gerçekleştirilmiştir. Özellikle V. çalışmada aerobik faz çıkışında ve çıkış değerlerinde $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri oldukça yüksek bulunmuştur. Destek materyalsiz işletilen sistemde çamur yaşı 10-15 civarında da olsa suspanse sistemde nitrifiye edici mikroorganizmaların yeterince bulunmaması ile amonyumun nitrate dönüşümünü tamamlanamamıştır. Sonuçta amonyum ve TN giderim verimleri bu çalışma aşamasında düşük çıkmıştır. Fazlarda diğer azot türleri olan nitrit ve nitrat değişimleri de nitrifikasyon ile NO_3 oluşumu, denitrifikasyonla NO_3 ’ün N_2 ’ye indirgenmesini göstermiştir.

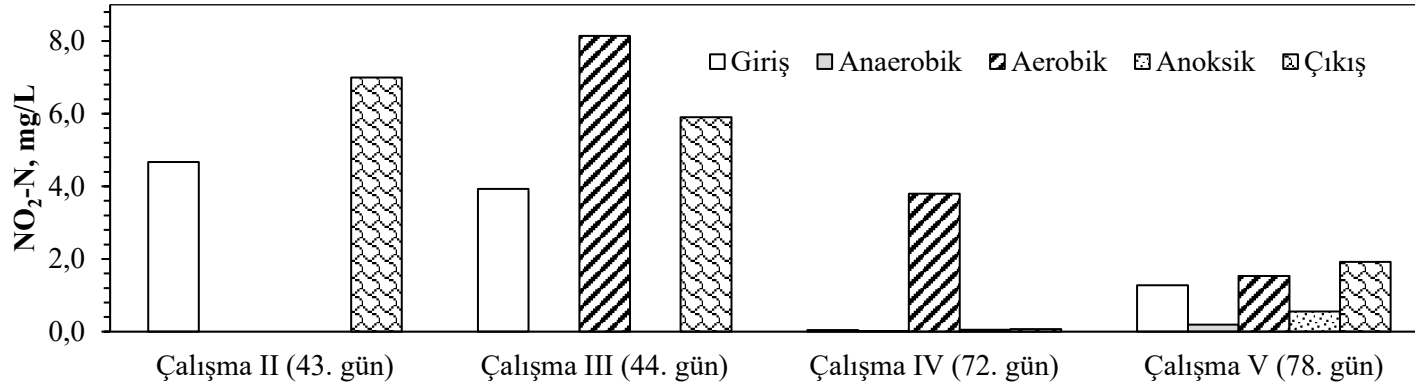
Çalışmanın ikinci aşamasından sonra fosfor giderimi sağlamak için anaerobik faz ile PAO’ların gelişimi teşvik edecek şartlar oluşturulmaya çalışılmıştır. Sentetik atıksuya PO_4 olarak verilen P’nun çıkış değerleri ve giderim yüzdeleri Şekil 4.9’da verilmektedir. Çalışma II’de yüksek çamur yaşlarında PAO’ların fosfor depolamayan GAO’lar ile rekabetinde dezavantajlı olması nedeni çamur yaşı düşürüldüğünde fosfor gideriminde artışlar elde edilmiştir. Anaerobik aşamada pH değerinin 7,25 in altına düşmesi nedeni ile 39. günden sonra çalışma II’nin sonuna doğru 200 mg/L alkalinite ilavesi yapılmıştır. Yapılan bu müdahaleler rağmen $\text{PO}_4\text{-P}$ çıkış değerleri çalışma IV’te 3,365 mg/L’ye düşmüştür. Esasında atıksudan $\text{PO}_4\text{-P}$ ’u %60’lar seviyesinde giderilmiştir. Eğer $\text{PO}_4\text{-P}$ derişimi giriş değerleri daha düşük değerlerde olsa (<6,0) $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi %100’e yaklaşacaktır. Çalışmanın diğer aşamalarında daha yüksek $\text{PO}_4\text{-P}$ çıkış değerleri elde edilmiştir. Çalışmanın fazlarındaki $\text{PO}_4\text{-P}$ değişimleri Şekil 4.10’da verilmektedir.



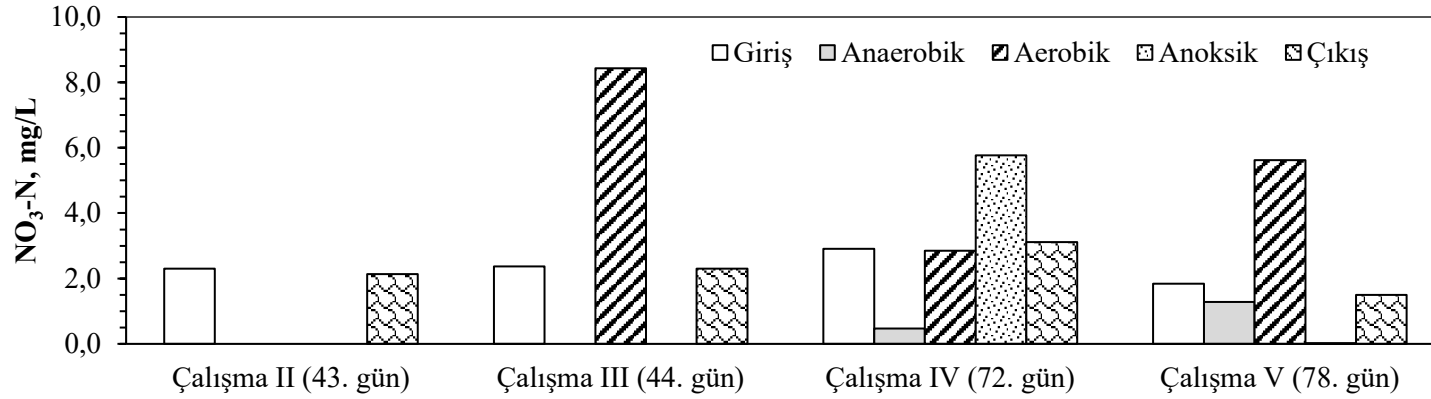
Şekil 4.5. Çalışma süresince çıkış TN değerleri ve giderim yüzdeleri.



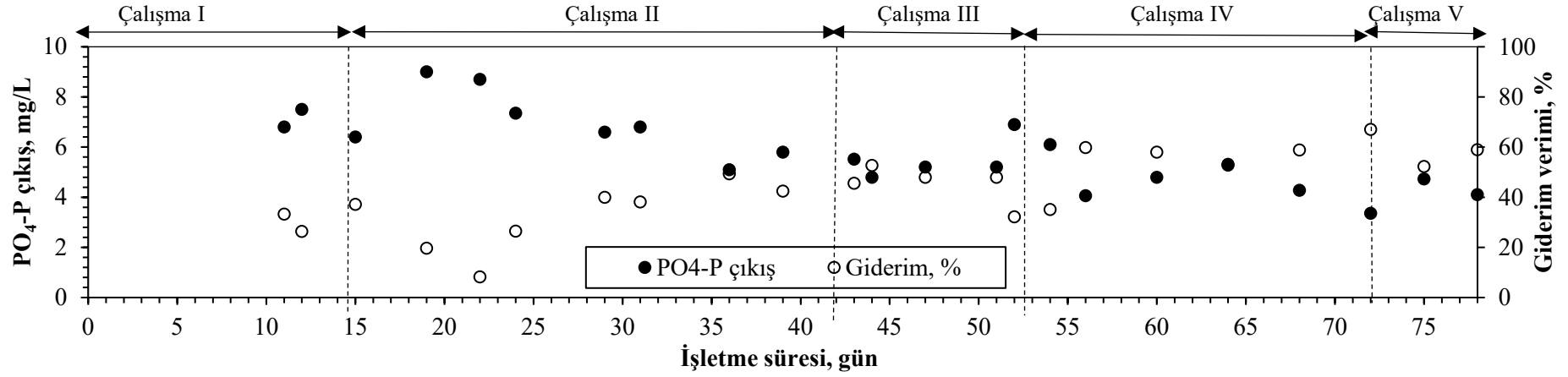
Şekil 4.6. Fazlardaki $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimi.



