ERZURUM BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MEVSİMSEL PERFORMANSININ İZLENMESİ VE HAVALANDIRICILARIN DURUMUNUN DEĞERLENDİRİLMESİ

Murat Berk KURT

Danışman: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı

2025

(Her hakkı saklıdır.)

T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

ERZURUM BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MEVSİMSEL PERFORMANSININ İZLENMESİ VE HAVALANDIRICILARIN DURUMUNUN DEĞERLENDİRİLMESİ

(Monitoring the Seasonal Performance of the Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant and Evaluating the Condition of the Aerators)

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Murat Berk KURT

Danışman: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

Erzurum

Ağustos, 2025

KABUL VE ONAY TUTANAĞI

Murat Berk KURT tarafından hazırlanan "Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin Mevsimsel Performansının İzlenmesi ve Havalandırıcıların Durumunun Değerlendirilmesi" başlıklı çalışması 25 / 08 / 2025 tarihinde yapılan tez savunma sınavı sonucunda başarılı bulunarak jürimiz tarafından Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Çevre Mühendisliği Bilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı:	Prof. Dr. Ensar OĞUZ *Atatürk Üniversitesi*	Aslı ıslak imzalıdır
Danışman:	Prof. Dr. Alper NUHOĞLU *Atatürk Üniversitesi*	Aslı ıslak imzalıdır
Jüri Üyesi:	Doç. Dr. Sinan KUL *Bayburt Üniversitesi*	Aslı ıslak imzalıdır

Enstitü Yönetim Kurulunun
…./…/…. tarih ve …… sayılı
kararı.

Bu tezin Atatürk Üniversitesi Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği'nin ilgili maddelerinde belirtilen şartları yerine getirdiğini onaylarım.

Prof. Dr. Alper NUHOĞLU
Enstitü Müdürü

Aslı ıslak imzalıdır

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildiriş, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU

Yüksek Lisans Tezi olarak Prof. Dr. Alper NUHOĞLU danışmanlığında sunulan "Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin Mevsimsel Performansının İzlenmesi ve Havalandırıcıların Durumunun Değerlendirilmesi" başlıklı çalışmanın tarafımızdan bilimsel etik ilkelere uyularak yazıldığını, yararlanılan eserlerin kaynakçada gösterildiğini, Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından belirlenmiş olan Turnitin Programı benzerlik oranlarının aşılmadığını ve aşağıdaki oranlarda olduğunu beyan ederiz.

Tez Bölümleri	Tezin Benzerlik Oranı (%)	Maksimum Oran (%)
Giriş	**0**	**30**
Kuramsal Temeller	**1**	**30**
Materyal ve Metot	**3**	**35**
Araştırma Bulguları ve Tartışma	**3**	**20**
Sonuçlar	**0**	**20**
Tezin Geneli	**2**	**25**

Not: *Yedi kelimeye kadar benzerlikler ile Başlık, Kaynakça, İçindekiler, Teşekkür, Dizin ve Ekler kısımları tarama dışı bırakılabilir. Yukarıdaki azami benzerlik oranları yanında tek bir kaynaktan olan benzerlik oranlarının* ***%5'den*** *büyük olmaması gerekir.*

Sunulan bilgilerin doğru olduğunu, aksi halde doğacak hukuki sorumlulukları kabul ettiğimizi beyan ederiz.

Tez Yazarı (Öğrenci)	**Tez Danışmanı**
Murat Berk KURT	**Prof. Dr. Alper NUHOĞLU**
04.09.2025	**04.09.2025**
İmza: Aslı ıslak imzalıdır	İmza: Aslı ıslak imzalıdır

***** Tez ile ilgili YÖKTEZ'de yayınlamasına ilişkin bir engelleme var ise aşağıdaki alanı doldurunuz.

☐ Tezle ilgili patent başvurusu yapılması / patent alma sürecinin devam etmesi sebebiyle Enstitü Yönetim Kurulunun …./…/…. tarih ve ……. sayılı kararı ile teze erişim 2 (iki) yıl süreyle engellenmiştir.

☐ Enstitü Yönetim Kurulunun …./…/…. tarih ve ……. sayılı kararı ile teze erişim 6 (altı) ay süreyle engellenmiştir.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim ve tez çalışmam süresince, bana yalnızca akademik anlamda değil; aynı zamanda düşünsel ufkumu genişletme, araştırma disiplini kazanma ve bilimsel bakış açısı geliştirme konularında da ilham veren, engin bilgi ve tecrübesini hiçbir zaman esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Alper NUHOĞLU'na en derin saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Hayat yolculuğumda her zaman bana doğruyu, iyiyi ve güzeli işaret eden; sevgi dolu kalbi, bilgece sözleri ve örnek kişiliğiyle üzerimde silinmez izler bırakan, ancak bugün aramızda olmasa da hatırası ve öğretileriyle her zaman yanımda hissettiğim sevgili babam, merhum Prof. Dr. Ali KURT'a minnetimi kelimelerle ifade etmem mümkün değildir. Onun adını bu satırlara gururla yazmak, benim için büyük bir onurdur.

Hayatın her aşamasında koşulsuz sevgisi, bitmeyen desteği ve sabrıyla beni güçlendiren kıymetli annem Sema KURT'a; bilgi birikimi, cesaretlendirici sözleri ve desteğiyle her zaman yanımda olan canım ablam Doç. Dr. Zeynep Neşe KURT ALBAYRAK'a teşekkür ederim.

Bu uzun ve zorlu süreçte, bana inanan, her koşulda yanımda duran, sabrıyla ve sevgisiyle en büyük güç kaynağım olan değerli eşim Neslihan KURT'a minnettarlığımı sunuyorum. Varlığıyla hayatıma anlam ve neşe katan, her daim gülüşüyle motivasyonumu tazeleyen canım kızım Pamir Ada KURT'a ise, bu çalışmanın en kıymetli ilham kaynağı olarak özel bir teşekkür borçluyum.

Çalışmalarım süresince iş yerinde bana sağladıkları destek ve kolaylıklar için değerli amirlerim Sayın Atila BAYRAMOĞLU'na, Sayın Çağlar ZENGİN'e ve Sayın Konuralp KÜÇÜKÖDÜK'e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca, çalışmamın gerçekleştirilmesine olanak sağlayan verileri temin eden Erzurum Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü'nün ve Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi'nin değerli yönetici ve çalışanlarına teşekkür ederim.

Bu tez, yalnızca bir akademik çalışmanın değil; sevgi, emek, sabır ve inancın birleşiminin bir ürünüdür. Hayatımda iz bırakan ve bana güç veren tüm sevdiklerime, buradaki her kelimede payları olduğunu bilerek, en derin şükranlarımı sunarım.

Murat Berk KURT

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ERZURUM BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MEVSİMSEL PERFORMANSININ İZLENMESİ VE HAVALANDIRICILARIN DURUMUNUN DEĞERLENDİRİLMESİ

Murat Berk KURT

Danışman: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

Amaç: Bu çalışmanın temel amacı, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin GPS-X simülasyon yazılımı kullanılarak modellenmesi ve elde edilen simülasyon çıktılarının saha verileriyle karşılaştırılması suretiyle tesis performansının analiz edilmesidir. Çalışma kapsamında ayrıca, mevcut sistemde olası yetersizliklerin belirlenmesi ve bunlara yönelik çözüm önerilerinin geliştirilmesi hedeflenmiştir. Bunun yanı sıra, arıtma tesisinin mevsimsel verimliliği değerlendirilmiş ve havalandırıcıların sistem performansı üzerindeki etkileri ayrıntılı olarak incelenmiştir.

Yöntem: GPS-X yazılımında Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin akış diyagramı tanımlanarak, ilgili birim prosesler ve modeller üzerinden dijital bir sistem temsili oluşturulmuştur. Model çıktıları, saha verileriyle karşılaştırılarak doğruluk ve güvenilirlik analizi yapılmıştır. Model doğrulandıktan sonra, havalandırıcı sisteminin performanstan ödün vermeden optimize edilebilmesine yönelik senaryolar geliştirilmiş ve bu senaryoların sistem üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir.

Bulgular: Bu çalışmada, düşük sıcaklıkların mikrobiyal aktivite ve biyolojik arıtma verimliliği üzerindeki etkileri incelenmiş olup özellikle Erzurum gibi sert iklim koşullarına sahip bölgelerde karşılaşılan işletme zorlukları ele alınmıştır. Havalandırma sistemindeki difüzör arızalarının oksijen transferini azaltarak sistem performansında dalgalanmalara yol açtığı gözlemlenmiştir. Bu kaybı telafi amacıyla hava debisinin artırılması ise enerji tüketimini yükselterek ekonomik ve çevresel sürdürülebilirliği olumsuz etkilemiştir.

Sonuç: Yürütülen çalışmalar kapsamında havalandırma havuzlarının performansı detaylı şekilde analiz edilmiş ve modelleme sonuçları ile saha verileri karşılaştırılmıştır. Simülasyon çıktılarından; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), askıda katı madde (AKM) ve toplam azot (TN) giderim verimlerini sırasıyla %89,33, %91,76 ve %73,59 olarak göstermiştir. Buna karşılık, aynı döneme ait işletme verileri %85,53 KOİ, %89,98 AKM ve %73,24 TN giderim verimleri elde edilmiştir. KOİ, AKM ve TN gideriminde model ile saha ölçümleri arasında yakın değerler ortaya çıkmıştır. Bu durum, modelin saha koşullarına yakın değerler ortaya koyduğunu göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Aktif çamur, biyolojik arıtım, GPS-X, havalandırma, soğuk iklim.

Ağustos 2025, 136 sayfa

ABSTRACT

MASTER'S THESIS

MONITORING THE SEASONAL PERFORMANCE OF THE ERZURUM BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT AND EVALUATING THE CONDITION OF THE AERATORS

Murat Berk KURT

Supervisor: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

Purpose: The primary objective of this research is to analyze the performance of the Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant by modeling it with the GPS-X simulation software and comparing the obtained simulation outputs with field data. Within the scope of the study, it is also aimed to identify potential deficiencies in the existing system and to develop solution proposals accordingly. Furthermore, the seasonal efficiency of the treatment plant was evaluated, and the impacts of the aerators on overall system performance were examined in detail.

Method: In the GPS-X software, the process flow diagram of the Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant was defined, and a digital system representation was created based on the relevant unit processes and models. The model outputs were compared with field data to conduct accuracy and reliability analyses. After model validation, scenarios aimed at optimizing the aeration system without compromising performance were developed, and the effects of these scenarios on the system were evaluated.

Findings: In this study, the effects of low temperatures on microbial activity and biological treatment efficiency were investigated, with particular attention to the operational challenges encountered in regions with harsh climatic conditions such as Erzurum. It was observed that diffuser malfunctions in the aeration system reduced oxygen transfer, leading to fluctuations in overall system performance. To compensate for this loss, an increase in air flow was applied; however, this resulted in higher energy consumption, thereby negatively affecting both economic and environmental sustainability.

Results: Within the scope of the conducted study, the performance of the aeration basins was thoroughly analyzed, and the modeling results were compared with field data. The simulation outputs indicated removal efficiencies of 89.33% for Chemical Oxygen Demand (COD), 91.76% for Total Suspended Solids (TSS), and 73.59% for Total Nitrogen (TN). In contrast, the operational data for the same period yielded removal efficiencies of 85.53% COD, 89.98% TSS, and 73.24% TN. Comparable values were obtained between the model and field measurements for COD, TSS, and TN removal. This finding demonstrates that the model produces results closely aligned with actual field conditions.

Keywords: Activated sludge, biological treatment, GPS-X, aeration, cold climate.

August 2025, 136 pages

İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY TUTANAĞI i
ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU ii
TEŞEKKÜR iii
ÖZET iv
ABSTRACT v
İÇİNDEKİLER vi
TABLOLAR DİZİNİ viii
ŞEKİLLER DİZİNİ ix
KISALTMALAR VE SİMGELER DİZİNİ xiv
GİRİŞ 1
KURAMSAL TEMELLER 4
Aktif Çamur Prosesi 4
Biyolojik Azot Giderimi 8
Bazı Aktif Çamur Proses Çeşitleri 10
Tam Karışımlı Reaktörler 10
Uzun Havalandırmalı Reaktörler 11
Piston Akışlı Reaktörler 11
Havalandırma havuzları 12
Havalandırıcı Güç Tüketimi 36
Karıştırma Güç Tüketimi 38
Soğuk İklimlerde Aktif Çamur Sistemleri 38
Aktif Çamur Sisteminin Çalışması 39
Aktif Çamur Sisteminin Modellenmesi 40
Aktif Çamur Prosesinin Modellenme Türleri 42
Biyolojik Reaktör Modelleri 42
Aktif Çamur Prosesi Modellemesi 44
Atıksu Arıtma Sistemleri Modelleme ve Simülasyonlarında Kullanılan Bilgisayar Yazılımları 47
GPS-X Yazılımı 47
WEST Yazılımı 50
BioWin Yazılımı 50
SUMO Yazılımı 50
Modelleme Çalışmalarından Bazı Örnekler 51

MATERYAL ve METOT 54
Materyal 54
Metot 63
ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA 64
Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Giriş Suyu Konsantrasyonları 65
2020-2022 yılları arasında tesiste ölçülen çıkış suyu KOİ, TN ve AKM konsantrasyonları 66
Havalandırıcıların mevcut durumu ve performans iyileştirilmesi 67
2020-2022 yılları arasında tesis performansının mevsimsel olarak değerlendirilmesi 69
2020-2022 yılları arasındaki veriler ile GPS-X programı kullanılarak tesisin modellenmesi 71
Oluşturulan modelin kalibrasyonu ve test edilmesi 73
Oluşturulan modelin doğrulanması 81
Oluşturulan modelin farklı senaryolar için test edilmesi 84
Hava debisinin etkisi 85
Son çöktürme havuzlarından atılan çamur miktarının etkisi 92
Son çöktürme havuzlarından yapılan geri devir miktarının etkisi 100
SONUÇLAR ve ÖNERİLER 108
KAYNAKLAR 112
EKLER 118
EK-1. Petersen Matrisi 118
ÖZGEÇMİŞ 119

TABLOLAR DİZİNİ

Tablo 1. 1991-2020 yılları arasında Erzurum'a ait mevsim normali sıcaklık ortalamaları (°C) 54
Tablo 2. 1991-2020 yılları arasında Erzurum'a ait en düşük sıcaklık ortalamaları (°C) 54
Tablo 3. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş suyu dizayn parametreleri 64
Tablo 4. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi debi değerleri 64
Tablo 5. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ortalama mevsimlik debi değerleri (m^3/gün) (2020-2022 arası) 64
Tablo 6. 2020-2022 yılları arası Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ham atıksu KOİ, TN ve AKM konsantrasyon değerleri (mg/L) 65
Tablo 7. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış KOİ değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası) 66
Tablo 8. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış TN değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası) 67
Tablo 9. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış AKM değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası) 67
Tablo 10. 2020-2022 yılları arası Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi KOİ, TN ve AKM giderim verimleri (%) ve havalandırma havuzlarına verilen hava miktarı (Nm^3) 71
Tablo 11. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu debi ve ÇO verileri ile model sonuçlarının karşılaştırması (2020-2022 arası) 73
Tablo 12. GPS-X yazılımının varsayılan kinetik ve stokiyometrik verileri 74
Tablo 13. 2020 yılı tesis verileri ve buna uygun yapılan modellerin hava debilerine göre ÇO konsantrasyonlarının karşılaştırması 84

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1. Aktif çamur prosesi şematik gösterimi 5
Şekil 2. Aktif çamur flok yapısı 6
Şekil 3. Tam karışımlı reaktör şematik gösterimi 11
Şekil 4. Piston akışlı reaktör şematik gösterimi 12
Şekil 5. Havalandırma havuzları için havalandırma sistemlerinin sınıflandırılması (Dyagelev et al. 2021) 13
Şekil 6. Difüzörlü havalandırma sisteminin tasarımı (1- hava besleme borusu, 2- dağıtım kollektörü, 3- hava dağıtım borusu, 4- difüzörler, 5- borulu su tahliye cihazı, 6- hava dağıtım borularının bağlanması, 7- kelepçe, 8- beton direk, 9- flanş bağlantısı, 10- kelepçe, 11- beton direk, 12- üfleme kollektörü) (Dyagelev et al. 2021) 15
Şekil 7. Mekanik havalandırma sisteminin tasarımı (1- duvarlar, 2- delikli kanatlar, 3- havalandırma bölgesi, 4- kılavuz bölmeler, 5- vizör, 6- aydınlatma bölgesi, 7- oluk, 8- yansıtıcı plakalar, 9- atık su temin sistemi, 10- havalandırıcılar, 11- simetrik yarıklar) (Dyagelev et al. 2021) 16
Şekil 8. Jet tipi havalandırma sisteminin tasarımı (1- havalandırma ızgarası, 2- difüzörün alt konisi, 3- difüzör borusu, 4- tarak barajlı difüzörün üst konisi, 5- kürek kemiği, 6- hava kanalı, 7- destek kolonları) (Dyagelev et al. 2021) 19
Şekil 9. İki film teorisinin gösterimi. 22
Şekil 10. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisine ait hava fotoğrafı 55
Şekil 11. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisine ait hava fotoğrafı 56
Şekil 12. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları anoksik kısmı 56
Şekil 13. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları anoksik kısmı 57
Şekil 14. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı 57
Şekil 15. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı 58
Şekil 16. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı 58
Şekil 17. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı 59
Şekil 18. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları 59
Şekil 19. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları 60
Şekil 20. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarında kullanılan difüzörler 60
Şekil 21. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi akış şeması (Anonim 2021) 61
Şekil 22. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzları (Anonim 2016) 62
Şekil 23. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzları akım şeması, fiziksel ve kapasite özellikleri (Anonim 2016) 62

Şekil 24. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki hava kabarcıklarının durumu 68
Şekil 25. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki difüzörlerin değişimi 69
Şekil 26. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki difüzörlerin değişimi 69
Şekil 27. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarının GPS-X yazılımıyla modellenmesi sonucu oluşan diyagram (1- atık su girişi, 2- ön çöktürme havuzları, 3- havalandırma havuzları, 4- son çöktürme havuzları, 5- deşarj) 71
Şekil 28. Oluşturduğumuz modelde ve simülasyonda kullandığımız kapsamlı giriş suyu karakterizasyon değerleri (GPS-X Influent Advisor ekranı) 75
Şekil 29. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama toplam KOİ değerine göre kalibrasyonu 76
Şekil 30. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama toplam KOİ değerine göre kalibrasyonu 76
Şekil 31. μ_{maxA} değerinin çıkış suyu ortalama TN değerine göre kalibrasyonu 77
Şekil 32. K_{SA} değerinin çıkış suyu ortalama TN değerine göre kalibrasyonu 77
Şekil 33. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama ÇO değerine göre kalibrasyonu 78
Şekil 34. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama ÇO değerine göre kalibrasyonu 78
Şekil 35. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama AKM değerine göre kalibrasyonu 79
Şekil 36. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama AKM değerine göre kalibrasyonu 79
Şekil 37. μ_{maxA} değerinin çıkış suyu ortalama NH_4^+ değerine göre kalibrasyonu 80
Şekil 38. K_{SA} değerinin çıkış suyu ortalama NH_4^+ değerine göre kalibrasyonu 80
Şekil 39. Ölçülen KOİ'ye karşılık Hesaplanan KOİ grafiği 82
Şekil 40. Ölçülen TN'e karşılık Hesaplanan TN grafiği 82
Şekil 41. Ölçülen AKM'ye karşılık Hesaplanan AKM grafiği 83
Şekil 42. Ölçülen ÇO'ya karşılık Hesaplanan ÇO grafiği 83
Şekil 43. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 86
Şekil 44. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 87
Şekil 45. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 87

Şekil 46. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 88
Şekil 47. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 88
Şekil 48. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 89
Şekil 49. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 89
Şekil 50. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 90
Şekil 51. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 90
Şekil 52. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 91
Şekil 53. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 91
Şekil 54. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 92
Şekil 55. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 94
Şekil 56. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 94

Şekil 57. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 95
Şekil 58. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 95
Şekil 59. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 96
Şekil 60. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 96
Şekil 61. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 97
Şekil 62. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 97
Şekil 63. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 98
Şekil 64. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 98
Şekil 65. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 99
Şekil 66. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 99
Şekil 67. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 101
Şekil 68. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 101

Şekil 69. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 102
Şekil 70. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 102
Şekil 71. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 103
Şekil 72. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 103
Şekil 73. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 104
Şekil 74. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 104
Şekil 75. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 105
Şekil 76. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 105
Şekil 77. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 106
Şekil 78. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi 106

KISALTMALAR VE SİMGELER DİZİNİ

AAS : Ardışık Aktif Sistemler

AKM : Askıda katı madde

ANAMMOX : Anaerobik Amonyum Oksidasyonu

AOTR : Gerçek Oksijen Transfer Hızı

BOİ : Biyolojik oksijen ihtiyacı

ÇO : Çözünmüş oksijen

ESKİ : Erzurum Su ve Kanalizasyon İdaresi

F/M : Organik Madde/Mikroorganizma Oranı

HRT : Hidrolik bekletme süresi

IAWPRC : Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrol Birliği

IWA : Uluslararası Su Birliği

iTSS : İnert inorganik toplam askıda katılar

K : Yarı Doygunluk Sabiti

K_La : Hacimsel Kütle Transfer Katsayısı

KOİ : Kimyasal oksijen ihtiyacı

K_{SA} : Amonyak (substrat olarak) yarı doygunluk katsayısı

K_{SH} : Kolayca biyobozunur substrat yarı doygunluk katsayısı

MLSS : Karışık sıvıda askıda katı maddeler

MLVSS : Karışık sıvıda uçucu askıda katı maddeler

nbVSS : Biyolojik olarak parçalanmayan uçucu askıda katılar

OTR : Oksijen transfer hızı

PAOs : Fosfor biriktiren organizmalar

RAS : Geri devreden aktif çamur

S_I : Çözünebilir inert KOİ

S_S : Kolay biyobozunur KOİ

SOTE : Standart Koşullar Altında Oksijen Transfer Verimliliği

SOTR : Standart Koşullar Altında Oksijen Transfer Hızı

SVI : Çamur hacim indeksi

TN : Toplam nitrojen azotu

TP : Toplam fosfor

VSS : Uçucu Askıda Katılar

WAS : Sistemden çekilen fazla çamur miktarı

μ_{maxA} : Ototrofik maksimum spesifik büyüme hızı

μ_{maxH} **:** Heterotrofik maksimum spesifik büyüme hızı

GİRİŞ

Su, canlıların yaşaması için olmazsa olmaz ihtiyaçlardan birisidir. Yeryüzünde yaşamakta olan bütün canlılar (mikroorganizmalar, bitkiler, hayvanlar ve insanlar) bünyelerinde çoğunlukla su bulundurmaktadırlar. Ayrıca su pek çok alanda (evsel, endüstriyel, zirai, taşıma, enerji üretimi vb.) kullanılmaktadır. Dünya yüzeyinin %70'inden çoğu suyla kaplı olmasına rağmen, bu miktarın çok küçük bir kısmı (sadece %0,5'i) insanların kullanımına uygundur (Gleick 1996). Zirai, sanayi ve ev ihtiyaçları için %0,5'lik bu küçük kısmın giderek daha fazlası kullanılırken, üretilen atıklar da bu suyun kalite değerlerini düşürmekte ve kirletici maddeler oluşturduğundan kullanılabilir kısım gün geçtikçe azalmaktadır. Bunun sebebi, atık suyun, temiz su kaynaklarına deşarj edilmesiyle çözünmüş oksijen (ÇO) miktarının düşmesi ve yoğun miktarda organik madde içeriği barındırmasıdır. Temiz ve ÇO bakımından zengin su kütlelerine deşarj edilen organik madde içeriği yüksek olan bu atık sular, bu ortamda yaşamakta olan canlılar için ortamın yaşanmaz hale gelmesine neden olabilmektedir. Ayrıca, endüstriyel atıksularda bulunan bileşenler yüzünden bu ortamlara toksik maddeler de karışabilmektedir (Tchobanoglous et al. 2003).

Atıksuların alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce muhakkak arıtılması, çevreyi ve bu çevrede yaşayan canlıları korumak için oldukça önemlidir. Atık sulardaki organik içerik miktarını düşürme amacıyla biyolojik arıtım yapılabilir. Bu sayede alıcı suda bulunan ÇO üzerine olan negatif etkiler sınırlandırılmaktadır. Biyolojik atık su arıtmanın bazı faydaları aşağıda belirtilmiştir (Tchobanoglous et al. 2003):

- Hastalıkların önlenmesi,
- Temiz kullanım ve içme suyu kaynaklarının kirlenmesinin engellenmesi,
- Balıkların ve sucul canlıların yaşaması için temiz suyun sağlanması,
- Suyun, toprağın ve hatta havanın temiz kalmasının sağlanması,
- Suya karışan amonyak miktarının, suda bulunan canlılar üzerindeki toksisitesinin düşürülmesi,
- Azotlu bileşiklerin sebep olduğu pek çok problemin engellenmesi (kanser, mavi bebek sendromu vb.).

Biyolojik arıtma esaslı bir çok yöntem bulunmaktadır. Bunlardan en çok kullanılanı aktif çamur prosesleridir (Spellman 2003).

Dünyada en eski kanalizasyon sisteminin Antik Roma tarafından kullanıldığı bilinmektedir. Atıksu arıtımı, 1800'lerin sonları ve 1900'lerin başlarında gelişmeye başlamıştır (Spellman 2003). İngiltere'de, 1848 ile 1854 yılları arasında 25.000'den fazla kişinin hayatını kaybettiği kolera salgınından sonra atıksu arıtımı önem kazanmıştır. İngiltere'deki nehirlerin boyutlarının küçük olması, buralara deşarj edilen arıtılmamış atık suyun büyük bir sıkıntı haline gelmesine sebep olmuştur. Nehirlerin kirlenmesi ve atık suyun bertarafı için arazi miktarının yetersiz olması, atık su arıtma yöntemlerinin geliştirilmesini zorunlu hale getirmiştir.

Amerika Birleşik Devletleri'nde (ABD) atık suyun arıtılması, orada bulunan su kütlelerinin nispeten büyük olması, deşarj edilen atık suyun neden olduğu kirliliğin az olması ve arazide arıtım yapılabilmesi için yeterli geniş alanları barındırması sebebiyle İngiltere kadar ilgi görmemiştir (Spellman 2003). Spellman'a (2003) göre ABD'de ilk septik tankların 1876'da kullanıma başlandığı bildirilmektedir. 1887 yılında Massachusetts Eyalet Sağlık Kurulu tarafından su ve atık su arıtımını takip etmek amacıyla Lawrence Deney İstasyonu kurulmuştur (Spellman 2003).

Arıtma kullanılarak su geri kazanımı en başlarda seyreltme ve çökeltme gibi fiziksel işlemler yoluyla yapılmaktaydı. Spellman (2003), Almanya'daki ilk atıksu arıtma tesisinin (Frankfurt/Main, kum temizleme, elek, çökeltme tankı proseslerini içermektedir) 1887 yılında kullanılmaya başlandığını bildirmektedir. Ancak, nüfus yoğunluğunun artması, şehirlerin büyümesi ve çevre standartlarının daha katı hale gelmesi gibi sebeplerden bu tesis yetersiz kalmıştır.

Atık suyu havalandırmak, biyolojik arıtım tesislerinin daha iyi ve daha hızlı arıtma sonuçlarına ulaşılacağının keşfi olmuştur. Böylece, 20. yüzyılın başlarında, 1913 yılında Ardern ve Locket tarafından İngiltere, Manchester'daki Davyhulme Arıtma Tesisi'ndeki laboratuvar deneylerinde keşfedilen aktif çamur deneyleri yapılmıştır. Bir atığı aerobik olarak stabilize edebilen aktif bir mikroorganizma kütlesinin üretimini içerdiği için aktif çamur olarak adlandırılmıştır. Orijinal aktif çamur sisteminin birçok versiyonu yapılmış olup bugün kullanılmaktadır, ancak temelde hepsi birbirine benzemektedir. Örneğin, iki veya daha fazla havalandırma tankına sahip aktif çamur prosesleri, çeşitli çalışma modlarında çalışacak şekilde tasarlanabilmektedir. Ön arıtımdan çıkan suyun veya aktif çamura giren suyun ne şeklide biyoreaktöre beslendiği ve geri devir hattından biyoreaktöre yapılan beslemenin noktası proses tipini belirlemektedir.

İlerleyen dönemlerde, arıtma sırasında atığın çökebilirliğini artırabilmek için kimyasal ilaveleri yapılmıştır. Ayrıca, bazı hassas alanlarda, arıtma tesislerinin performansını ve alıcı

ortamların durumunu iyileştirmek için azotlu ve fosforlu madde giderme uygulamaları ve kum filtrasyonu gibi üçüncül arıtma teknikleri de uygulanmaktadır.