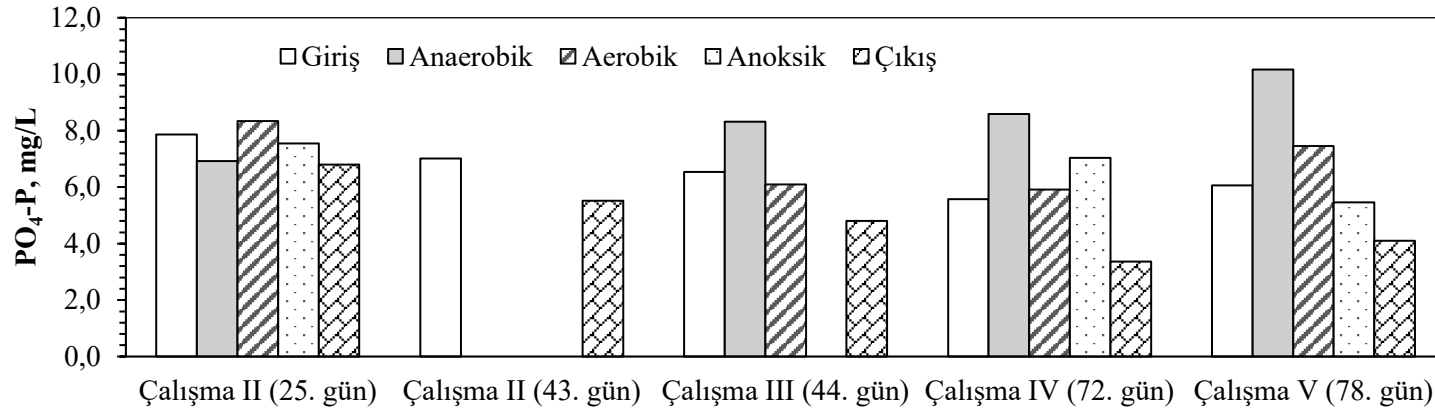
Şekil 4.7. Fazlardaki NO₂-N değişimi.



Şekil 4.8. Fazlardaki NO₃-N değişimi.



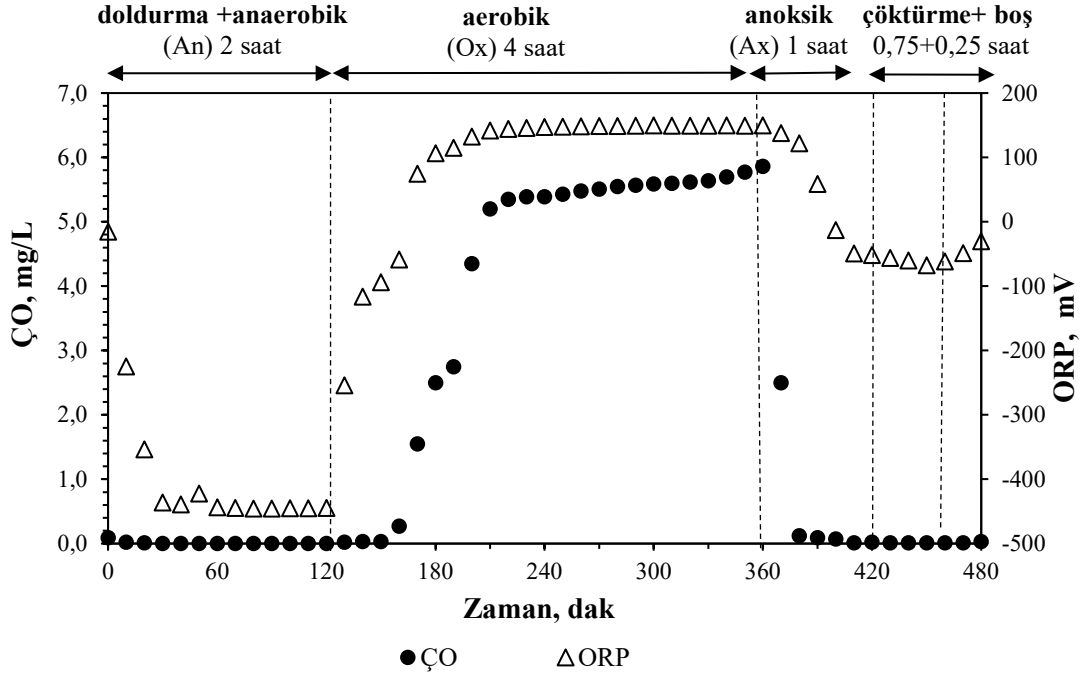
Şekil 4.9. Çalışma süresince çıkış PO₄-P değerleri ve giderim yüzdeleri.



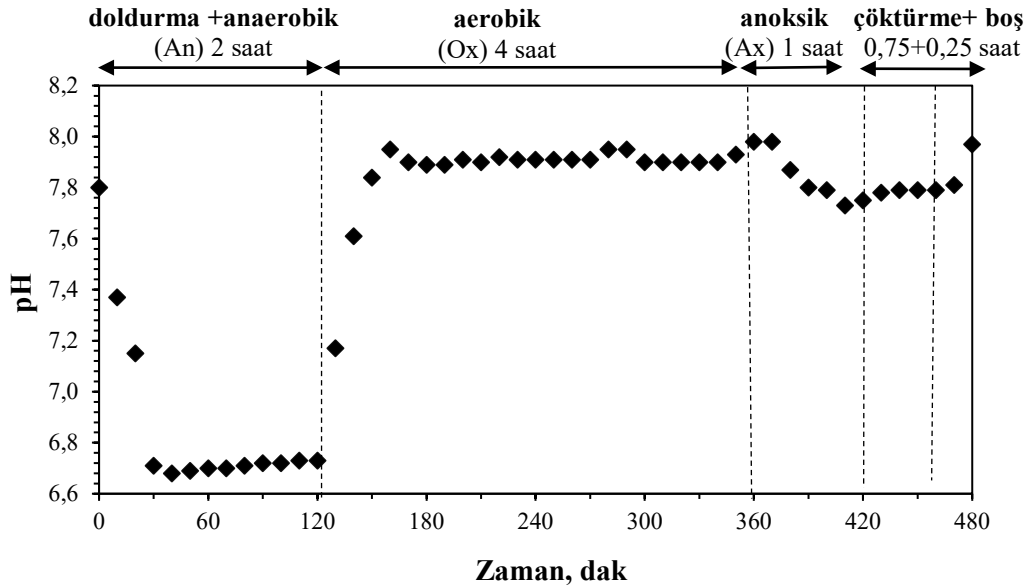
Şekil 4.10. Fazlardaki PO₄-P değişimi.

4.3 Reaktör Fazlarında pH, ÇO ve ORP Değişimleri

II. çalışma sonlarına doğru kararlı çıkış değerlerinin alındığı bir döngü süresince reaktörde ÇO, ORP ve pH, değişimi izlenmiştir. ÇO ve ORP değişimi Şekil 4.11’de, pH değişimi ise Şekil 4.12’de verilmektedir.

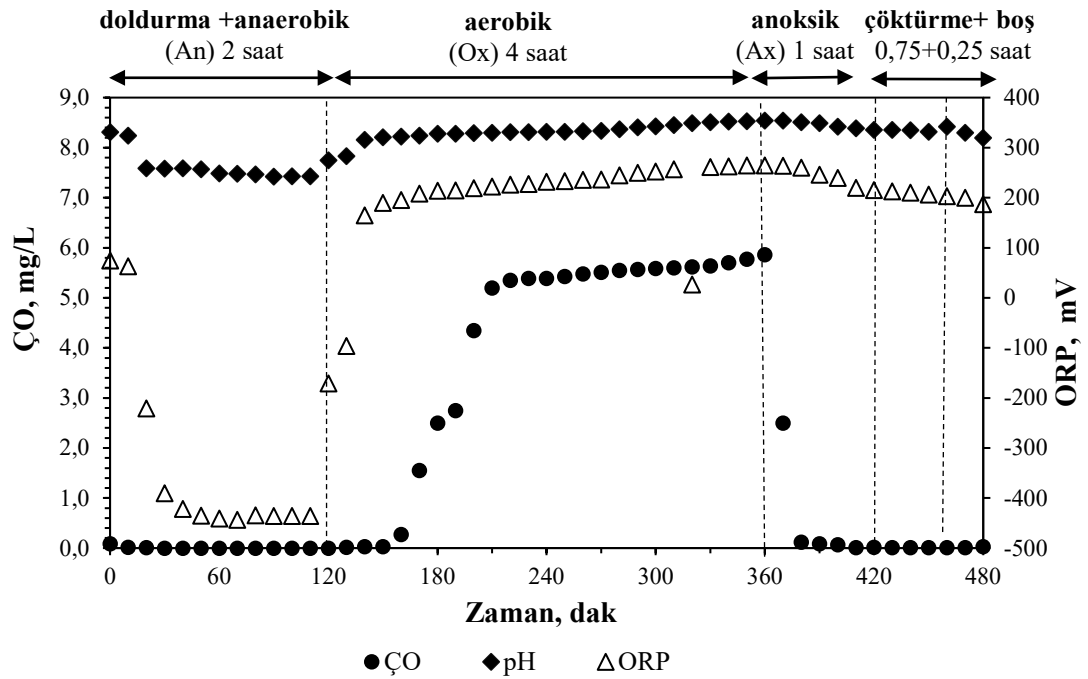


Şekil 4.11. II. çalışma (%20) doluluk oranında döngü süresince ÇO ve ORP değişimi (36.gün).