Atık su üretimi ve bunun ardından gelen arıtım süreci, her toplum ve endüstri için önemli çevresel ve mühendislik temelli bir sorundur. Arıtma işlemi öncesinde, atık suların çevreye, özellikle de yerel su kaynaklarına deşarjına izin verilebilmesi için sürekli olarak izlenmesi gerekmektedir. Günümüzde atıksu arıtımı, sucul ekosistemlerde ötrofikasyon ve bozulmaya neden olan kirleticilere (özellikle azot ve fosfor) odaklanmakta olup patojen gideriminden ziyade bu besin elementlerinin uzaklaştırılması öncelikli hale gelmiştir.

KURAMSAL TEMELLER

Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur prosesi, en yaygın kullanılan biyolojik atıksu arıtma sistemlerinden birisidir. Temel olarak birkaç biyolojik reaktör ile katı-sıvı ayırıcı birimlerden oluşmaktadır. Bu sistem, atık su arıtımında dört ana fonksiyonu yerine getirmektedir. Bunlar:

- Karbon içeren organik maddelerin biyolojik bozunması veya oksidasyonu,
- Azot içeren bileşiklerin biyolojik bozunması veya oksidasyonu,
- Atıksuda bulunan ince boyutlu askıda katı maddelerin (AKM) giderilmesi,
- Ağır metallerin uzaklaştırılması.

Bu işlevler, geniş ve aktif bir mikroorganizma popülasyonunun oluşturulması, büyütülmesi ve sürdürülebilmesi ile gerçekleştirilmektedir. Mikroorganizma popülasyonu, havalandırıcılar tarafından sağlanan ÇO sayesinde biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeleri karbondioksit, su, artık organik madde ve yeni biyokütleye dönüştürmektedir. Ayrıca, sistem atıksuda bulunan AKM'lerin ve biyokütlenin ayrıştırılması ve oluşan çamurun yoğunlaştırılması işlevlerini de yerine getirmektedir (Spellman 2003; Tchobanoglous et al. 2003).

Atıksudaki organik maddelerin ayrıştırılmasında yaygın olarak kullanılan aktif çamur prosesi, biyolojik atıksu arıtımında organik bileşenleri aerobik mikroorganizmalar vasıtasıyla okside ederek azaltmaktadır. Bu süreçte oksijen, aerobik koşulların sağlanması ve biyokütlenin askıda tutulması için temel kaynak olarak işlev görmektedir. Aktif çamur sistemleri, atıksuyun bir havalandırma tankında etkin bir şekilde karıştırılması ve havalandırılması prensibine dayanmaktadır. Mikroorganizmalar, atıksudaki organik karbonu oksitleyerek yeni hücreler, karbondioksit ve su üretmektedirler.

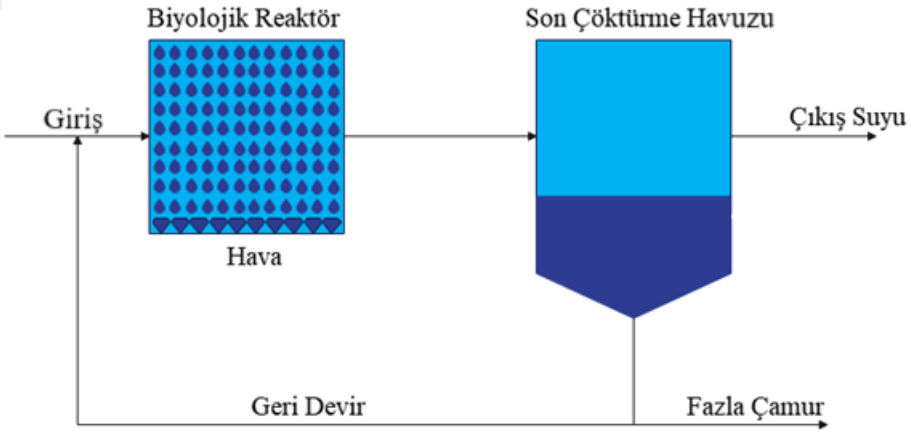
Aerobik mikroorganizmalar, aktif çamur sistemlerinde en yaygın bulunan organizmalar olmakla birlikte, atıksuda anaerobik ve nitrifikasyon bakterileri de mevcut olabilir. Prosesin etkinliği, aktif çamurda gerçekleşen katı-sıvı ayrımının kalitesi ile doğrudan ilişkilidir ve bu ayrım, mikroorganizma topluluklarının oluşturduğu yumakların yapısı ile biyokütle miktarına bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Başarılı çökelme, arıtma performansının ve proses stabilitesinin sağlanmasında kritik bir rol oynamaktadır.

Daha önce belirtildiği üzere, aktif çamur prosesi, mikroorganizmaların organik maddeleri oksitleyip mineralize ettiği biyolojik bir süreçtir. Bu süreçte temel gereksinim, yapay olarak havalandırılan reaktörlerde, karışık sıvıda askıda bulunan katı maddeler (MLSS) şeklinde yüksek konsantrasyonda bir mikroorganizma kültürünün korunmasıdır. Mikroorganizma türlerinin bileşimi, yalnızca giren atıksuyun özelliklerine değil, aynı zamanda atıksu arıtma tesisinin işletme koşullarına da bağlıdır.

Mikroorganizmalar, havalandırma tankında zamanla yavaşça çoğaltılır ve askıda tutulmaları, havalandırma yoluyla sağlanan oksijen ile karıştırıcıların kullanımı sayesinde mümkün olmaktadır. Bu oksijen, mikroorganizmaların organik maddeleri oksitlemesi için gereklidir. Ortalama yaklaşık 6 saatlik tutulma süresi sonunda, havalandırma tankından ayrılan MLSS, biyokütlenin arıtılıp yoğunlaştırıldığı ikincil çöktürme tankına yönlendirilmektedir.

Havalandırma tankındaki mikrobiyal popülasyonun devamlılığı için, ikincil çöktürme tankından gelen yoğunlaştırılmış çamurun bir kısmı geri devir çamuru olarak havalandırma tankına verilmektedir. Bu geri dönüş oranı genellikle atıksu debisinin %40 ila %60'ı arasında değişmektedir. Yoğunlaştırılan fazla çamur ise çamur çürütme ünitelerine gönderilmektedir.

Aktif çamur prosesindeki biyolojik süreçlerin genel akışı, Şekil 1'de şematik olarak gösterilmektedir.



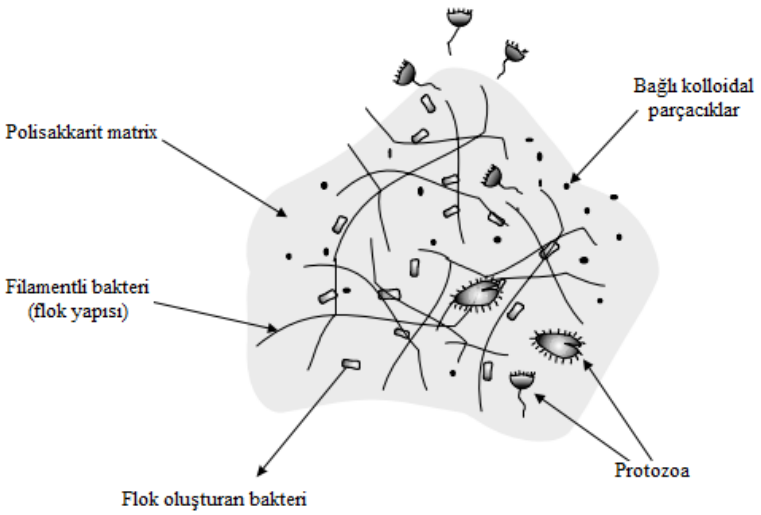
Şekil 1. Aktif çamur prosesi şematik gösterimi

Organik maddelerin ve belirli koşullar altında azotlu bileşiklerin uzaklaştırılmasına ilişkin biyokimyasal reaksiyonlar, biyolojik reaktör olarak işlev gören havalandırma tankında gerçekleşmektedir. Biyokütle, kanalizasyondaki substratların varlığında gelişmekte ve çoğalmaktadır. Oluşan biyokütlenin çökelmesi ise son çöktürme tankında gerçekleşmektedir. Son çöktürme tankının tabanına çöken katıların bir kısmı, reaktörde yüksek verimlilikle çalışan biyokütle konsantrasyonunun sürdürülebilmesi amacıyla geri dönüş çamuru olarak reaktöre

devridaim edilmektedir. Katıların geri kalan kısmı ise fazla çamur olarak sistemden uzaklaştırılmakta ve çamur arıtma birimlerine yönlendirilmektedir.

Havalandırma ve karıştırma işlemleri sırasında mikroorganizmalar küçük floklar oluşturmaktadır. Havalandırma işlemi tamamlandığında, oluşan bu floklar çökelme yoluyla atıksudan ayrılmakta ve böylece ikincil arıtıcıya yönlendirilmektedir. Uzaklaştırılan çamurun belirli bir oranı, biyokütle konsantrasyonunun korunması için havalandırma tankına geri gönderilmektedir.

Biyokütle, flokülasyon ve çökelme özellikleri sayesinde ikincil çökeltme tankında ayrıştırılmaktadır. Bu durum, organik madde gideriminden sorumlu bakteriler, protozoalar ve diğer mikroorganizmaların, jelatinimsi bir matris oluşturarak makroskopik floklar şeklinde topak oluşturmalarından kaynaklanmaktadır. Oluşan floklar, tek tek mikroorganizmalara kıyasla çok daha büyük boyutlarda olup, bu özellikleri sayesinde çökelme süreçleri kolaylaşmaktadır. Şekil 2'de bir flok yapısı görülmektedir.



Şekil 2. Aktif çamur flok yapısı

Aktif çamur sistemlerinde, çamurun devridaimi sonucunda havalandırma tankındaki MLSS konsantrasyonu oldukça yüksektir. Bu sayede, aktif çamur prosesinde sıvının hidrolik bekletme süresi (HRT) kısa tutulabilmekte; bu da havalandırma tankının hacminin küçülmesini sağlamaktadır.

Biyokütle büyüme hızı, biyokütle miktarı, substrat konsantrasyonu, sıcaklık, pH ve toksinlerin varlığı gibi birçok faktöre bağlıdır. Bakteri sayısı ve çeşitliliği, zaman içinde veya ortalama hücre kalma süresi arttıkça artmaktadır. Bu süreçte, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) daha az kirletici atığa ve daha fazla yeni bakteri hücresine dönüştürülmektedir.

Silli protozoa ve metazoanlar bakterilerle birlikte çözeltideki ince katıları ve ağır metalleri uzaklaştırmaktadır. Ayrıca, silli protozoa ve metazoanların önemli bir görevi, dağılmış (serbest) bakterileri tüketmektir ve bu işlem kırpma olarak adlandırılmaktadır. Böylece dağılmış bakteriler atık sudan uzaklaştırılmaktadır (Gerardi 2002; Spellman 2003; Tchobanoglous et al. 2003).

Biyolojik indirgeme sırasında, biyolojik olarak parçalanmayan inert maddeler oluşmaktadır. Ayrıca, gelen atıksuda da bir miktar inert madde bulunmaktadır. Bu inert maddeler süreç boyunca değişmeden birikmekte ve sonrasında sistemden çıkarılmaktadır.

Son çöktürme tankı, aktif çamur sisteminin vazgeçilmez bir parçasıdır ve iki temel işlevi vardır. Bunlar;

- Biyokütleyi sudan ayırmak: Çökebilir katıların sudan uzaklaştırılmasıyla yüksek kaliteli bir atık su üretilmektedir.
- Biyokütleyi yoğunlaştırmak: Yoğunlaşan biyokütlenin bir kısmı atık çamur olarak çamur arıtımına gönderilir, kalan kısmı ise biyolojik reaktörde uygun biyokütle konsantrasyonunun korunması için geri devridaim edilmektedir.

Ayrıca, son çöktürme tankı, havalandırma tankında oluşan yüzen köpük ve pisliklerin de giderilmesini sağlamaktadır (Gerardi 2002; Spellman 2003). Son çöktürücünün sağlıklı çalışması, tüm arıtma tesisinin performansı açısından kritik öneme sahiptir (Chen 1993; Gerardi 2002). Beck (1984) tarafından belirtildiği üzere, buharlaşma, kabarma veya dağılmış çamur gibi olumsuz operasyonel problemlerin ortaya çıktığı veya kritik hale geldiği yer son çöktürücüdür.

- Kabarmış çamur: Zayıf çökelme ve düşük sıkıştırılabilirlik özelliklerine sahip çamur anlamına gelmektedir. Bunun başlıca nedenleri arasında, filamentli bakterilerin su emerek şişmesi veya bakteri hücrelerinin aşırı büyümesi yer almaktadır. Denitrifikasyonun yoğun olarak gerçekleştiği durumlarda, nitrojen gazının çamur tabakasında tutulması sonucu kabarma oluşabilmektedir.
- Dağılmış çamur: Filamentli organizmaların yokluğunda ortaya çıkan, kolay koyulaşan ancak yüksek ince AKM konsantrasyonu içeren atık sudur.

Son çöktürücünün ana amacı, biyokütle tabakasının aşırı yükselmesini önlemek ve böylece çamurun atık suya karışmasını engellemektir. Çünkü bu durum hem atık sudaki katı ve organik madde konsantrasyonunu artırmakta hem de havalandırma tankındaki biyokütlenin kaybına yol açarak aktif çamur prosesinin verimini düşürmektedir (Chen 1993; Gerardi 2002; Spellman 2003).

Biyolojik Azot Giderimi

Azot, atık sularda serbest ve iyonize amonyak (NH_3 ve NH_4^+), nitrit (NO_2^-), nitrat (NO_3^-) ve organik azot bileşikleri gibi farklı kimyasal formlar halinde bulunmaktadır. Bu çeşitli formlar, toplam azot konsantrasyonunu oluşturmaktadır. Azot, biyolojik büyüme için temel bir besin maddesi olmakla birlikte, özellikle amonyak ve nitrat formlarının aşırı miktarda bulunması çevresel ve toksikolojik açıdan sorunlara yol açmaktadır. Amonyak, sucul organizmalar, özellikle balıklar için toksik özellik taşırken; yüksek nitrat seviyeleri alıcı sularda aşırı oksijen tüketimine sebep olabilmektedir. Ayrıca, sucul bitkiler azotun fazla olduğu ortamlarda kontrolsüz büyüyerek ötrofikasyona neden olmaktadır.

Atıksu arıtma süreçlerinde azot giderimi, genellikle iki aşamalı biyolojik işlemlerle gerçekleştirilmektedir. İlk aşamada, amonyak aerobik koşullarda nitrifikasyon ile önce nitrite, ardından nitrata oksitlenmektedir. Bu süreçte yer alan bakteriler oksijeni kullanır ve aşağıdaki basitleştirilmiş kimyasal reaksiyonlarla tanımlanabilmektedir:

$$NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2\ H^+$$

$$NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \rightarrow NO_3^-$$

Nitrifikasyonun ardından, nitrat anoksik ortamda denitrifikasyon yoluyla gaz fazında azot gazına (N_2) indirgenmektedir. Denitrifikasyon bakterileri oksijeni ÇO yerine nitratı elektron alıcısı olarak kullanmaktadır. Bu süreç aşağıdaki reaksiyonla özetlenebilir:

$$2\ NO_3^- + 2\ H^+ \rightarrow N_2 + H_2O + 2{,}5\ O_2$$

Bu biyolojik süreçler sayesinde azot, atık sudan etkin biçimde uzaklaştırılmaktadır. Nitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için aerobik ortamlar, denitrifikasyonun sağlanması için ise anoksik ortamlar gereklidir. Anoksik bölgeler, proses tasarımına bağlı olarak ya havalandırma tankının başında ya da sonunda konumlandırılabilmektedir. Böylece sistem, azotun efektif ve dengeli bir şekilde giderilmesini sağlamaktadır.

Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Atıksu arıtma tesislerinden, tarımsal ve kentsel kaynaklı doğal organik maddeler, mikroorganizmalar için besin kaynağı olarak kullanılmaktadır. Bakteriler, organik maddeleri aerobik ortamda oksijen kullanarak ayrıştırmakta ve bu süreçte suda bulunan ÇO seviyesini azaltmaktadır. BOİ, aerobik koşullarda organik maddeleri parçalayabilen mikroorganizmaların tükettiği oksijen miktarını ölçmek için kullanılan temel bir parametredir ve suda bulunan biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşikler ve kirleticilerin belirlenmesinde önemli bir gösterge olarak kabul edilmektedir.

BOİ ölçümü, su numunesinin beş gün süreyle inkübe edilerek oksijen kaybının tespitiyle gerçekleştirilmektedir. Test öncesinde numune, içindeki mikroorganizmaların oksijeni tamamen tüketmesini önlemek amacıyla seyreltilmektedir. Bu test, atıksu arıtma tesislerinde en yaygın kullanılan performans değerlendirme yöntemlerinden birisidir ve tesislerin BOİ giderim verimliliğinin belirlenmesinde kritik bir rol oynamaktadır.

Atıksu arıtma tesislerinin temel amacı, alıcı ortamlara verilen atık sulardaki BOİ miktarını azaltmaktır. Bu tesisler, oksijen ve organik atıklar aracılığıyla bakterilerin beslenip çoğaldığı biyolojik sistemler olarak işlev görmektedir. Sistem içerisindeki bakterilerin üremesi sonucu biyokütle miktarı artmakta ve fazla oluşan bu çamurun sistemden uzaklaştırılması gerekmektedir. Fazla çamur uygun yöntemlerle bertaraf edilmektedir.

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), organik maddelerin tamamının, türü veya biyolojik olarak parçalanabilirliği gözetilmeksizin, karbondioksit (CO_2) ve suya (H_2O) oksitlenmesi için gereken toplam oksijen miktarının bir göstergesidir. KOİ değerinin her zaman BOİ değerinden yüksek veya eşit olması beklenmektedir, çünkü KOİ ölçümü organik ve inorganik tüm oksitlenebilir maddeleri kapsarken, BOİ sadece biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeleri yansıtmaktadır.

KOİ ölçüm süresi genellikle birkaç saat iken, BOİ testi standart olarak beş gün ($BOİ_5$) sürmektedir. Bu süre farkı nedeniyle KOİ, hızlı değerlendirmeler için tercih edilirken, BOİ daha detaylı ve biyolojik ayrışma odaklı bir parametre olarak kullanılmaktadır.

Atıksuda BOİ miktarının yüksek olması, alıcı ortamda mikroorganizmaların hızla çoğalmasına ve dolayısıyla ÇO seviyelerinin azalmasına yol açmaktadır. Bu durum, özellikle oksijen talebinin yüksek olduğu nehir, göl gibi su kaynaklarında canlı organizmalar için oksijen yetersizliğine neden olabilmektedir. Ancak, doğal su ortamlarında hava ile sürekli temas ve fotosentez yapan algler gibi oksijen üreten organizmaların varlığı nedeniyle, oksijen seviyeleri nehrin ilerleyen kısımlarında kısmen toparlanma eğilimindedir. Buna rağmen, yüksek organik yüklerin olduğu durumlarda alıcı ortamın oksijen dengesi ciddi şekilde etkilenebilmektedir.

Mikroorganizmalar

Patojen mikroorganizmaların en önemli kaynaklarından biri atıksulardır. Atıksularda bulunan mikroorganizmalar, hem insan hem de endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanmaktadır. Bir şehirde yaşayan nüfusun enfekte olma oranı, kanalizasyondaki patojen yoğunluğu ile doğru orantılı olmaktadır; yani enfekte kişi sayısının artması, kanalizasyondaki patojen miktarının da artmasına neden olmaktadır. Bu nedenle, gelişmekte olan ülkelerin kanalizasyon sistemlerinde daha yüksek patojen seviyelerinin gözlenmesi beklenmektedir. Ayrıca, sosyoekonomik

koşullar, mevsimsel değişiklikler ve su tüketim miktarı gibi faktörler de atıksulardaki patojen yoğunluğunu etkileyen önemli parametrelerdir.

Bazı Aktif Çamur Proses Çeşitleri

Tam Karışımlı Reaktörler

Aktif çamur reaktörlerinde tam karışımlı reaktörler, tank içerisindeki karışımın homojen olduğu ve her noktada aynı MLSS konsantrasyonu ile oksijen seviyesinin sağlandığı sistemler olarak öne çıkmaktadır. Bu reaktörlerde, organik madde ve mikroorganizmalar ile çözünmüş oksijen, tankın her bölgesinde eşit derecede dağılmıştır (Peng et al. 2019).

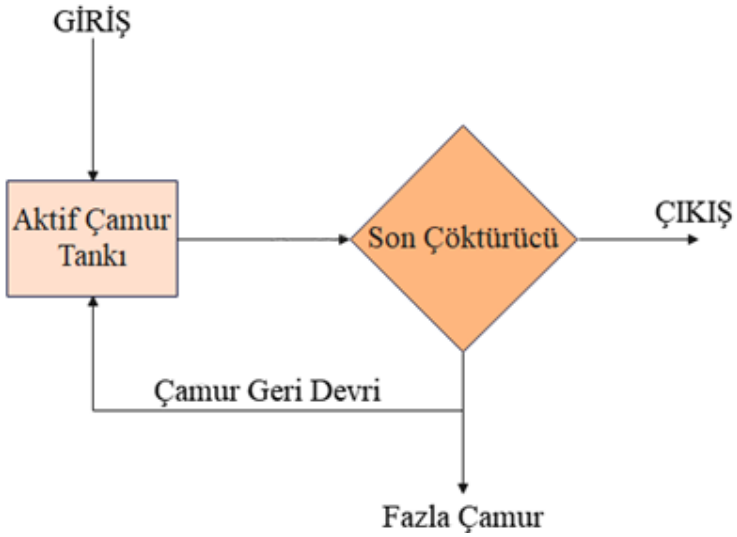
Tam karışımlı reaktörlerin çalışma prensibi şu şekildedir:

- Akış rejimi: Tam karışık akış rejimi kullanılmaktadır. Bu, tank içinde homojen bir ortam yaratmak için atıksuyun, geri dönüş çamurunun ve havalandırılan suyun etkili şekilde karıştırılması anlamına gelmektedir.
- Dikdörtgen tanklarda: Kanalizasyon ve geri dönüş çamuru, tankın her tarafına eşit dağıtılmaktadır. Havalandırılmış atıksu, tank boyunca eşit şekilde alınarak homojen bir karışım elde edilir.
- Dairesel veya kare tanklarda: Tankın ortasında yer alan mekanik havalandırıcılar, yeterli karıştırma enerjisi sağlayarak tüm tank hacminin homojen hale gelmesini sağlamaktadır.

Avantajları:

- Tank hacminin optimize edilmesine olanak tanımaktadır, bu sayede daha küçük bir havalandırma tankı ile aynı performans elde edilmektedir.
- Yüksek MLSS seviyelerinin korunmasını sağlamaktadır; bu sayede mikroorganizma biyokütlesi artar ve organik yük taşıma kapasitesi yükselmektedir.
- Şok organik yüklemelere karşı sistemin dayanıklılığını artırmaktadır.
- Fenoller gibi toksik ve biyolojik olarak zor parçalanan bileşiklerin gideriminde etkinlik artmaktadır.
- Toksik atık yüklemelerinden kaynaklanan olumsuz etkiler minimal düzeydedir.

Sonuç olarak, tam karışımlı reaktörler, özellikle değişken yüklemelere ve toksik atıklara maruz kalan sistemlerde, operasyonel kararlılığı artırarak verimli bir arıtma sağlamaktadır. Tam karışımlı reaktör akım şeması Şekil 3'te sunulmuştur.



Şekil 3. Tam karışımlı reaktör şematik gösterimi

Uzun Havalandırmalı Reaktörler

Uzun havalandırmalı reaktörler, aktif çamur prosesinin özel bir tipi olarak, uzun çamur yaşına ve düşük yükleme oranına sahip olacak şekilde tasarlanmaktadır. Bu sistemlerde havalandırma süresi genellikle 18 saatten uzun tutulmakta; bu da organik madde gideriminde oldukça etkili bir performans sağlamaktadır (Nuhoğlu 2000).

Bu reaktörlerin başlıca özellikleri şunlardır:

- Yüksek oksidasyon kapasitesi: Uzun havalandırma süresi, atıksudaki biyolojik olarak bozunabilir organik maddelerin neredeyse tamamen parçalanmasına olanak tanımaktadır. Bu nedenle özellikle yüksek BOİ/KOİ konsantrasyonlarına sahip atıksular için tercih edilmektedir.
- Düşük çamur üretimi: Uzun çamur yaşı sayesinde mikroorganizmalar endojen solunum aşamasına geçmekte ve bu da biyokütle üretimini azaltmaktadır. Bu durum, arıtma çamurunun bertaraf maliyetini azaltma açısından avantaj sağlamaktadır.
- Basit işletme ve bakım: Daha düşük organik yükleme ve daha uzun HRT, sistemin kararlılığını artırmakta ve otomasyona duyulan ihtiyacı azaltmaktadır. Bu yüzden küçük ölçekli, düşük nüfuslu yerleşim yerlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır.
- Enerji tüketimi: Her ne kadar uzun süreli havalandırma enerji tüketimini artırma potansiyeline sahip olsa da, düşük çamur hacmi ve basitleştirilmiş işletme bu durumu büyük ölçüde dengelemektedir.

Piston Akışlı Reaktörler

Piston akışlı reaktör yapısı, atıksu arıtımında bölgesel çevresel koşulları optimize ederek mikrobiyal çeşitliliğin korunması ve biyolojik performansın artırılması açısından önemli avantajlar sunmaktadır. Bu yapı, reaktör boyunca belirgin bir gradyan oluşturarak,

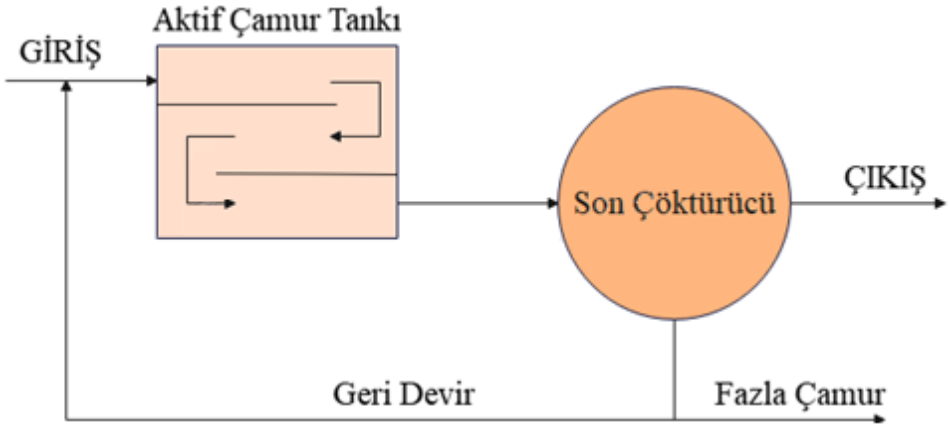
mikroorganizmaların spesifik fizyolojik ihtiyaçlarına göre farklı zonlarda konumlanmasına olanak tanımaktadır.

Reaktörün giriş bölgesinde, atıksu içeriğindeki organik madde konsantrasyonu yüksektir, bu da heterotrofik mikroorganizmaların hızlı büyümesini ve organik madde oksidasyonunu desteklemektedir. Reaktör boyunca ilerledikçe, bu organik bileşenler mikroorganizmalar tarafından tüketildikçe substrat konsantrasyonu kademeli olarak azalmaktadır. Bu düşüş, reaktörün son kısımlarında nitrifikasyon gibi daha yavaş gerçekleşen ototrofik süreçlerin öne çıkmasına olanak tanımaktadır.

Bu yapı, reaktördeki oksijen ihtiyacının zonlara göre değişkenlik göstermesine neden olmaktadır:

- Girişte yüksek organik yük sebebiyle yüksek oksijen talebi vardır.
- Ortalarda kısmen azalmaktadır.
- Çıkışa doğru, düşük substrat varlığı nedeniyle daha düşük, ancak nitrifikasyon için sabit bir oksijen gereksinimi oluşmaktadır.

Bu nedenle piston akışlı reaktör tasarımı, alan bazlı havalandırma veya çoklu havalandırma zonları kullanılarak optimize edilmektedir. Böylece enerji verimliliği artırılır ve biyolojik süreçler daha hassas şekilde kontrol altına alınabilmaktedir. Piston akışlı reaktör akım şeması Şekil 4'te sunulmuştur.