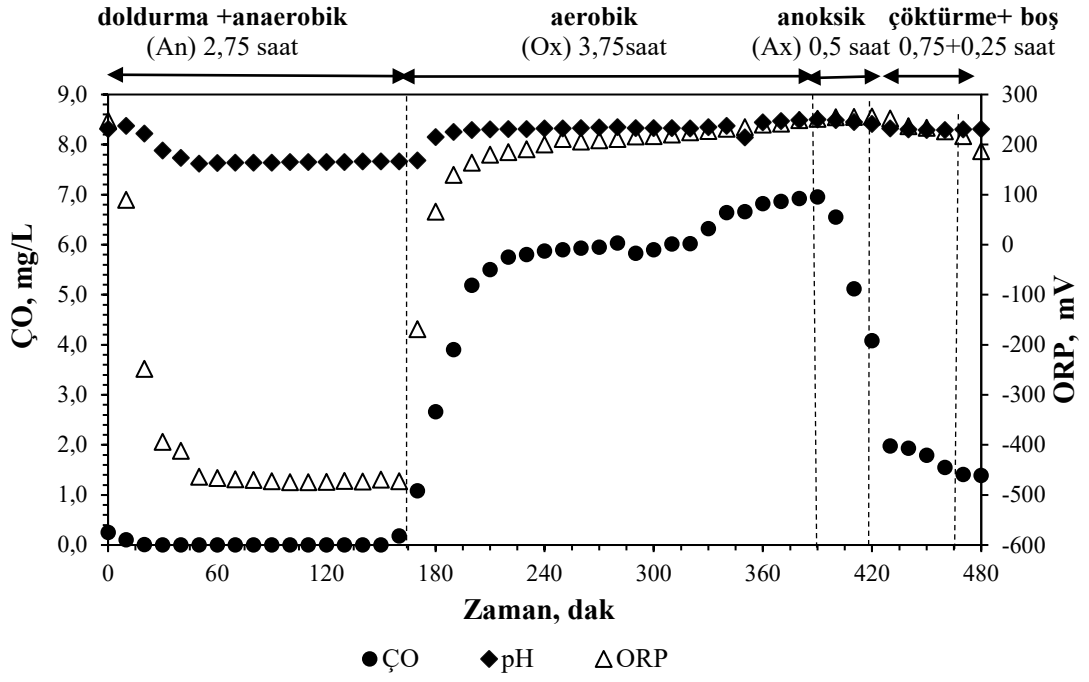


Şekil 4.12. II. çalışma (%20) doluluk oranında döngü süresince pH değişimi (36.gün).

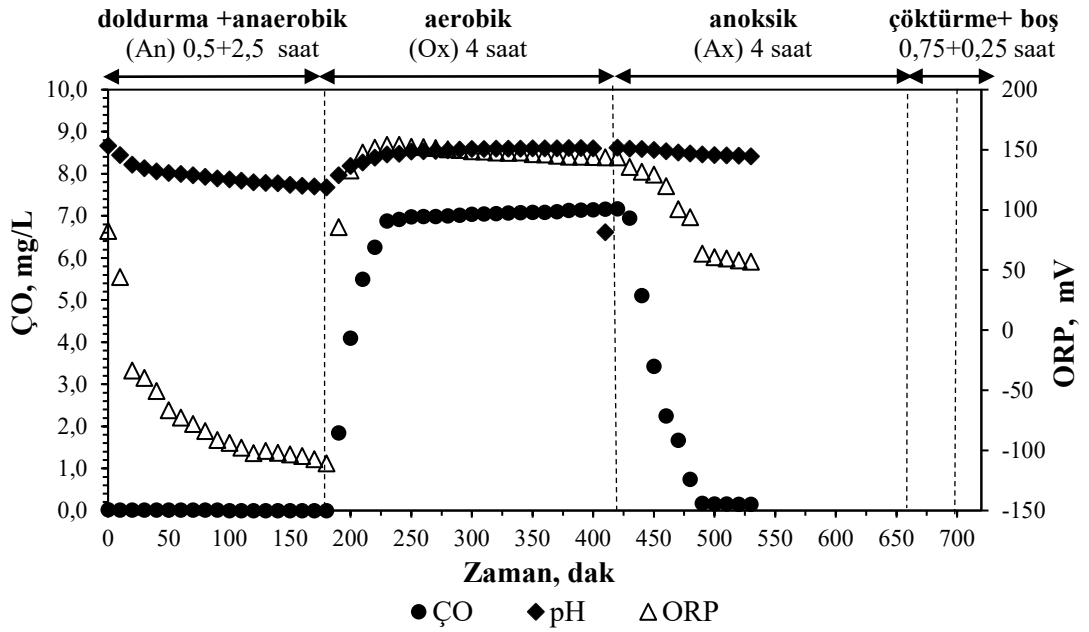
Anaerobik fazdaki pH düşüşünün önüne geçmek için PAO'lar için kritik olan $\text{pH} > 7,25$ sağlamak için ve fosfat giderimini artırmak için II çalışma periyodunda 39. Günde 200 mg/L alkalinite ilavesi yapılmıştır. Eş zamanlı olarak çamur yaşı 10 gün olacak şekilde çamur atımı yapılarak PAO'ların GAO'lara oranla popülasyonunu artırmak hedeflenmiştir. 43. günde döngü boyunca ÇO, ORP ve pH ölçümleri Şekil 4.13'deki gibi elde edilmiştir. pH değeri alkalinite ilavesi ile anaerobik faz dahil tüm fazlarda 7,42'nin üzerinde kalmıştır. Her bir çalışma periyodunun sonlarına doğru döngü boyunca ÇO, ORP ve pH değişimleri sırasıyla verilmiştir.



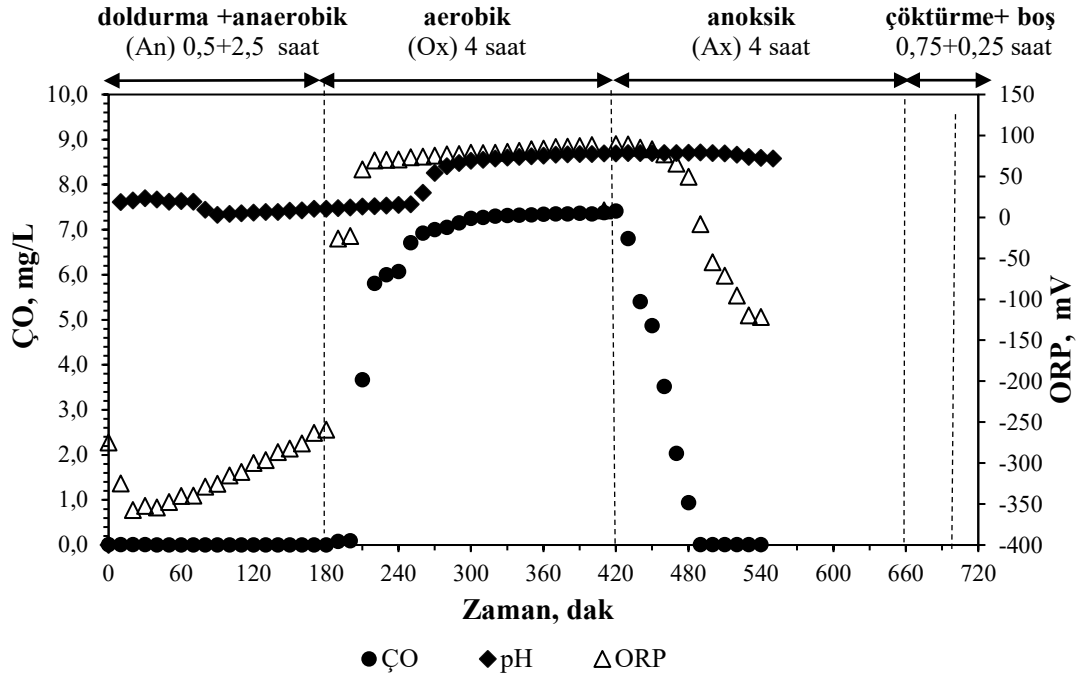
Şekil 4.13. II. çalışmada (%20 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH değişimi (43.gün).



Şekil 4.14. III. çalışmada (%40 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH değişimi (44.gün).



Şekil 4.15. IV. çalışmada (%40 doluluk oranında) döngü süresince ÇO, ORP ve pH değişimleri (72.gün).



Şekil 4.16. V. çalışmada döngü süresince ÇO, ORP ve pH değişimleri (78.gün).

Reaktör kesikli işletildiği için bir besleme döngüsü boyunca reaktör içeriği sürekli değişmektedir. Doldurma ve anaerobik fazında sisteme O_2 verilmediği için şartlar tam olarak anaerobik elde edilmiştir. Bu fazda karıştırma işlemi de yapıldığı için fosfor salınımı için uygun ortam oluşmuş ve fosfat salınımının bir göstergesi olarak pH değerleri de başlangıç değeri olan 7,8'den 30 dakika içerisinde 6,7 civarına düşmüştür. 40. dakikada en düşük seviye olan 6,68 değerine ulaşılmıştır. ORP değerleri ise -15 mV'dan tam anaerobik şartların olduğu kararlı şartlara pH düşüşündeki süreyle eş sürede -436 mV'a düşmüştür. pH ve ORP düşüşündeki en son nokta PO_4 -P salınımının bu süre içerisinde tamamlandığına işaret etmektedir. pH düşmesinin nedeni olarak anaerobik şartlarda atıksudaki organik maddelerin fermentasyonu ve fermentasyon ürünlerinin (Chang ve Hao, 1996) PHA depolanması için kullanımı ile açıklanabilmektedir. Oksijensiz ve NO_x 'siz ortamda yani anaerobik şartlarda organik maddelerin fermentasyonu ve kullanımı ancak PAO ve GAO gibi mikroorganizmalarının faaliyeti ile mümkün olduğundan ortamdaki POA'ların aktivitesi fermentasyon ürünlerinin oluşumu ve PO_4 -P salınımı ile eş zamanlı olarak gerçekleşmektedir. Ancak bu şartlarda fosfor salınımı ve sonraki fazlarda fosforun aşırı alınımından PAO'lar sorumlu olduğundan bu şartlarda çoğalabilen GAO'ların etkin bir P giderimi için ortamda baskın olmaması gerekmektedir. Sonuç olarak ORP ve pH değerlerindeki düşüşü ortamda fermentasyon ürünlerinin oluşumuna, PO_4 -P

salınımına neden olan PAO'lar ve PO₄-P salınımı yapmayan GAO'ların faaliyetini göstermektedir.

Aerobik ORP değerleri ortamdaki CO₂'nin havalandırmanın da etkisi ile sıyrılması ve fermentasyon ürünlerinin (VFA gibi) tüketilmesi ile birlikte ortam pH'ı yükselmiş, ORP değerleri de anaerobik şartların göstergesi olan -400 mV değerlerinden 210 dakika içerisinde 141,8 mV'a yükselmiştir. pH ise 160 dakika içerisinde aerobik fazın maksimum pH değeri olarak ölçülen 7,95 seviyesine kararlı ve süresi ile doğru orantılı olarak yükselmiştir. Muhtemelen gerçekleşen nitrifikasyon işlemi ile alkalinite tüketimi nedeni ile pH yükselmesi daha da artmamış, nitrifikasyon işleminin de tamamlanması ile pH kararlı şekilde 7,9'lar seviyesinde devam etmiştir. Nitrifikasyon alkalinite tüketimi ve pH düşüşüne neden olmakla birlikte, aerobik şartların başlangıcında mevcut CO₂'nin sıyrılması ile pH artışı ve mevcut nitrifikasyon mikroorganizmalarının hızlı bir şekilde nitrifikasyonu gerçekleştirmesi nedeniyle nitrifikasyonun pH düşüşüne olan etkisi net bir şekilde izlenememiştir. Ancak bu sonuçlar aerobik aşamanın bu şartlarda işlevini yaklaşık 1,0 saat içerisinde tamamladığını göstermektedir. Benzer sonuçlar Wentzell ve Marais (1989) ve Chang ve Hao (1996) yapılan çalışmalarda da gözlemlenmiş, fosfat alımı ve nitrifikasyon ilk 90 dakika içerisinde tamamlanmıştır.

Anoksik şartlarda çok az bir pH artışı muhtemelen başlangıç denitrifikasyon işleminin hızlı olması ile gerçekleşmiş, daha sonra içsel solunum ile açığa çıkan CO₂'nin birikimi nedeni ile ortam pH'ı solunum faaliyetleri yavaşlayınca düşmüş, daha sonra kararlı bir hal almıştır. ORP değerleri kararlı olduğu zaman pH'daki değerlerde kararlı kalmıştır.

Değişik araştırmacılar SBR reaktörde online ölçülen pH, ÇO ve ORP parametreleri ile nütrient giderimi arasındaki ilişkiyi açıklamışlardır (Chang ve Hao, 1996; Lee vd., 2001; Yu vd., 1997).

Chang ve Hao (1996) tarafından yapılan çalışmada ORP değerleri anaerobik fazda +100 mV'dan faz sonunda -100 mV'a düşerken pH 7,5 civarlarında 7,2'lere kadar düşmüştür. PO₄-P değerleri anaerobik fazın 40. dakikasında 15 mg/L, 90. dakikasında 17 mg/L kadar yükselmiş, aerobik ve sonrasında boşaltma fazı sonunda 1,4 mg/L kadar düşürülmüştür. Sonrasında gerçek zamanlı pH ve ORP izlemeleri sonucunda döngü

sayısı 3'den 4'e çıkarılarak, gereksiz faz sürelerinde anaerobik ve oksik faz süreleri de kısaltılması yani HBS süresinin 16'dan 12'ye düşürülmesi ile $PO_4\text{-P}$ değerleri istenilen seviyeye düşürülebilmıştır. Nihai olarak bahsedilen bu çalışmada (Chang ve Hao, 1996) evsel atıksuya harici karbon kaynağı olarak sodyum asetat (NaAc) ve fosfat eklenmiş sonuçta KOI , TN ve $PO_4\text{-P}$ değerleri sırasıyla 313, 28,8, ve 4,8 olan besleme ile çıkış değerleri sırasıyla 28, 6,2 ve 0,1 mg/L elde edilmiştir.

Yine yapılan bir çalışmada (Yu vd., 1997) pH, $\dot{C}O$ ve ORP ölçümlerine göre sentetik atıksu ile beslenen HBS=18,5 çamur yaşı 10-15 gün olan klasik sürekli beslemeli SBR reaktörde sürekli ORP, $\dot{C}O$ ve pH izlemesi yapılarak anaerobik, aerobik, çökme ve boşaltmadan ibaret fazların faz süreleri ve sıralamaları değiştirilerek nütrient giderim veriminde artış amaçlanmıştır. Çalışmada ilk faz anaerobik şartlarda (1 saat) iki kademeli ORP değerlerinde ilki yavaş hızda, ikincisi daha hızlı azalma gözlemlenmiştir. Çalışmanın ilk kısmında anaerobik, aerobik, çöktürme ve boşaltma kullanıldığı için ilk faz anaerobik belli bir süre anoksik şartlar oluşmuştur. İlk düşüş önceki fazdan kalan nitratin denitrifikasyonu azot gazına indirgenmesi ile meydana gelmiştir. ORP değerleri düşerken denitrifikasyon alkalinite (OH^-) üretmiş buna karşılık pH değeri artmıştır. Ortamda NO_3 bitinceye kadar ORP hızlı azalmış ve pH düşmüştür. NO_3 'ün bittiği kırılma noktasına bilim insanları (Peddie vd., 1990) nitrat dizi (nitrat knee) olarak isim vermiştir. pH bu noktadan sonra anaerobik şartların oluşması ile VFA'ların üretimi ile azalmaya başlamış, ORP değerleri ise yavaş hızda azalmaya devam etmiştir. pH'ın bu artıştan sonra azalmaya başladığı nokta ORP deki kırılma noktasıyla aynı zamanda gözlemlenmiş olup araştırmacılar (Al-Ghusain ve Hao, 1995) bunu nitrat tepesi (nitrat apex) olarak isimlendirmiştir. ORP ve pH daki bu iki trend anaerobik şartların tam olarak ne zaman başladığının göstergesi olarak kabul edilmektedir. Çalışmanın aerobik fazında ise ORP değerleri iki farklı artış hızı ile artmıştır. İlk artış ortama hızlı bir oksijenin girmesi ile ikinci artışı ise nitrifikasyonun tamamlandığı amonyağın nitrite dönüşünün tamamlandığı amonyağın sıfır olduğu noktada gözlemlenmiştir.