Şekil 4. Piston akışlı reaktör şematik gösterimi

Havalandırma havuzları

Prosesin başlangıç aşaması olan havalandırma, atık su arıtımında biyolojik işlemlerin etkinliğini belirleyen en kritik adımlardan biridir. Bu aşamada, havalandırma havuzuna verilen oksijen ve mevcut mikroorganizmalar, atıksudaki organik maddeleri biyokimyasal olarak oksitleyerek yeni biyokütle ve mikroorganizma üretimini sağlamaktadır. Bu süreçte,

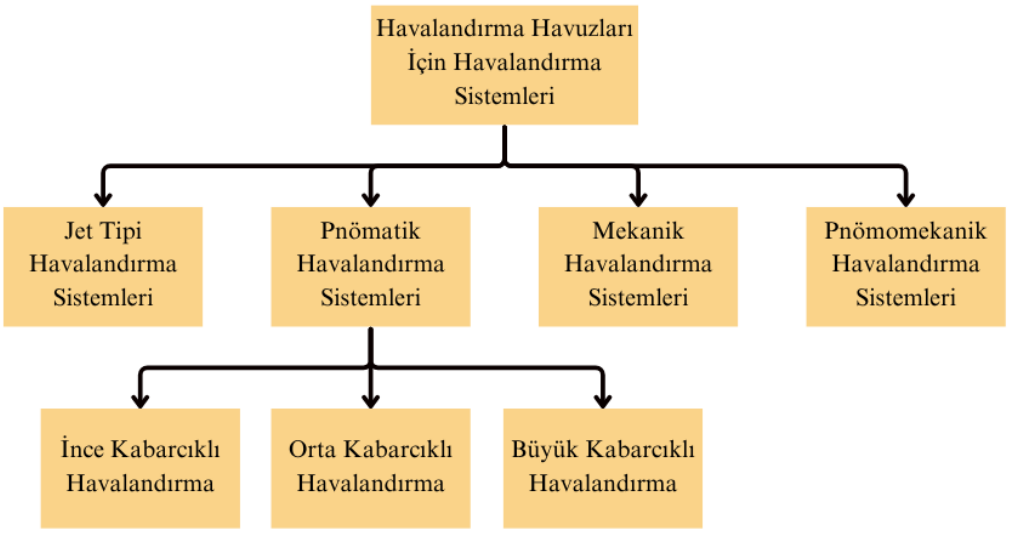
mikroorganizmalar organik kirleticileri metabolize ederek büyür ve çoğalır; bu da hem kirleticilerin giderilmesini hem de aktif çamurun oluşumunu sağlamaktadır.

Karıştırma, havuz içinde mikroorganizmaların homojen dağılımını sağlayarak biyolojik reaksiyonların verimliliğini artırmaktadır. Aynı zamanda, oksijenin sıvı faza düzgün dağılmasını kolaylaştırmakta, çökme eğilimindeki partiküllerin süspansiyonda kalmasına yardımcı olmakta ve sistemde ölü hacim oluşumunu engellemektedir.

Havalandırma sistemleri, BOİ giderilmesinde kilit rol oynar ve bu sistemlerin çalıştırılması, atıksu arıtma tesislerindeki toplam enerji tüketiminin %50'sinden fazlasını oluşturmaktadır. Bu yüksek enerji gereksinimi nedeniyle, havalandırma sistemlerinin seçiminde yalnızca biyolojik performans değil, aynı zamanda enerji verimliliği, işletme maliyetleri, reaktör geometrisi ve kurulum koşulları da dikkate alınmalıdır.

Havalandırma havuzlarında kullanılan havalandırma sistemleri genel olarak dört ana gruba ayrılmaktadır. Bunlar; pnömatik, mekanik, pnömo-mekanik ve jet sistemleridir ve Şekil 5'te sunulmuştur. Belirli havalandırma havuzları için uygun bir havalandırma sisteminin ve uygulama şemasının seçimi, atıksu arıtma tesisine özgü koşullar doğrultusunda bireysel olarak gerçekleştirilmektedir. Bu seçimde etkili olan başlıca faktörler şunlardır (Chen et al. 2018):

- Giriş atıksuyunun kalitesi ve arıtılmış su için öngörülen kalite standartları,
- Havalandırma havuzlarında uygulanan biyolojik arıtma teknolojisi,
- Havalandırma havuzlarının hidrodinamik özellikleri.



Şekil 5. Havalandırma havuzları için havalandırma sistemlerinin sınıflandırılması (Dyagelev et al. 2021)

Günümüzde enerji verimliliği odaklı olarak geliştirilen kontrol edilebilir havalandırma sistemleri, birim hacimde hava üretimi başına düşen özgül enerji tüketimini düşürmekte ve

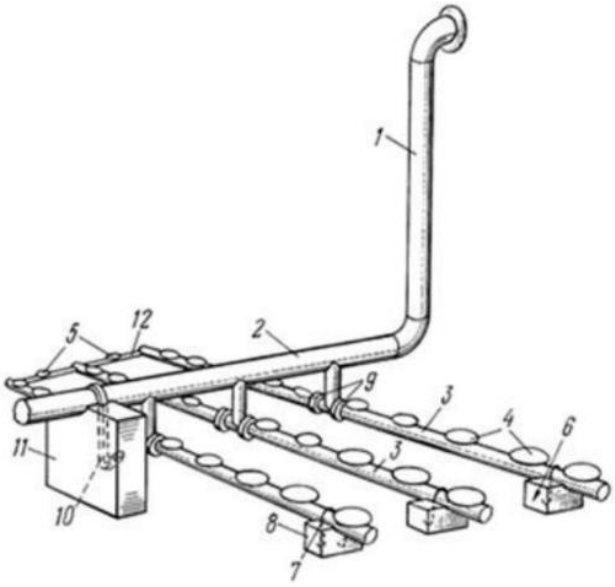
böylece atıksu arıtma tesislerinin işletme maliyetlerini önemli ölçüde azaltmaktadır. Havalandırma sisteminin verimliliği, biyolojik süreçlerin sürdürülebilmesi için havalandırma havuzlarına yeterli düzeyde oksijen sağlanabilmesini doğrudan etkilemektedir. Bu nedenle, uygun havalandırma teknolojisinin seçimi yalnızca enerji tüketimi açısından değil, aynı zamanda proses performansı ve oksijen transfer etkinliği açısından da stratejik önem taşımaktadır.

Yüzey havalandırıcılar, suyun güçlü bir şekilde karıştırılmasıyla türbülans yaratmakta ve bu sayede hava–su arayüzeyinde geniş bir temas alanı oluşturarak oksijenin sıvı faza geçişini kolaylaştırmaktadır. Bu sistemlerde hava doğrudan yüzeyden suya girer. Öte yandan, difüzör sistemleri, havayı gözenekli bir ortamdan veya özel tasarlanmış nozüllerden geçirerek çok sayıda küçük kabarcık oluşturmaktadır. Bu kabarcıkların yüksek yüzey/hacim oranı, oksijenin çözünmesini daha verimli hale getirmaktedir. Dolayısıyla, difüzör sistemleri özellikle derin havuzlarda ve ince kabarcık prensibine dayalı uygulamalarda yaygınlık kazanmıştır.

Yaygın olarak kullanılan havalandırma sistemleri genel olarak şu başlıklar altında sınıflandırılabilmektedir:

Difüzörlerle havalandırma

Pnömatik havalandırma yöntemi, biyolojik atıksu arıtma tesislerindeki havalandırma tanklarında yaygın olarak uygulanan bir teknolojidir. Tasarımı Şekil 6'da gösterilmiştir. Bu sistem, aşağıdaki çalışma prensibine dayanmaktadır: Oksijen içeren gaz, belirli bir işletme basıncı altında ana hava besleme hattı ve dağıtım borulama sistemi üzerinden, reaktörün stratejik bölgelerine yerleştirilmiş çeşitli tipte dağıtıcı birimlerine iletilmektedir. Bu difüzörler, havanın suya ince kabarcıklar halinde aktarılmasını sağlayarak ÇO konsantrasyonunun artmasını ve biyolojik arıtma süreçlerinin etkinliğini maksimize etmeyi amaçlamaktadır (Munz et al. 1989; Esperança et al. 2020).



Şekil 6. Difüzörlü havalandırma sisteminin tasarımı (1- hava besleme borusu, 2- dağıtım kollektörü, 3- hava dağıtım borusu, 4- difüzörler, 5- borulu su tahliye cihazı, 6- hava dağıtım borularının bağlanması, 7- kelepçe, 8- beton direk, 9- flanş bağlantısı, 10- kelepçe, 11- beton direk, 12- üfleme kollektörü) (Dyagelev et al. 2021)

Atıksuyun havalandırılması için iki ana sistem kullanılmaktadır. Bunlar: (1) batık difüzörler veya diğer havalandırma cihazları ile atıksuya hava veya saf oksijen verilmesi, (2) atmosferden hava girişini teşvik etmek için atık suyun mekanik olarak sağlanması. Sistem, dalgıç difüzörler, kollektör boruları, üfleyiciler, hava şebekesi ve havanın geçtiği ekipmanlardan oluşmaktadır.

Aşağıda oksijen transferinin verimliliğini etkileyebilecek faktörler verilmiştir.

- difüzörün tipi, boyutu ve şekli
- havanın akış hızı
- daldırma derinliği
- tank şekli
- atık suyun özellikleri

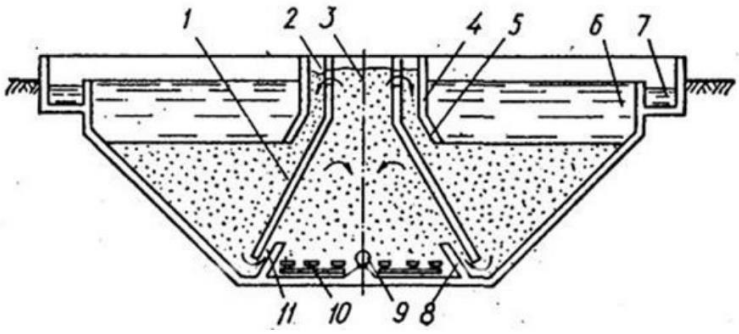
Tipik olarak, standart oksijen transfer verimliliği için en uygun batma derinliği 4,5 m‘dir. Kirliliğin oranı, çalışma koşullarına, atık su özelliklerinin değişmesine ve hizmet süresine bağlı olmaktadır (Tchobanoglous et al. 2003; US EPA 2012).

Pnömatik havalandırma sistemleri, ince dağılımlı havalandırma (1–4 mm), orta büyüklükte kabarcıklı havalandırma (5–10 mm) ve büyük kabarcıklı havalandırma (>10 mm) olmak üzere hava kabarcıklarının boyutuna göre üç gruba ayrılabilir (Esperança et al. 2020; Dan et al. 2021). İnce kabarcıklı havalandırma sınıfına; seramik, kumaş ve plastik esaslı tüm

difüzör tasarımları dahildir. Orta boyutlu kabarcık üreten sistemlere; delikli borular, kubbeler ve yarıklı havalandırıcılar gibi ekipmanlar örnek verilebilmektedir. Büyük kabarcıklı havalandırma grubunda ise, altı açık borular veya nozul biçimindeki havalandırıcılar yer almaktadır.

Mekanik Havalandırıcılar

Biyolojik atıksu arıtımında mekanik havalandırma sistemleri, pnömatik sistemlerden sonra en yaygın ikinci yöntem olarak öne çıkmaktadır. Mekanik havalandırıcılar; oksijen transferini artırmak amacıyla, atıksuyu yoğun biçimde çalkalayarak hava ile temasını sağlayan kanatlı karıştırıcılar, döner çarklar veya silindirik fırçalar gibi ekipmanlar kullanmaktadır. Bu sistemler, temel tasarım prensipleri ve eksenel çalışma yönlerine göre genel olarak iki ana gruba ayrılmaktadır. Bunlar: dikey eksenli ve yatay eksenli havalandırıcılar olarak adlandırılmaktadır. Her iki tür, ayrıca yüzeysel ve batık havalandırıcılar olarak alt sınıflara ayrılmaktadır. Yüzeysel havalandırma sistemlerinde oksijen, doğrudan atmosferden alınırken; batık havalandırıcılarda oksijen, tankın tabanından verilen hava ile sağlanmaktadır. Mekanik havalandırıcıların oluşturduğu türbülans, reaktör içerisindeki sıvıların homojen karışımını destekleyerek biyolojik süreçlerin verimliliğini artırmaktadır. Mekanik havalandırıcıların tasarımı Şekil 7'de sunulmuştur.



Şekil 7. Mekanik havalandırma sisteminin tasarımı (1- duvarlar, 2- delikli kanatlar, 3- havalandırma bölgesi, 4- kılavuz bölmeler, 5- vizör, 6- aydınlatma bölgesi, 7- oluk, 8- yansıtıcı plakalar, 9- atık su temin sistemi, 10- havalandırıcılar, 11- simetrik yarıklar) (Dyagelev et al. 2021)

Mekanik havalandırıcıların çalışma prensibi, aeratörün döner elemanları vasıtasıyla atmosferik havanın arıtılan sıvı içerisine fiziksel olarak verilmesine dayanmaktadır.

Bu sistemlerde, yüzeyde veya sıvı içinde konumlandırılan döner parçalar, sıvıyı şiddetle hareketlendirerek hava-sıvı arayüzeyini genişletmektedir. Bu da oksijenin sudaki çözünme hızını artırmaktadır. Mekanik havalandırma sırasında oluşan türbülanslı akım, aynı zamanda tank içindeki askıda katıların homojen dağılmasını sağlayarak biyolojik aktiviteyi desteklemektedir.

Mekanik havalandırıcıların öne çıkan avantajları şunlardır:

Basit imalat: Mekanik parçalar çoğunlukla standart metal veya plastik malzemelerden üretilebilmektedir; bu da üretim maliyetini düşürmekte ve bakım işlemlerini kolaylaştırmaktadır.

Blower ihtiyacı olmaması: Pnömatik sistemlerin aksine, bu sistemler için yüksek basınçlı hava üretecek blower istasyonlarına gerek yoktur. Bu da hem enerji tüketimini azaltmakta hem de altyapı yatırım maliyetlerini düşürmektedir.

Yüksek oksijen transfer kapasitesi: Özellikle yüzey havalandırmalı sistemlerde, döner elemanların oluşturduğu geniş yüzey teması ve sıçratmalı hareket sayesinde ÇO düzeylerinde hızlı artış sağlanabilmektedir.

Mekanik havalandırıcıların performansı, standart koşullarda kilowatt saat başına kilogram oksijen olarak ifade edilen oksijen aktarım hızı açısından derecelendirilmektedir.

Havalandırma tanklarında iyi karıştırma, havalandırma tanklarının kare veya dikdörtgen olabileceği ve bir veya daha fazla havalandırıcı içerebileceği tankın boyutuna ve şekline bağlıdır (Tchobanoglous et al. 2003; US EPA 2012).

Ayrıca, mekanik havalandırma sistemlerinin üretim ve işletme açısından basit olması, yüksek oksidasyon kapasitesine sahip olması ve nispeten düşük enerji tüketimi gibi avantajları bulunmaktadır.

Ancak bu avantajların yanı sıra, mekanik havalandırıcıların bazı sınırlayıcı yönleri de mevcuttur. Bu sistemler genellikle yeterince yüksek işletme güvenilirliği sunmamaktadır. Atıksu debisinin önemli ölçüde arttığı durumlarda, daha fazla sayıda havalandırıcı ünitenin kurulması gereklidir. Ayrıca, mekanik havalandırıcıların çalışan gövde aksamları çoğunlukla metal esaslı olup, ağır yapılıdır ve mekanik streslere bağlı olarak kolayca arıza yapabilmektedir. Ayrıca, tank derinliği 2 metreden fazla olduğunda, suyun etkin şekilde karıştırılması zorlaşmakta ve bu durum havalandırmanın etkinliğini olumsuz yönde etkileyebilmektedir (Kirke and Gezawy 1997; Pino-Herrera et al. 2018; Dyagelev et al. 2019).

Jet Havalandırıcılar

Havalandırıcılar arasında jet tipi sistemler de önemli bir yer tutmaktadır.

Jet tipi sistemler, sıvıyı belirli bir hacim içerisinde pompalayarak hareket ettiren pnömatik havalandırma türlerindendir. Bu sistemlerde, sıkıştırılmış hava, tank içerisindeki sıvı ile karışarak daha düşük yoğunluklu hava-sıvı karışımı oluşturmakta ve bu sayede sıvı yükseltilmektedir. Böylece, mekanik pompa kullanılmadan sıvının dolaşımı sağlanmaktadır.

Jet tipi sistemler, düşük enerji tüketimi ve mekanik aşınmanın az olması gibi avantajlar sunmaktadır.

Öte yandan, jet tipi havalandırıcılar, hareketli parça içermeden suyun karıştırılmasını sağlamaktadır. Bu sistemlerde, sıkıştırılmış hava belirli nozüllerden veya jetlerden basınçla verilmekte ve bu hava-su karışımı ile suyun hareket ettirilmesi ve oksijen transferi gerçekleştirilmektedir. Jet tipi havalandırıcıların avantajı, bakım ihtiyacının düşük olması ve hareketli parça bulunmaması nedeniyle işletme maliyetlerinin azalmasıdır.

Sistem de havalandırma tankına verilen sıkıştırılmış havanın kinetik ve potansiyel enerjisinden faydalanarak, suyun etkin şekilde oksijenlenmesini ve biyolojik arıtma verimliliğinin artırılmasını sağlamaktadır. Ancak, tasarım parametreleri sistem performansını doğrudan etkiler ve dikkatle optimize edilmesi gerekmektedir.

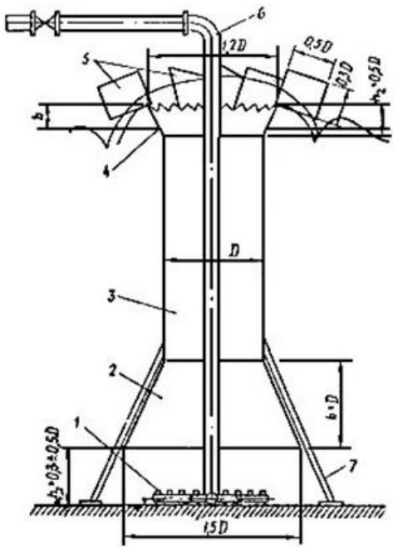
Mevcut birkaç havalandırma yönteminden, jet havalandırıcılar, kapalı sistem yapısı, kurulum ve çalışma kolaylığından dolayı en ekonomik ve verimli yöntem olarak kabul edilmektedir (Tojo and Miyanami 1982; Funatsu et al. 1988; Bin 1993). Jet havalandırıcılar, tasarım, yapım ve çalışma açısından kolaydır ve işletme aşamasında da zorluk çıkarmamaktadır. Havalandırıcı açıklıklarından çıkan jet, atmosferik havayı geçtikten sonra suya daldığında geniş hava-su arayüzüne sahip iki fazlı bir bölge oluşturmaktadır (Novak 1968; Kalinske 1969; Pillai et al. 1971). Bu bölgede gelen hava ve su jetleri arasında aerodinamik ve hidrodinamik kuvvetler devreye girmektedir (Chanson and Brattberg 1998; Chanson et al. 2004). Jet havalandırıcının tasarımı kapalı sistemi kolaylaştırdığından (Jackson and Collins 1964), hava ve suyun mükemmel bir şekilde karıştığı varsayılabilmektedir (Bin 1993). Jet geometrisi ve dalma açısı, suya hava verme oranı üzerinde önemli bir etkiye sahiptir (Bagatur et al. 2002).

Bu tür havalandırıcılar, kimya, gıda ve petrokimya endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Pnömatik sistemlerin kullanıldığı durumlarda, havalandırıcıların tuz birikintileri veya yağ kirliliği nedeniyle tıkanma sorunlarıyla karşılaşılabilmektedir. Jet tipi havalandırma ise, yüksek yüklü atıksu arıtma tesislerinde ek bir havalandırma yöntemi olarak tercih edilmektedir. Ancak jet tipi havalandırıcılar, ince kabarcıklı havalandırıcılar kadar etkili olmasa da, orta boyutlu kabarcıklı havalandırıcılar arasında daha yüksek bir etkinliğe sahiptir.

Jet tipi havalandırıcılar, ince ve orta kabarcıklı havalandırıcılar arasında orta düzeyde bir etkinliğe sahiptir ve oldukça verimlidir. Ayrıca, jet tipi havalandırıcılar nitrifikasyon sürecindeki aktif çamurun geri devri için de kullanılabilmektedir; bu sayede pompa ihtiyacını azaltmaktadır. Ancak, jet tipi havalandırıcıların tasarımında kullanılan geleneksel kabarcık üreteçler, küçük tekil kabarcıkların oluşumunu zorlaştırmakta ve bu durum, suyun atmosferik

oksijenle doygunluğa ulaşma verimliliğini düşürmektedir. Bunun yanı sıra, jet tipi havalandırmanın önemli bir dezavantajı da, üfleme cihazlarının kurulumu gerekliliğidir; bu da sistemin karmaşıklığını ve yatırım maliyetini artırmaktadır.

Jet tipi havalandırıcıların tasarımı Şekil 8'de sunulmuştur.



Şekil 8. Jet tipi havalandırma sisteminin tasarımı (1- havalandırma ızgarası, 2- difüzörün alt konisi, 3- difüzör borusu, 4- tarak barajlı difüzörün üst konisi, 5- kürek kemiği, 6- hava kanalı, 7- destek kolonları) (Dyagelev et al. 2021)

İncelenen atıksu havalandırma yöntemleri arasında, pnömatik havalandırma yöntemi, ek ekipman gereksinimleri nedeniyle mekanik sistemlere kıyasla daha yüksek maliyetli bir sistem olarak öne çıkmaktadır. Bu yüksek maliyetin temel nedeni, sistemin kurulumu ve işletimi için gerekli olan üfleme istasyonlarının tesis edilmesi ve sürekliliğinin sağlanmasıdır.

Ayrıca, pnömatik havalandırma sistemlerinde bakım maliyetleri, üretilen hava kabarcıklarının boyutuna da doğrudan bağlıdır. Daha küçük kabarcıkların üretildiği sistemlerde, oksijen transfer verimliliği yüksek olmakla birlikte, difüzörlerin tıkanma riski artar ve bakım sıklığı ile teknik müdahale ihtiyacı yükselmektedir. Buna karşılık, daha büyük kabarcıklar üreten sistemlerde bakım gereksinimi azalabilmekte; ancak oksijen çözünürlüğü düşmekte, bu da enerji verimliliğini olumsuz etkileyebilmektedir.

İnce dağılımlı havalandırıcıların (kabarcık çapı 1–4 mm) ayırt edici teknik özellikleri arasında, difüzör membranlarının tortu oluşumuna karşı dirençli olması, yüksek oksijen geçirgenliği ve hava basıncında kayıp yaşanmaksızın homojen havalandırma sağlayabilme yeteneği yer almaktadır. Sistemin gövde borusu, arıtılan sıvıya karşı kimyasal direnç göstermekte olup, kolay ve hızlı kurulum avantajı sunmaktadır. Ayrıca, 4 metre derinliğindeki su koşullarında bu sistemlerin oksijen doyurma verimliliği %20–25 aralığında değişmektedir. Temiz su ortamında toplam özgül oksijen transfer kapasitesi 3–3,5 kg O_2/kWh düzeyindeyken,

gerçek işletme koşullarında bu değer 1,8–2,1 kg O_2/kWh seviyelerine düşmektedir. Bu farklılık, organik yük, sıcaklık, bulanıklık ve sistemin hidrolik yapısı gibi çevresel faktörlere bağlı olmaktadır (Dyagelev et al. 2019).

Orta kabarcıklı havalandırıcıların (kabarcık çapı 5–10 mm) kullanımına ilişkin saha deneyimleri, belirli bir süre sonra deliklerin korozyon ürünleri ile tıkanabildiğini göstermektedir. Bu nedenle, korozyon kaynaklı birikimlerin önlenmesi amacıyla havalandırıcı borularının plastik, bakır veya paslanmaz çelik gibi korozyona dayanıklı malzemelerden üretilmesi önerilmektedir.

Buna karşın, büyük kabarcıklı havalandırıcılar (kabarcık çapı >10 mm), yapısal olarak korozyon ürünleri ile tıkanmaya ve yüzeyde birikim oluşturmaya karşı oldukça dirençlidir. Ancak bu sistemlerde sıvının jet etkisiyle hareket ettirilmesi, oksijenin çözünme verimliliğinde belirgin bir azalmaya yol açmaktadır. Bu durum, oksijenin suya geçişini sağlayan kütle transfer sürecini olumsuz yönde etkileyerek biyolojik arıtma performansını düşürebilmektedir.

Mekanik havalandırma sistemleri genellikle sabit bir dönme hızında çalıştırılmaktadır. Ancak, havalandırma tanklarında enerji tüketimini azaltmak amacıyla, bu sistemlerde çift kademeli hız regülatörlerinin kullanılması önerilmekte ya da tercihen frekans konvertörü ile kontrol sağlanması tavsiye edilmektedir (Chen et al. 2018). Bu tür hız kontrol mekanizmaları, ÇO konsantrasyonunun belirlenen aralıkta sabit tutulmasına olanak tanımaktadır. Aynı zamanda, gerçek işletme koşullarında organik ve azotlu bileşik yüklerinin zamanla değişiklik göstermesi durumunda, gereksiz enerji tüketiminin önüne geçilmesini sağlamaktadır. Böylece sistem, hem proses kontrolü hem de enerji verimliliği açısından optimize edilmiş olmaktadır (Nepogodin et al. 2020; Dyagelev et al. 2020).

Atıksu arıtma tesislerinde enerji tüketiminin azaltılmasında, etkili bir havalandırma sisteminin seçimi en kritik faktörlerden biridir. Havalandırma sisteminin, havalandırma tankı içerisinde gerekli oksijen rejimini, giriş yükünün zamana bağlı değişkenlik gösterdiği durumlarda dahi sürdürebilmesi gerekmektedir. Bu doğrultuda sistem; maksimum yük saatlerinde yeterli miktarda oksijen temin etmeli, minimum yük saatlerinde ise gereksiz elektrik tüketiminin önüne geçmelidir. Bu tür dinamik koşullara uyum sağlayabilen havalandırma sistemleri, hem proses verimliliğini hem de enerji optimizasyonunu aynı anda sağlayarak işletme maliyetlerini önemli ölçüde düşürebilmektedir (Dyagelev et al. 2019).

Havalandırma sisteminin kontrolü için en basit ve en etkili algoritma, havalandırma tanklarının aerobik bölgelerinde belirlenen kritik noktalarda ÇO konsantrasyonunun önceden tanımlanmış bir aralıkta sabit tutulmasıdır. Organik maddelerin oksidasyonuna yönelik proseslerin uygulandığı havalandırma tanklarında, ÇO konsantrasyonu için en uygun aralık

1,2–1,5 mg/L'dir ve bu ölçüm, havalandırma tankı boyunca başlangıçtan itibaren uzunluğun 2/3'ü kadar uzaklıkta yer alan bir noktadan alınmalıdır. Atıksuyun dağıtılmış olarak beslendiği havalandırma tanklarında ise kritik ölçüm noktası, tank uzunluğunun yarısı kadar mesafede yer almalıdır. Karışım tipi havalandırma tanklarında, ÇO analizörü tankın herhangi bir yerine yerleştirilebilir; ancak, atıksu giriş noktasına 1/3'ten daha yakın olmamalıdır. Bu yaklaşım, farklı havalandırma tankı tiplerinde oksijen kontrolünü optimize ederken, enerji tüketiminin azaltılmasına ve proses verimliliğinin artırılmasına olanak tanımaktadır.

Gaz Transferi

Gaz–sıvı kütle transferi, atıksu arıtma süreçlerinde meydana gelen biyolojik ve kimyasal reaksiyonların etkinliği açısından temel belirleyici bir mekanizmadır. Bu süreç; oksijen gibi reaksiyonda tüketilen gazların sıvı faza çözünmesi ya da diazot monoksit (N_2O), metan (CH_4) ve hidrojen (H_2) gibi ürün gazların sıvıdan uzaklaştırılması işlemlerini kapsamaktadır. Dolayısıyla, gaz–sıvı transferinin doğru bir şekilde modellenmesi, yalnızca reaksiyon kinetiklerinin güvenilir şekilde temsil edilmesi açısından değil, aynı zamanda enerji tüketiminin optimizasyonu, asit–baz dengelerinin sağlanması ve sera gazı emisyonlarının tahmini gibi kritik konular açısından da büyük önem taşımaktadır.

Özellikle biyolojik atıksu arıtma tesislerinde, havadaki oksijenin sıvı faza etkin biçimde aktarılması, aerobik mikroorganizmaların metabolik faaliyetlerini sürdürebilmeleri için gereklidir. Ancak havalandırma işlemi, genellikle bu tesislerdeki toplam enerji tüketiminin en büyük kısmını oluşturan süreçlerden biridir. Bu nedenle, oksijen transfer verimliliğinin artırılması amacıyla yapılan araştırmalar, atıksu arıtım alanındaki bilimsel literatürde geniş yer bulmaktadır.