Gerçek zamanlı kontrol amacıyla, pH profilinin eğimindeki değişiklik anaerobik aşamada fosfor salınımının bittiğini, döngünün sonlandırılmasına işaret etmektedir. Çözünmüş oksijen eğrisi de paralellik göstermiştir. $\dot{C}O$ eğrisi aerobik kademenin başlangıcından nitrifikasyona (NH_4 'ün NO_2 'e dönüşümü) kadar sabit derişimde

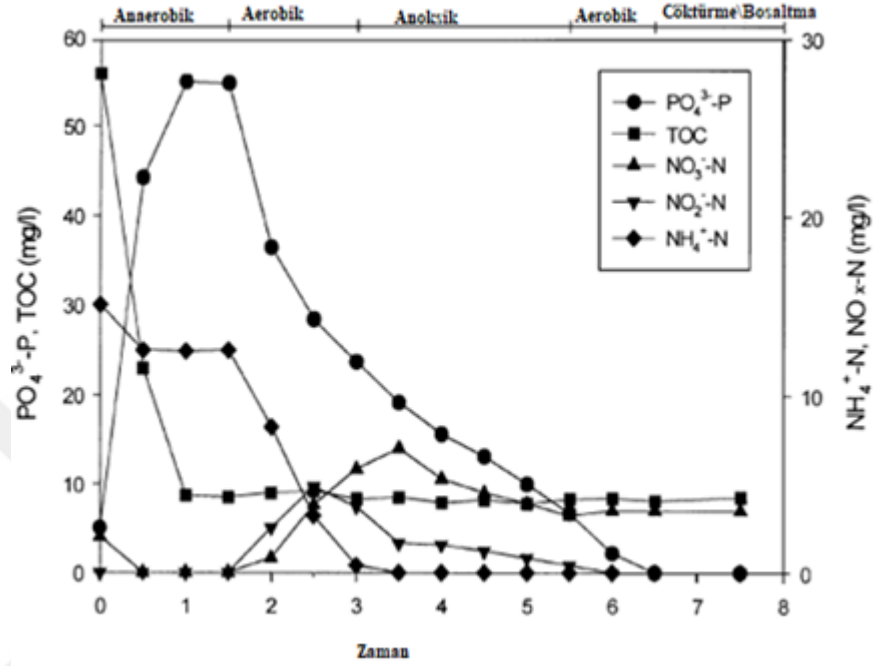
kalmıştır çünkü, sisteme verilen sabit oksijen ile amonyak ve organik madde oksidasyonu ile tüketilen oksijen hızı arasında bir denge oluşmuştur. Nitritin nitrata dönüşümünde nitrifikasyon (NO_2 'in NO_3 'a dönüşümü) daha az oksijen tüketilmesi nedeni ile ÇO derişimi doygunluk derişimine doğru hızlı ve sonrasında yavaş bir hızda artmıştır. Aerobik kısımda pH hızlı bir şekilde nitrifikasyonda H^+ iyonu üretimi nedeni düşmüş, sonrasında nitrifikasyonda H^+ üretimi olmadığı için sabit seviyede devam etmiştir. Çöktürme ve boşaltma fazında ise O_2 girişı kesildiği için ORP ve ÇO düşmüş pH sabit olarak devam etmiştir. Çalışmada sürekli ORP, ÇO ve pH ölçümlerine göre fazların süreleri yeniden belirlenerek ve anoksik faz ilave edilerek KOİ verimi %86, dan %91, TN giderimi %60'tan %81've $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi %21 den %61'e geliştirilmiştir.

pH, ORP ve ÇO izlenerek anaerobik aerobik anoksik aerobik fazlardan oluşan bir SBR reaktörde nütrient gideriminin izlendiği bir çalışmada (Lee vd., 2001) bu ölçümlerin değişim noktalarından faydalanılarak faz süreleri belirlenmeye çalışılmıştır. Bu ölçümler sonucunda fazlar boyunca elde edilen değişime göre belirlenen faz sürelerine göre yapılan işletimde yüksek verimler elde edilmiştir. Bu çalışmada faz süresince organik madde, P ve N değişimleri Şekil 4.17'de, online ölçüm parametrelerin değişimi ise Şekil 4.18'te verilmiştir (Lee vd., 2001). İlişkiler aşağıdaki gibi açıklanmıştır.

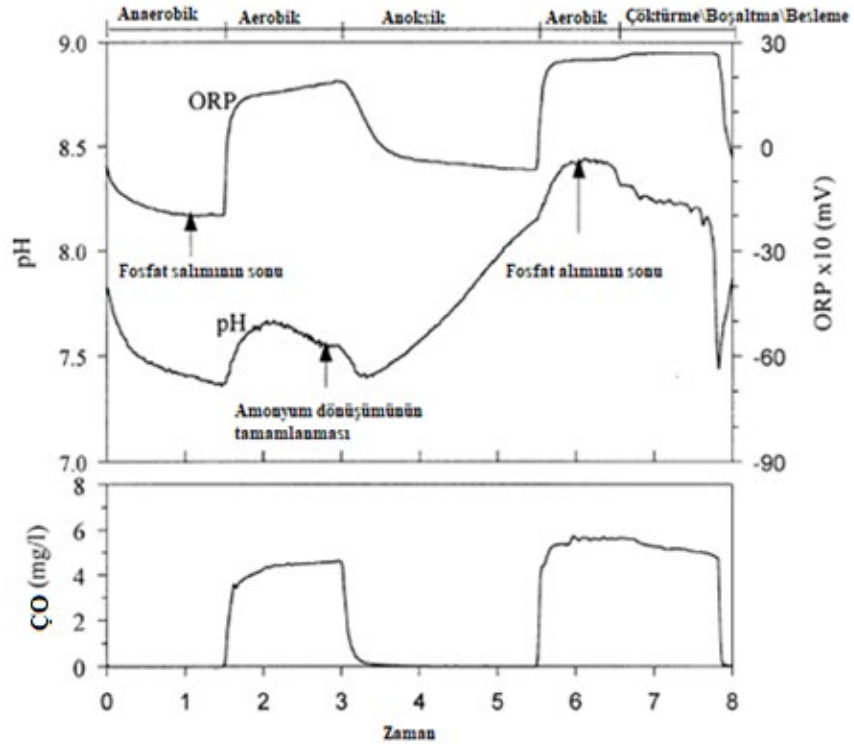
- pH'ta keskin bir azalış anaerobik fazın başlangıcında PO_4 salınımı yüzünden olmuştur. Sürekli fakat daha yavaş hızda fosfat salınımı devam edinceye kadar düşüş devam etmiştir. ORP eğrisinde 1 saat içerisinde hızlı bir düşüş gösterdi sonra değişmeyen sabit düzeyde devam etmiştir. Bu bükülme noktası fosfat salınımının bittiğini göstermektedir.
- Aerobik fazda esas olarak CO_2 'nin sıyrılması ile pH hızlı bir şekilde artmıştır. Daha sonra nitrifikasyonda H^+ iyonunun üretilmesi ile pH düşerek yaklaşık sabit bir seviyede kararlı kalmıştır. Bu geline kararlı seviye nitrifikasyonun yani amonyağın nitrit ve nitrata dönüştüğünü göstermektedir.
- Anoksik fazın başlangıcında bir miktar pH azalması kalıntı O_2 'den veya havalandırma olmadığı için biriken CO_2 den kaynaklanmış olacağı ifade edilmiştir. Anoksik fazda daha sonra pH artmıştır. Araştırmacılar bunu anoksik fosfat alımına

bağlamışlardır. Ancak pH artışının denitrifikasyon prosesi ile de alakalıdır. Denitrifikasyon işleminde alkalinite (OH^-) üretilir.

- Aerobik fazda pH artışı devam ederek, sonrasında sabit bir değere ulaşmıştır bu nokta fosfat alımı ve aktif çamur stabilizasyonunun tamamlandığını göstermiştir.