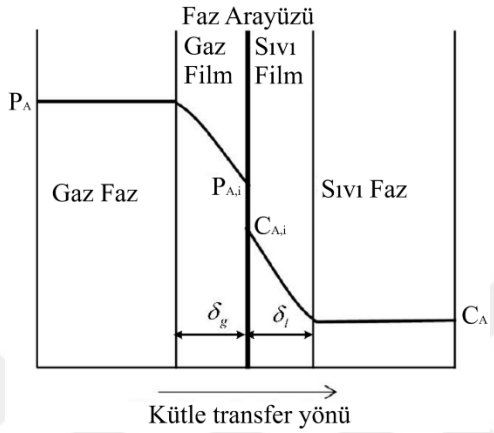
Ayrıca, günümüzde atıksu arıtma tesislerinin su kaynak geri kazanım tesisleri olarak yeniden tanımlanmasıyla birlikte, sadece oksijenin değil, aynı zamanda çeşitli gaz bileşenlerinin (ör. N_2O, CH_4, H_2) çevresel etkileri ve transfer mekanizmaları da ön plana çıkmıştır. Bu durum, arıtma süeçlerinin yalnızca biyolojik etkinlik açısından değil, aynı zamanda iklim etkisi ve kaynak yönetimi perspektifiyle de ele alınması gerektiğini göstermektedir.

Gaz-sıvı kütle transferi modelleri

Gaz–sıvı ara yüzeyindeki kütle transfer süreçlerini açıklamak için literatürde geliştirilmiş başlıca teoriler arasında iki-film teorisi (Lewis and Whitman 1924), penetrasyon teorisi (Higbie 1935) ve yüzey yenilenme teorisi (Danckwerts 1951) yer almaktadır. Bu teoriler, gaz fazından sıvı faza geçişin fiziksel mekanizmalarını açıklamak amacıyla geliştirilmiş olup,

hepsi temelde aynı varsayımı paylaşır: kütle transfer akısı, bir kütle transfer katsayısı ve bir itici kuvvet ile tanımlanabilmektedir.

Bu teoriler arasında en yaygın kabul göreni olan iki-film teorisi, uygulayıcılara sunduğu basitlik ve hesaplama kolaylığı nedeniyle atıksu arıtma uygulamalarında sıkça tercih edilmektedir. Bu teoriye göre, gaz–sıvı ara yüzeyinin her iki tarafında birer sınır tabaka bulunmakta ve bu tabakalarda difüzyon kontrollü bir kütle transferi gerçekleşmektedir. İki film teorisi Şekil 9'da gösterilmiştir.



Şekil 9. İki film teorisinin gösterimi.

İki-film teorisine göre gazın sıvıya geçişi aşağıdaki denklemle ifade edilmektedir:

$$\frac{dC(t)}{dt} = K_L a\big(C^* - C(t)\big) = K_G a(P(t) - P^*)$$

Burada; C*, Henry Yasası'na göre, gaz fazının kısmi basıncı ile denge halinde olan sıvı fazdaki çözeltinin denge konsantrasyonudur. C(t), sıvı fazın ana kütlesindeki çözünen maddenin konsantrasyonudur. P(t), transfer edilen gazın kısmi basıncıdır. P*, Henry Yasası'na göre, ara yüzeydeki gaz basıncıdır.

a = A/V ifadesiyle tanımlanır; burada: A, toplam kabarcık yüzey alanı (m^2), V, toplam sıvı hacmidir (m^3).

Bu denklem, gazın sıvı faza geçişinin, sıvıdaki mevcut oksijen konsantrasyonu ile doygunluk konsantrasyonu arasındaki farktan kaynaklandığını ve bu farkın itici kuvvet olduğunu varsaymaktadır.

Henry Yasası'na göre denge konsantrasyonları şu şekilde ifade edilmektedir:

$$P^* = H\ x\ C\ ve\ P = H\ x\ C^*$$

Burada H, Henry sabiti (L.atm/mol) olarak tanımlanmaktadır. Kütle transfer katsayısı ile ara yüzey alanı birlikte, K_La ya da toplam hacimsel kütle transfer katsayısı (1/gün) olarak adlandırılan tek bir parametreyle ifade edilmektedir.

Yukarıdaki denklemin elde edilmesi için sisteme ilişkin birkaç varsayım yapılmıştır: kütle transferi, gaz–sıvı ara yüzeyinde bulunan iki ince ve durağan film tarafından kontrol edilmektedir. Film boyunca kütle transferi moleküler difüzyon ile gerçekleşmektedir. Gaz ve sıvı fazların ana kütleleri, çözünen madde bakımından homojendir.

İki-film teorisinin temel varsayımlarından hareketle, toplam kütle transfer katsayısının tersi olan $1/K_L$ (sıvı faz bazlı toplam kütle transfer direnci) şu şekilde tanımlanmaktadır:

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{Hk_G}$$

Burada, $1/k_L$ sıvı film direncini, $1/Hk_G$ ise gaz film direncini temsil etmektedir. Benzer şekilde, gaz fazı bazlı toplam kütle transfer direnci $1/K_G$ için de aynı formül geçerlidir.

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{Hk_G} \; ; \; \frac{1}{K_G} = \frac{1}{k_G} + \frac{H}{k_L}$$

Burada, k_L, sıvı faz kütle transfer katsayısıdır [m/gün], H, Henry sabiti [(m³·Pa)/g], k_G, gaz faz kütle transfer katsayısıdır [g/(m²·Pa·gün)].

Gazın sıvıdaki çözünürlüğü düşük olduğunda, Henry sabiti (H) çok yüksek olmakta ve dolayısıyla gaz–sıvı kütle transferindeki asıl direnç sıvı fazında ortaya çıkmaktadır; yani $1/K_L \approx 1/k_L$ olarak kabul edilmektedir. Bu durum, örneğin oksijen kütle transferi için geçerli bir varsayımdır.

Buna karşılık, gazın sıvıda çok iyi çözünebildiği durumlarda, H değeri çok düşük olur ve kütle transferindeki ana direnç gaz fazındadır; yani $1/K_G \approx 1/k_G$ olarak kabul edilmektedir.

İki-film teorisine göre, sıvı ve gaz fazlarındaki kütle transfer katsayıları, ilgili moleküler difüzyon katsayıları (D) ve film kalınlıkları (δ) cinsinden aşağıdaki gibi ifade edilebilmektedir:

$$k_L = \frac{D_L}{\delta_L} \; ; \; k_G = \frac{D_G}{\delta_G}$$

Aktif Çamur Proses Modeli No.1 (ASM1), aerobik arıtımda ince ve kaba kabarcık havalandırma sistemleri için oksijen transfer katsayısını belirlemek için kullanılmaktadır. Havalandırma oranı, havalandırma modelinde oksijen transfer katsayısını (k_La) belirlemektedir. Oksijen transfer katsayısı, ince ve kaba kabarcıklı havalandırma sistemleri arasındaki farkları araştırmak ve simüle etmek için kullanılmaktadır. ÇO konsantrasyonu Co'nun (mg/L) zamansal gelişimi şu şekilde ifade edilebilmektedir:

$$\frac{dC}{dt} = k_L a\ (\ C_s - Co\ )$$

burada k_La (h^{-1}) ve C_s oksijen kütle transfer katsayısı ve ÇO konsantrasyonunun doyma değeridir (Brown and Baillod 1982; ASCE 2006). Yukarıdaki denklem çözüldüğünde, aşağıdaki sonuç elde edilmektedir:

$$C = Co_s - (C_i - C_s)\ \exp(-k_L a t)$$

C_i, ÇO konsantrasyonunun başlangıç değeridir. Zaman kayması t' tanımlanarak denklem yeniden yazılırsa:

$$C = C_s[1 - \exp\{-k_L a(t - t')\}]$$

Burada t = t' anında ÇO konsantrasyonu C = 0 olarak tanımlanırsa zaman t':

$$t' = \frac{1}{k_L a} ln\left(\frac{C_s - C_i}{C_s}\right)$$

olarak bulunabilir. Yukarıdaki $C = C_s - (C_i - C_s)\ \exp(-k_L a t)$ denklem şekli varsayılarak, Newton–Raphson yöntemi kullanılarak en küçük kareler uydurması yapılmaktadır ve k_La, C_i ve C_s'nin katsayıları hesaplanmaktadır. Son denklem'deki katsayıların değerleri kullanılarak t' hesaplanabilmektedir. Son olarak, başlangıç değerinin sıfır olduğu, yani t=0'da C_i=0 olduğu tüm deneysel sonuçlar için t' zaman farkını kaydırarak C eğrisini elde edebilmektedir.

Oksijen İhtiyacı ve Transferi

Atıksu arıtımında en kritik proses adımı olarak oksijen transferi öne çıkmaktadır. Özellikle biyolojik arıtma sistemlerinde, çözünmüş oksijenin yeterli düzeyde sağlanması, mikroorganizmaların metabolik aktivitelerini sürdürebilmeleri açısından hayati önem taşımaktadır. Literatürde, atıksu arıtma tesislerinde oksijen transferine yönelik enerji tüketiminin, toplam işletme maliyetinin %60'ından fazlasını oluşturduğu bildirilmektedir (Krause et al. 2003; Jiang and Stenstrom 2012). Bu nedenle, oksijen transfer parametrelerinin doğru bir şekilde belirlenmesi, yalnızca arıtma performansının optimize edilmesi açısından değil, aynı zamanda sistemin enerji verimliliği ve maliyet etkinliğinin sağlanması bakımından da kritik öneme sahiptir. Oksijen transferi, havalandırma sistemlerinde gaz-sıvı arayüzeyinden difüzyon yoluyla ya da yarı geçirgen zarlar aracılığıyla gazın sıvı faza çözünmesi ile gerçekleştirilmektedir (Rosso et al. 2006). Difüzör tabanlı havalandırma sistemlerinde oksijen transfer verimliliği, sistemin fiziksel ve operasyonel özelliklerine bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Bu parametreler arasında difüzör por çapı, oluşan hava kabarcıklarının çapı, difüzör malzemesi, daldırma derinliği, hava akış hızı, difüzörlerin tank içi yerleşimi ve havalandırıcı yoğunluğu gibi faktörler yer almaktadır (Mahendraker et al. 2005). Bu

değişkenlerin her biri, gaz–sıvı temas yüzey alanını ve dolayısıyla oksijenin sıvı faza geçiş hızını etkileyerek sistemin genel transfer kapasitesini belirlemektedir.

İnce kabarcıklı havalandırma sistemleri, atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan difüzör tabanlı havalandırma teknolojilerinden biridir. Bu sistemlerde hava, difüzörler aracılığıyla suya çok küçük çaplı kabarcıklar şeklinde difüze edilerek, su-altı ortamına iletilmektedir. Oluşturulan ince kabarcıklar, yüksek yüzey/çap oranına sahip olmaları nedeniyle daha geniş bir gaz–sıvı arayüzeyi oluşturarak oksijen transfer verimliliğini artırmaktadır.

Her ne kadar bu sistemler, diğer havalandırma sistemlerine kıyasla daha yüksek enerji tüketimine sahip olsa da, oksijen transfer verimliliği ve biyolojik arıtma performansı açısından daha avantajlı bir çözüm sunmaktadır. Bu yönüyle, özellikle ÇO ihtiyacının yüksek olduğu aktif çamur sistemlerinde tercih edilen bir havalandırma yöntemi haline gelmiştir (Rosso et al. 2006).

Gelişmiş ülkelerde atıksu arıtımı, toplam elektrik enerjisi tüketiminin yaklaşık %1'ini oluşturmaktadır (Kricke 2009). Bu tüketim içerisinde, aktif çamur sistemleri, toplam enerji ihtiyacının %60'ından fazlasını kapsayarak en yüksek enerji gereksinimine sahip alt süreci temsil etmektedir. Bu yüksek enerji tüketiminin temel nedeni, 4 metreyi aşan derinliğe sahip havalandırma tanklarında, biyolojik arıtımın sürekliliğini sağlamak amacıyla sistemin kesintisiz havalandırılması gerekliliğidir.

Havalandırma, difüzörler yardımıyla suya iletilen hava kabarcıkları aracılığıyla gerçekleştirilmekte olup; bu kabarcıklar, çözünmüş oksijenin suya transferini sağlayarak mikroorganizmaların atıksuda bulunan organik besin maddelerini biyolojik olarak parçalayabilmeleri için gerekli ortamı temin etmektedir. Bu nedenle, havalandırma prosesi hem proses verimliliği hem de enerji tüketimi açısından kritik öneme sahiptir.

Oksijen transferi, özellikle sürekli havalandırmalı sistemlerde, çok sayıda hidrodinamik parametreye bağlı olarak gerçekleşen karmaşık bir prosestir. Gaz akış hızı, kabarcık boyutu, kabarcıkların yükselme hızı ve difüzörün yerleşim derinliği gibi faktörler, oksijenin sıvı faza geçiş verimliliğini doğrudan etkilemektedir. Sürekli havalandırmalı sistemlerde, oksijenin sıvıda kullanım oranı genellikle düşük seviyelerde kalmakta; bu durum, enerji verimliliği açısından önemli bir sınırlayıcı unsur oluşturmaktadır.

Modern atıksu arıtma tesislerinde kullanılan difüzörler genellikle 4 ila 6 metre arasında bir daldırma derinliğinde çalışmak üzere tasarlanmakta olup, bu difüzörler aracılığıyla oluşturulan hava kabarcıklarının çapı genellikle 2–4 mm aralığındadır (Hasanen et al. 2006). Bu yapılandırma, havalandırma tankında gerekli çözünmüş oksijenin yaklaşık %50'sinin sağlanmasına olanak tanımaktadır. Dolayısıyla, difüzör tasarımı ve işletme koşulları, oksijen

transferinin hem kinetiğini hem de sistem verimliliğini belirleyen başlıca parametreler arasında yer almaktadır (Motarjemi et al. 1978).

Oksijen kütle transferi

Havalandırma prosesi, hem operasyonel etkinlik hem de maliyet açısından atıksu arıtma sistemlerinin en kritik bileşenlerinden biri olarak değerlendirilmektedir. Bu nedenle, arıtma sistemlerinde uygulanabilir oksijen kütle transferi mekanizmalarının bilimsel temelde anlaşılması büyük önem taşımaktadır. Süreç performansının ve enerji tüketiminin optimize edilebilmesi için, özellikle toplam K_La ile oksijen transfer hızı (OTR) gibi temel parametrelerin doğru bir şekilde belirlenmesi gerekmektedir. Bu doğrultuda, standart koşullarda gerçekleştirilen testlerle bu parametrelerin ölçümüne ilişkin standardize edilmiş yöntemler geliştirilmiştir. Söz konusu yöntemler, hem sistemin havalandırma kapasitesinin nicel olarak değerlendirilmesini hem de havalandırma stratejilerinin enerji verimliliği açısından optimize edilmesini mümkün kılmaktadır.