Şekil 4.17. SBR reaktörde organik madde, N ve P değişimi.



Şekil 4.18. pH, ORP ve ÇO ölçümleri.

Bu çalışmada başlangıçta NO_3 derişimleri yüksek olmadığı için nitrat dizi veya çenesi oluşmamıştır, ancak ORP ve pH değerlerindeki düşüş anaerobik şartlarda VFA üretimini 30 dakika içerisinde tamamladığını ve VFA'nin anaerobik bakteriler tarafından kullanıldığını göstermektedir. Aerobik aşamada pH ilk 40 dakika sonrasında bir miktar düşüş yaşamıştır. Mevcut nitrifiye edicilerin nitrifikasyon aktivitesi düşük olduğundan belirgin bir pH düşüşü ve sonrasında anoksik şartlarda bir pH yükselmesi gözlenmemiştir. Nitrifikasyon bakterileri daha uzun sürelerde çoğalabildiği için sistemde yeterince nitrifikasyon bakterileri oluşmadığından beklenen pH ve ORP değişimleri gözlemlenememiştir.

4.4 SBR ve IFAS-SBR Sistemlerinde C, N, ve P Giderim Performansları

Çalışma boyunca sırasıyla nitrifikasyon bakterilerinin gelişimi için sadece aerobik döngü oranı 25,1 saat θ_H , 25,8 gün θ_C , günde 4 döngü (I. çalışma), N ve P giderim optimizasyonu için % 20'lik destek materyali doluluk oranı 24 saat θ_H , 21 gün θ_C , günde 3 döngü (II. çalışma), % 40'lik destek materyali doluluk oranı 24 saat θ_H , 15 gün θ_C , günde 2 döngü (III. çalışma), % 40'lik destek materyali doluluk oranı 36 saat θ_H , 11,8 gün θ_C , günde 2 döngü (IV. çalışma) ve destek materyalinin etkisini izlemek için destek materyalsiz 36 saat θ_H , 14,5 gün θ_C , günde 2 döngü (V. çalışma) gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın yükleme şartları ve performans özetleri Çizelge 4.1'de verilmiştir. SBR sistemleri yapılan arıtım çalışmaları ile ilgili literatür taraması yapıldığında reaktör işletim şartları ve C, N, ve P giderim performansları Çizelge 4.2'de özetlenmiştir.

Yapılan bir çalışmada destek materyali içeren ve içermeyen iki SBR reaktör sentetik bir atıksu ile beslenerek karşılaştırılması yapılmıştır. KOİ 668 mg/L, TN 69,1 mg/L ve $\text{PO}_4\text{-P}$ 7,98 mg/L ile 8 saatlik döngülerde beslenen reaktörlerde özellikle azot gideriminin önemli ölçüde arttığı tespit edilmiştir. Destek materyalinin azot giderimini % 86,3'ten %91,7 seviyesine getirdiğini bu aradaki farkın önemli ölçüde aerobik fazda destek materyali üzerinde büyüyen biyofilm tabakasında gerçekleşen eşzamanlı denitrifikasyon ile mümkün olduğu sonucuna varılmıştır (Sytek-Szmeichel vd., 2016).

Çizelge 4.1. Çalışma aşamaları boyunca işletme şartları ve performans özetleri.

İşletme ve Performans Parametreleri	Çalışma I			Çalışma II			Çalışma III			Çalışma IV			Çalışma V		
	Ort.	S. Sap.	n	Ort.	S. Sap.	n	Ort.	S. Sap.	n	Ort.	S. Sap.	n	Ort.	S. Sap.	n
Sıcaklık, °C	19,6	0,450	3	21,6	0,273	6	22,70	22,7	4	21,740	0,102	5	21,5	0,300	2
ÇO _{hav} , mg/L	5,23	1,11	3	5,37	0,220	6	5,65	0,211	4	6,718	0,332	5	7,43	0,175	2
pH	8,03	0,047	3	7,88	0,068	6	8,20	0,027	4	8,532	0,065	5	8,69	0,035	2
Debi, L/gün	1,43	0,047	3	1,50	0,000	6	1,50	0,000	4	1,00	0,000	5	1,00	0,000	2
Hidrolik bekleme süresi (Θ _H), saat	25,1	0,808	3	24,0	0,000	6	24,0	0,000	4	36,0	0,000	5	36,00	0,000	2
KOİg	463	4,32	3	486	4,06	6	506	62	4	506,6	1,96	5	510,0	0,000	2
TNg	53,0	0,216	3	51,95	1,35	6	52,9	0,678	4	52,9	0,949	5	53,1	0,275	2
TKNg	50,4	0,000	3	49,78	0,688	6	50,5	0,500	4	50,4	0,824	5	50,0	0,100	2
PO ₄ -Pg	10,2	0,000	3	10,46	0,639	6	9,89	0,293	4	10,7	0,543	5	9,94	0,039	2
Org. Yük. Hızı (OYH), kg BOİ ₅ /m ³ -gün	0,301	0,008	3	0,331	0,003	6	0,344	0,001	4	0,230	0,001	5	0,231	0,000	2
Besi/Mik. (F/M) kg BOİ ₅ /kg UAKM-gün	0,130	0,032	3	0,168	0,020	6	0,243	0,045	4	0,204	0,005	5	0,247	0,012	2
Çamur yaşı (Θ _c), gün	25,8	0,425	3	24,6	6,55	6	14,99	0,020	4	11,8	0,700	5	14,5	0,542	2
MLSS	2863	547	3	2348,3	295,6	6	1733,0	373,5	4	1322,0	29,26	5	1103	52,500	2
AKMç, mg/L	31,7	8,34	3	0,833	1,86	6	0,075	0,130	4	41,0	11,3	5	5,000	5,000	2
ÇHİ, mL/g	103	15,1	3	109,4	12,08	6	120,22	22,6	4	151,4	3,41	5	181,8	8,658	2
KOİç, mg/L	17,5	9,35	3	21,10	9,93	6	27,10	10,1	4	37,0	6,585	5	41,8	20,800	2
KOİ giderim, %	96,2	2,05	3	95,7	2,02	6	94,65	1,99	4	92,7	1,28	5	91,8	4,078	2
NH ₄ -Nç mg/L	5,78	4,50	3	2,78	2,18	6	1,02	1,31	4	3,43	1,72	5	14,58	0,840	2
NH ₄ -N giderim, %	89,1	8,43	3	94,6	4,31	6	98,04	2,51	4	93,5	3,30	5	72,6	1,439	2
NH ₄ -N gid.hız kg/kg-gün	0,019	0,006	3	0,024	0,003	6	0,035	0,006	4	0,028	0,001	5	0,025	0,001	2
NO ₃ -Nç, mg/L	6,13	1,90	3	2,04	0,798	6	3,33	1,36	4	5,02	1,57	5	3,57	2,065	2
NO ₂ -Nç, mg/L	1,00	0,000	3	2,06	1,26	6	4,21	1,18	4	2,58	3,29	5	1,055	0,865	2

Çizelge 4.1 (devam). Çalışma aşamaları boyunca işletme şartları ve performans özetleri.

TNç, mg/L	12,9	5,70	3	2,24	1,62	6	8,55	1,98	4	11,0	3,19	5	19,2	2,040	2
TN giderim, %	75,7	10,7	3	95,7	3,17	6	83,83	3,64	4	79,2	5,86	5	63,9	3,653	2
PO ₄ -Pç, mg/L	6,90	0,455	3	7,26	1,32	6	5,85	0,709	4	4,36	0,659	5	4,42	0,315	2
PO ₄ -P giderim, %	32,3	4,46	3	35,8	13,8	6	40,8	7,26	4	59,3	4,56	5	55,6	3,343	2
PO ₄ -P gid.hız kg/kg-gün	0,001	0,001	3	0,002	0,001	6	0,003	0,000	4	0,004	0,000	5	0,004	0,000	2

Biyofilmin üzerinde geliştiği taşıyıcı destek materyalinin reaktör içerisinde toplam biyokütleyi ve çamur yaşını artırması yanında destek materyali üzerinde gelişen biyofilm şeklindeki biyokütle içerisinde nitrifiye edicilerin oranı çamur yaşının daha uzun sağlanması nedeniyle daha yüksek elde edildiğinden nitrifikasyon verimi daha yüksek elde edilebilmektedir (Shao vd., 2017). Çalışmada KOİ:N oranlarının nitrifikasyon hızı üzerindeki etkisi IFAS-SBR reaktörde araştırılmış ve farklı KOİ:N oranlarında aktif çamur ve biyofilm içerisinde amonyum ve nitrit okside eden bakterilerin oranı izlenmiştir. KOİ: N oranı <3 olduğunda amonyum giderim hız en yüksek bulunmuş, bu oran yükseldiğinde hız düşmüştür. KOİ az olduğunda hem biyofilm hem de aktif çamurda daha düşük biyokütle derişimi elde edilirken biyokütlenin içerisinde amonyum okside eden bakteri popölasyonu yüksek bulunmuştur.

Singh ve Kazmi (2016) tarafından gerçekleştirilen tek kademeli IFAS sistemi ile evsel atık suyun arıtımında çözünmüş oksijen 3,00 mg/L, HBS 6,90 saat, çamur yaşı 7,00 gün, çamur geri devir oranı %160-175 olarak optimize edilmiş şartlarda %92 KOİ, %91 BOİ, %90 AKM, %88 TN ve %50 TP giderim verimlerine ulaşılmıştır. Ayrıca yapılan ve karşılaştırılan respirometrik karakterizasyon çalışması ile bağlı ve süspanse biyoküteller karşılaştırılmış, bağlı biyofilmlerin tüm parametrelerin gideriminde etkili olduğu tespit edilmiştir.

Yine bir çalışmada (Wu vd., 2022) SBR- IFAS reaktöründe yeni geliştirilen petek şeklinde bir destek materyali ile eş zamanlı nitrifikasyon, denitrifikasyon, ve P giderimi araştırılmıştır. 233 gün iletilen lab ölçekli ardışık kesikli reaktörde % 94,5 azot, ve >%99,0 fosfor giderimi elde edilebilmiştir. Çalışmada yeni geliştirilen destek materyalinin de yardımıyla eş zamanlı etkin nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimi yapılabileceğini göstermiştir.

Çizelge 4.2. SBR ve IFAS-SBR sistemleri ile ilgili yapılan bazı arıtım çalışmaları şartları ve giderim performansları.

Reaktör	Atıksu	Atıksu giriş özellikleri	Çamur yaşı(gün)	HBS (saat)	Döngü Faz(saat)	Org :N:P giderim, %	Referans
SBR	Sentetik NaAc	KOI:NH ₄ -N:PO ₄ -P 600:40:15 400:40:10 400:30:10 300:30:10	12 14 18 18	16	Üç döngü An(2)Ox(4,5)Ç(1,5) An(2)Ox(3)Ax(1)Ox(1)Ç(1) An(2)Ox(2)Ax(1,5)Ox(1)Ç(1,5) An(1,5)Ox(1,5)Ax(2,5)Ox(1)Ç(1,5)	92:88:100	(Lee vd., 2001)
SBR	Evsel atıksu +ilave (NaAc +PO ₄ -P)	KOI:TN: PO ₄ P 296:30,1:6,9 313:28,8:4,8	15 10	16 12	Üç döngü, dört döngü An(2)Ox(4)Ç(0,5)B(0,5)Bek(1) An(1,5)Ox(2) Bek(1) Ç(0,5)B(0,5)	95,3:60,8:79,7 91,1:78,5:97,9	(Chang ve Hao, 1996)
Sürekli SBR	Sentetik atıksu	KOI:TN: PO ₄ P 300:41:5,5	10-15	18,5	Sürekli An(1)Ox(5,5)Ç(1)B(0,5) An(0,45)Ox(3,2)Ç(1)B(0,5) An(0,45)Ox(3,2)Ax(0,85)Ç(0,5)B(0,5)	86:60:21 88:74:20 91:81:61	(Yu vd., 1997)
SBR	Sentetik atıksu (pepton+nişasta+glikoz)	KOI:TN: PO ₄ P 668:69,1:7,98	10	22,4	An(1,5)Ox(2,66)Ax(0,67)Ox(2)Ç(1)B(0,167) (2/3 besleme An, 1/3 besleme Ax)	95,1:98,9:86,3	(Sytek-Szmeichel vd., 2016)
IFAS-SBR (%25)	Sentetik atıksu (pepton+nişasta+glikoz)	KOI:TN: PO ₄ P 668:69,1:7,98	10	22,4	An(1,5)Ox(2,66)Ax(0,67)Ox(2)Ç(1)B(0,167) 2/3 besleme An, 1/3 besleme Ax)	95,1:99,3:91,7	(Sytek-Szmeichel vd., 2016)
IFAS-MBBR (%50)	Gerçek atıksu Anoksik faz etanol ilave	KOI:NH ₄ -N: PO ₄ P 328-336;17,3-21,7:8,7-10,8	-	12	An(2,0)Ox(5,5)Ax(3,5) Ox(0,84) B(0,16)	92:97,5:91,3	(Tunc ve Ünlü, 2017)
IFAS-SBR %20	Sentetik atıksu	KOI:TN: PO ₄ P 463:53,0:10,2	25,8	25,1	Ox(5) Ç(0,75)B(0,25)	96,2:75,7:32,3	Bu çalışma
%20	(glikoz)	489:52,4:10,4	21,0	24,0	An(2)Ox(4,25)Ax(1)Ç(0,50)B(0,25)	95,8:95,7:30,3	
%40		506:53,2:9,94	14,5	24,0	An(3)Ox(4)Ax(4,0)Ç(0,75)B(0,25)	94,7:83,8:40,8	
%40		507:52,9:10,7	11,8	36,0	An(3)Ox(4)Ax(4,0)Ç(0,75)B(0,25)	92,7:79,2:59,3	
SBR	Sentetik atıksu (glikoz)	KOI:TN: PO ₄ P 510:52,1:9,98	14,5	36	An(3)Ox(4)Ax(4,0)Ç(0,75)B(0,25)	91,8:63,9:55,6	Bu çalışma

An: anaerobik Ox:Aerobik Ax: anoksik, Ç:Çöktürme, B:boşaltma Bek:bekleme

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada hareketli destek materyali kullanılarak oluşturulan klasik aktif çamur proseslerine alternatif bir reaktör olan IFAS-SBR sisteminde KOİ açısından orta, N ve P açısından yüksek derişimlere sahip evsel atıksuları temsil eden sentetik atıksuda C, N ve P giderimleri araştırılmıştır.

Çalışmanın I. aşamasında sadece aerobik 4 döngülü (aerobik fazlı) işletimle nitrifikasyon bakterilerin gelişimi için reaktör 15 gün boyunca uzun çamur yaşında (25,8 gün) işletilmiş 11. günde $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış değeri 12,0 mg/L iken 15. günde 1,5 mg/L düşürülmüştür. 15 günde nitrifikasyon bakterileri >%97 giderim verimi sağlayacak popülasyona ulaşmıştır. P giderimini de sağlamak için çamur yaşının düşürülmesi ile nitrifikasyon verimlerinin düşmesi ile çıkış derişimleri 5 mg/L seviyelerine çıkmıştır.

N, P ve organik madde derişimleri sürekli değiştiğinden bu parametrelerin değişimini her an izlemek hem pratik hem de ekonomik açıdan uygun olmamaktadır. Ancak reaktördeki pH, ÇO ve ORP değerleri online probalar ile her an ölçülebilmekte ve izlenebilmektedir. Bu parametrelerin değişimi ortamda gerçekleşen biyokimyasal tepkimeler hakkında bize fikir vermektedir. Bu parametrelerin değişiminin izlenmesi ile nitritiye edicilerin ve PAO'ların toplam popülasyon içerisindeki miktarları ile de ilişkili olarak her bir fazdaki toplam bekleme sürelerinin kısaltılarak sistemin optimize edilerek sistemin daha etkin kullanılabileceği değerlendirilmiştir.

Çalışma boyunca P giderimi deşarj derişimlerine düşürülememiştir. Çamur yaşları düşük olduğunda daha yüksek $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimleri elde edilmiştir. Sentetik atıksuda $\text{PO}_4\text{-P}$ derişimleri KOİ'ye oranla ham atıksuda bulunan yüksek derişimlerde beslendiği için deşarj standartları sağlanamamıştır. 10 mg/L giriş $\text{PO}_4\text{-P}$ derişimleri ham evsel atıksularda olabilecek en yüksek değerlerdir. KOİ değerleri orta kirlilik seviyeleri yerine $\text{PO}_4\text{-P}$ derişimlerin paralel daha yüksek KOİ kullanılması durumunda $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi daha yüksek elde edilebilecektir. Çalışmada ham atıksu değerlerinde derişimler kullanılmıştır. Ön çöktürme ile evsel atıksularda askıda katı madde formunda KOİ, P ve N derişimleri önemli oranlarda giderilebildiğinden gerçek atıksularda daha düşük derişimlerde deşarj değerlerinin sağlanması mümkündür.

Destek materyalinin etkisi destek materyallerinin reaktörden çıkartıldığı V. çalışmada nitrifikasyon veriminin düşmesi ile gözlemlenmiştir. Süspanse sistemlerde N gideriminin ilk aşaması nitrifikasyon için uzun çamur yaşları, P giderimi için düşük çamur yaşlarına ihtiyaç bulunmaktadır. Düşük çamur yaşlarında destek materyali üzerinde gelişen biyofilm yüksek çamur yaşları dolayısıyla başarılı bir nitrifikasyonu mümkün kılmaktadır.

Sonuç olarak IFAS-SBR reaktörü ile reaktör uygun şekilde işletildiğinde evsel atıksuların sürdürülebilir şekilde arıtılması mümkündür. Ancak P giderimi kritik olduğu için kimyasal P giderim ünitesinin sistemde alternatif olarak bulundurulması önerilmektedir.



KAYNAKLAR

- Al-Ghusain, I. ve Hao, O.J., 1995. Use of pH as control parameter for aerobic/anoxic sludge digestion, *Journal of Environmental Engineering*, 121, 3, 225-235.
- APHA/AWWA/WEF. 2017. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, Eugene W. Rice (Editors), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd Edition, Washington, D.C., American Public Health Association (APHA). .
- Ayman, Z. ve Işık, M., 2015. Pharmaceutically active compounds in water, Aksaray, Turkey, *CLEAN–Soil, Air, Water*, 43, 10, 1381-1388.
- Chang, C.H. ve Hao, O.J., 1996. Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and pH profiles, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental and Clean Technology*, 67, 1, 27-38.
- Eslami, H., Samaei, M.R., Shahsavani, E. ve Ebrahimi, A.A., 2017. Biodegradation and fate of linear alkylbenzene sulfonate in integrated fixed-film activated sludge using synthetic media, *Desalination and Water Treatment*, 92, 128-133.
- Gu, J., Xu, G. ve Liu, Y., 2017. An integrated AMBBR and IFAS-SBR process for municipal wastewater treatment towards enhanced energy recovery, reduced energy consumption and sludge production, *Water research*, 110, 262-269.
- Kaiser, W., Weiner, H. ve Huber, S., 1999. Nitrate reductase in higher plants: a case study for transduction of environmental stimuli into control of catalytic activity, *Physiologia plantarum*, 105, 2, 384-389.
- Lee, D.S., Jeon, C.O. ve Park, J.M., 2001. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system, *Water Research*, 35, 16, 3968-3976.
- Peddie, C.C., Mavinic, D.S. ve Jenkins, C.J., 1990. Use of ORP for monitoring and control of aerobic sludge digestion, *Journal of environmental engineering*, 116, 3, 461-471.
- Qasim, S.R. ve Zhu, G. 2018. *Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Principles and Basic Treatment Volume 1*. CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- R.G., 2006. T.C. Resmi Gazete, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği. (26047), 08.01.2016.
- Shao, Y., Shi, Y., Mohammed, A. ve Liu, Y., 2017. Wastewater ammonia removal using an integrated fixed-film activated sludge-sequencing batch biofilm

reactor (IFAS-SBR): Comparison of suspended flocs and attached biofilm, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 116, 38-47.

- Singh, N.K. ve Kazmi, A.A., 2016. Environmental performance and microbial investigation of a single stage aerobic integrated fixed-film activated sludge (IFAS) reactor treating municipal wastewater, *Journal of environmental chemical engineering*, 4, 2, 2225-2237.
- Singh, N.K., Yadav, M., Singh, R.P. ve Kazmi, A.A., 2019. Efficacy analysis of a field scale IFAS reactor under different aeration strategies applied at high aeration rates: A statistical comparative analysis for practical feasibility, *Journal of water process engineering*, 27, 185-192.
- Sytek-Szmeichel, K., Podedworna, J. ve Zubrowska-Sudol, M., 2016. Efficiency of wastewater treatment in SBR and IFAS-MBSBBR systems in specified technological conditions, *Water Science and Technology*, 73, 6, 1349-1356.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G. ve Pfrang, W. 2014. *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery*. 5th edn, McGraw-Hill, Inc., New York, USA., Fifth ed. McGraw-Hill Education.
- Tunc, M.S. ve Ünlü, A., 2017. Performance of Nitrogen and Phosphorus Removal of Moving Bed Biofilm Reactor Operated as Sequencing Batch, *European Journal of Engineering and Natural Sciences*, 2, 1, 108-113.
- Wang, D., Tao, J., Fan, F., Xu, R. ve Meng, F., 2021. A novel pilot-scale IFAS-MBR system with low aeration for municipal wastewater treatment: Linkages between nutrient removal and core functional microbiota, *Science of The Total Environment*, 776, 145858.
- Wang, Y., Pan, Y., Zhu, T., Wang, A., Lu, Y., Lyu, L., Zhang, K. ve Li, Z., 2018. Enhanced performance and microbial community analysis of bioelectrochemical system integrated with bio-contact oxidation reactor for treatment of wastewater containing azo dye, *The Science of the total environment*, 634, 616-627.
- Waqas, S., Bilal, M.R., Man, Z., Wibisono, Y., Jaafar, J., Mahlia, T.M.I., Khan, A.L. ve Aslam, M., 2020. Recent progress in integrated fixed-film activated sludge process for wastewater treatment: A review, *Journal of environmental management*, 268, 110718.
- Wentzell, M., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E., Dold, P.L. ve Marais, G.v.R., 1989. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour, *Water Sa*, 15, 2, 71-88.
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z. ve Lv, J., 2016. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113, 139-145.

- Wu, T., Ding, J., Yang, S.-S., Zhong, L., Liu, B.-F., Xie, G.-J., Yang, F., Pang, J.-W. ve Ren, N.-Q., 2022. A novel cross-flow honeycomb bionic carrier promotes simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in IFAS system: Performance, mechanism and keystone species, *Water Research*, 225, 119132.
- Xu, X., Liu, G.-h., Li, Q., Wang, H., Sun, X., Shao, Y., Zhang, J., Liu, S., Luo, F. ve Wei, Q., 2021. Optimization nutrient removal at different volume ratio of anoxic-to-aerobic zone in integrated fixed-film activated sludge (IFAS) system, *Science of the Total Environment*, 795, 148824.
- Yıldız, S., Namal, O.Ö. ve Çekim, M., 2013. Atık su arıtma teknolojilerindeki tarihsel gelişimler, *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 1, 1, 55-67.
- Yu, R.-F., Liaw, S.-L., Chang, C.-N., Lu, H.-J. ve Cheng, W.-Y., 1997. Monitoring and control using on-line ORP on the continuous-flow activated sludge batch reactor system, *Water Science and Technology*, 35, 1, 57-66.
- Zaman, A. ve Ahsan, T. 2020. *Zero-waste: reconsidering waste Management for the Future*. Routledge.
- Zhao, W. ve Bai, M., 2022. Upgrading integrated fixed-biofilm activated sludge (IFAS) system into separated two-sludge denitrifying phosphorus removal system: Nutrient removal and microbial structure, *Chemosphere*, 307, 135918.
- URL-1. 2023. <<https://www.alibaba.com>>Erişim tarihi: 21.06.2023.

EKLER

EK-1. Laboratuvar alışmaları ile ilgili görseller



ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Jamila MOHAMAD

EĞİTİM BİLGİLERİ

Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 2017-2021

Yüksek Lisans :, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 2021-2023

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLERİ

İstanbul Büyük Şehir Belediyesi / Yaz Stajı 2019

İstanbul Büyük Şehir Belediyesi / Yaz Stajı 2021

TEZDEN ÜRETİLEN YAYINLAR, SUNUMLAR VE PATENTLER

Kongrelerde Sunulan Bildiriler

1. Mohamad J. Işık M., 2023. Gelişmiş Sabit Biyofilm Aktif Çamur Prosesi ile Nutrient Giderimi, 3. Uluslararası Bilimsel Araştırmalar ve Yenilikçi Çalışmalar Sempozyumu (ISSRIS'23), 15-18 Mart 2023. (Online Kongre)