ASCE 7-02 standart prosedürü ve Avrupa'daki karşılığı olan $NFEN_{12255\text{-}15}$ (2004), temiz su ortamında oksijen transferinin belirlenmesine yönelik en yaygın kabul gören ve standardize edilmiş yöntemler arasında yer almaktadır. Bu prosedürlerin temel amacı, standart oksijen transfer hızı (SOTR) gibi temel havalandırma performans göstergelerinin farklı sistemlerde tekrarlanabilir ve karşılaştırılabilir şekilde ölçülmesini sağlamaktır. SOTR, 20 °C sıcaklıkta, atmosferik basınç altında ve çözünmüş oksijenin sıfır olduğu koşullarda, temiz suya belirli bir süre boyunca aktarılan oksijenin birim zamanda transfer edilen miktarını ifade eder. Bu parametre, farklı havalandırma sistemlerinin verimliliklerinin nesnel şekilde karşılaştırılabilmesini mümkün kılar ve tasarım ile işletme stratejilerinde temel bir referans değeri olarak kullanılır. SOTR değeri aşağıdaki şekilde ifade edilir:

$$SOTR = K_L a_{CW,20} Do^*_{20} V$$

SOTR, temiz su ortamında, 20 °C sıcaklık ve 1 atm atmosferik basınç altında, ÇO konsantrasyonunun sıfır (0 g/L) olduğu varsayımıyla hesaplanan, birim zamanda aktarılan oksijen miktarını temsil eder ve genellikle (g/gün) birimiyle ifade edilir. Bu parametre, farklı havalandırma sistemlerinin performansını karşılaştırmak için kullanılan referans bir ölçüttür.

SOTR hesaplamasında kullanılan değişkenlerden biri olan $K_La_{CW,20}$, 20 °C sıcaklık ve 1 atm basınç altında temiz su koşulları için belirlenmiş toplam hacimsel kütle transfer katsayısını ifade eder ve birimi (1/gün) 'dür. Diğer bir önemli parametre olan Do^*_{20}, aynı koşullarda (20 °C, 1 atm) sudaki oksijenin doygunluk konsantrasyonu olup birimi (g/m^3) şeklindedir. V ise,

havalandırma sisteminde gaz-sıvı etkileşiminin gerçekleştiği toplam hacmi temsil eder ve (m^3) cinsinden ölçülür.

Havalandırma tanklarında gerçek oksijen transfer hızının (AOTR) doğru şekilde hesaplanabilmesi için, standart koşullar altında elde edilen SOTR değeri çeşitli düzeltme katsayılarıyla modifiye edilmelidir. Bu düzeltmeler, atıksuyun fiziksel ve kimyasal bileşimi, sıcaklık, atmosferik basınç ve işletme koşulları gibi çevresel ve operasyonel parametreleri dikkate alarak yapılır.

Söz konusu çevresel etkenler, yalnızca gaz–sıvı sistemindeki kütle transferini yönlendiren itici kuvveti değil, aynı zamanda oksijen transferine karşı oluşan difüzyon direncini ve gaz-sıvı arayüzey alanını (a) da önemli ölçüde etkiler. Dolayısıyla, SOTR'nin bu etkenlerle düzeltilmesi, gerçek proses koşullarında sistemin oksijen transfer kapasitesini doğru tahmin etmek açısından büyük önem taşır.

AOTR, aşağıdaki genel ifade ile hesaplanır:

$$AOTR = \alpha F K_L a_{CW,20}(\beta \tau \Omega Do^*_{20} - C(t))\theta^{T-20}V$$

AOTR, bir atıksu arıtma sisteminde gerçek işletme koşullarında oksijenin sıvı faza transfer hızını ifade eder (g/gün). $K_La_{CW,20}$, 20 °C sıcaklık ve 1 atm basınç altında, temiz su koşullarında belirlenen toplam hacimsel kütle transfer katsayısıdır (1/gün). α, proses ortamındaki kütle transfer verimliliğinin, temiz su ortamına göreceli oranını ifade eden düzeltme katsayısıdır. F, havalandırma ekipmanlarında zamanla meydana gelen kirlenme (örneğin, difüzör tıkanmaları, biyofilm oluşumu) nedeniyle oluşan performans düşüşünü gösteren kirlenme faktörüdür. Bu faktör, sistemin yeni durumdaki performansına göre mevcut durumdaki performansını tanımlar. β, proses suyunda oksijenin doygunluk konsantrasyonunun, temiz sudaki doygunluk konsantrasyonuna oranıdır; çözünürlük farklılıklarını yansıtır. İşletme sıcaklığındaki oksijenin doygunluk konsantrasyonunun, 20 °C'deki karşılık gelen doygunluk değerine oranı olup, sıcaklık düzeltmesi sağlar. Ω, atmosferik basınçtan sapmalara karşı, doygunluk konsantrasyonunun düzeltilmesini sağlayan katsayıdır. C^*_{20}, 20 °C ve 1 atm basınçta oksijenin temiz sudaki doygunluk konsantrasyonudur (g/m^3). C(t), belirli bir zaman diliminde karışık sıvı içinde ölçülen ÇO konsantrasyonudur (g/m^3). θ, sıcaklık değişimlerinin K_La üzerindeki etkisini yansıtan sıcaklık düzeltme katsayısıdır. T, karışık sıvının sıcaklığıdır (°C). V, havalandırılan sıvı hacmini ifade eder (m^3).

Oksijen temini, dağıtımı ve iletimi

Etkili bir havalandırma stratejisinin geliştirilmesi, yalnızca AOTR'nin doğru bir şekilde tahmin edilmesini değil, aynı zamanda bu oksijenin mekânsal ve zamansal dağılımının da

hassas biçimde modellenmesini gerektirir. Havalandırma sisteminin başarısı, biyolojik reaktörün herhangi bir bölgesinde oksijen eksikliği ya da fazlasının oluşmasının önlenmesine, dolayısıyla mikrobiyolojik süreçlerin optimum koşullarda sürdürülmesine bağlıdır.

Bu kapsamda, hava iletiminin mekânsal modellemesi, havanın havalandırma tankındaki tüm noktalara uygun basınçta ve debide ulaşmasını sağlamak için kritik önemdedir. Bu modelleme, oksijenin yalnızca transfer verimliliğini değil, aynı zamanda dağılım homojenliğini, reaktör içi karışım kalitesini ve difüzör yerleşiminden kaynaklanan lokal farklılıkları da dikkate almalıdır.

Aksi hâlde, biyolojik dönüşüm süreçlerinde heterojenlik meydana gelir ve bu durum hem süreç kinetiklerinin sapmasına hem de oksijen fazlası nedeniyle gereksiz enerji tüketimine yol açabilir. Bu bağlamda, doğru konum, zamanlama ve miktarda hava temini; proses verimliliğinin artırılması, enerji optimizasyonu ve işletme maliyetlerinin azaltılması açısından kaçınılmazdır (Amaral et al. 2017).

Günümüzde, havalandırma operasyon maliyetlerini azaltma hedefiyle düşük ÇO konsantrasyonlarına dayalı proseslere olan ilgi önemli ölçüde artmıştır. Bu eğilim, havalandırma sisteminin daha ayrıntılı ve dinamik hava dağılım modelleriyle temsil edilmesini gerekli kılan temel bir itici güç olmuştur. İlk geliştirilen aktif çamur modellerinde genellikle ≥2 mg/L'lik ÇO hedefleri benimsenmiş olup, bu yaklaşım hem kontrol esnekliğini sınırlandırmış hem de gereksiz enerji tüketimine yol açmıştır.

Ancak son yıllarda, parsiyel nitritasyon/anaerobik amonyum oksidasyonu (ANAMMOX), eşzamanlı nitrifikasyon–denitrifikasyon, biyolojik kısayol azot giderimi ve amonyak bazlı havalandırma kontrolü gibi düşük ÇO teknolojilerinin gelişimiyle birlikte, hedeflenen ÇO seviyeleri genellikle yarı doygunluk sabiti (K) seviyesine yakın ya da daha düşük değerlere indirgenmiştir. Bu hassas operasyon koşullarında, simülasyonda meydana gelebilecek küçük sapmalar dahi, biyolojik dönüşüm süreçlerinde belirgin performans kayıplarına neden olabilmektedir.

Dolayısıyla, basitleştirilmiş modeller, havanın sistem içerisindeki mekânsal heterojen dağılımını dikkate alamadığı için yetersiz kalmakta; bu da oksijen transferinin yalnızca sıvı kütlede değil, aynı zamanda havalandırma sisteminin tüm bileşenlerinde modellenmesini zorunlu kılmaktadır. Bu kapsamda modellemeye dâhil edilmesi gereken üç temel bileşen şunlardır:

- Hava temini – üfleyici (blower) sistemlerin debi, basınç ve verimlilik profili.

- Boru hattı içi hava dağılımı – hava akışının ağ içindeki hidrolik davranışı ve basınç düşümleri.
- Hava iletimi – daldırılmış difüzörler aracılığıyla sıvı faza gerçekleştirilen oksijen transferi.

Bu bütüncül modelleme yaklaşımı, sistemin oksijen arzının gerçek zamanlı oksijen talebiyle uyumlu hâle getirilmesini hedefleyen optimize edilmiş bir kontrol stratejisinin temelini oluşturur. Böylece yalnızca biyolojik proses verimliliği değil, aynı zamanda enerji tüketiminin minimize edilmesi de sağlanabilir (Schraa et al. 2017).

Havalandırma tanklarında hava iletimi, biyolojik arıtma performansını doğrudan etkileyen oksijen transferinin sürekliliği ve homojenliği açısından kritik öneme sahiptir. Bu iletim süreci, temel olarak üfleyici sistemleri tarafından sağlanan hava basıncına dayanır. Ancak sistemdeki hava basıncının etkili bir şekilde havalandırma tankına iletilmesi, yalnızca üfleyici kapasitesine değil, aynı zamanda hava iletim hattında karşılaşılan basınç kayıplarının büyüklüğüne ve dağılımına da bağlıdır.

Teorik yaklaşımlara göre, sistemdeki en yüksek basınç düşümlerinin, havanın difüzörler aracılığıyla sıvı faza geçişini sağlayan noktalarda ve akışı kontrol eden vanalarda yoğunlaşması beklenmektedir. Bu noktalar, sistemde hava akımının en çok dirençle karşılaştığı bileşenlerdir. Ancak uygulamada, hava iletim sistemini oluşturan boru hatları, dirsekler, kaplinler, bağlantı elemanları, debimetreler ve geçiş noktaları gibi diğer bileşenlerde de kayda değer basınç kayıpları meydana gelebilmektedir. Bu kayıplar, sistemin genel basınç profilini değiştirerek, havanın istenilen debi ve basınçta difüzörlere ulaşmasını engelleyebilir.

Bu durum, havalandırma tankında mekânsal olarak dengesiz bir hava dağılımı oluşturabilir ve aerasyon verimliliğini düşürerek sistemin enerji tüketimini artırabilir. Bu nedenle, yalnızca bireysel bileşenlerin değil, tüm hava iletim ağının bir bütün olarak modellenmesi ve optimize edilmesi gereklidir. Böylece, sistem genelinde eşit hava dağılımı sağlanarak, hem biyolojik arıtma proseslerinin verimliliği artırılabilir hem de enerji tüketimi minimize edilebilir.

Sistem içerisinde havanın eşit şekilde dağılmaması, oksijen transferinde dengesizliklere yol açarak süreç performansını olumsuz yönde etkileyebilir. Bu tür bir dengesizlik, özellikle bazı bölgelerde aşırı oksijen beslemesine neden olarak enerji verimliliğini düşürmekte ve işletme maliyetlerini artırmaktadır. Literatürde yaygın olarak benimsenen hava dağıtım modelleri, çoğunlukla yalnızca difüzör konfigürasyonlarını dikkate almakta ve hava akış dinamiklerinin bütüncül bir analizini içermemektedir. Bu modeller, klasik aktif çamur sistemleri veya yüksek ÇO düzeylerinde çalışan biyofilm tabanlı proseslerin ön tasarım

aşamalarında belirli bir yeterlilik sunsa da, blower kapasitesinin belirlenmesi ya da boru hattı üzerindeki hidrolik kısıtlamaların öngörülmesi konusunda önemli yetersizlikler barındırmaktadır.

Bu nedenle, gerçekçi ve yüksek doğrulukta bir hava iletim analizi yapılabilmesi için sistemde yer alan tüm bileşenlerin entegre şekilde modellendiği kapsamlı bir yaklaşım gereklidir. En ideal yöntem, sistemdeki basınç kayıplarının geriye doğru hesaplandığı, her bir noktadaki basınç dağılımının dinamik olarak simüle edilebildiği gelişmiş bir ağ modelinin kullanılmasıdır. Bu tür ayrıntılı modeller, enerji verimliliğini artırmak ve proses optimizasyonunu sağlamak amacıyla özellikle modern atıksu arıtma tesislerinin tasarımı ve işletilmesinde kritik öneme sahiptir (Alex et al. 2002; Amerlinck et al. 2016; Arnell 2016; Amaral et al. 2017; Schraa et al. 2017). İdeal yaklaşım, havalandırma sisteminin her bir bileşenindeki basınç düşüşlerinin geriye doğru, yani çıkıştan kaynağa doğru sistematik olarak hesaplandığı ve böylece sistemin tamamında, özellikle de her bir dağıtım noktasında basınç dağılımının doğru bir şekilde tahmin edildiği dinamik bir ağ modelinin uygulanmasıdır. Bu tür bir modelleme, yalnızca difüzörlerin yerleşimini değil; aynı zamanda boru çapları, boru uzunlukları, bağlantı elemanları, vana konumları ve blower kapasitesi gibi fiziksel ve operasyonel parametreleri de dikkate alır.

Bu dinamik ağ modeli, sistemdeki hava akışının ve basınç profillerinin zamana bağlı olarak nasıl değiştiğini simüle edebilir ve olası dengesizlikleri önceden tespit ederek enerji kayıplarını azaltmak için optimize edici önerilerde bulunabilir. Böylece, oksijen transferi daha eşit bir şekilde sağlanarak hem havalandırma verimliliği artırılır hem de işletme maliyetleri azaltılır. Bu yaklaşımla, hem ilk tesis tasarımında hem de mevcut sistemlerin iyileştirilmesinde daha isabetli ve güvenilir mühendislik çözümleri geliştirmek mümkün hale gelir (Arnell 2016).

Oksijen Transfer Verimliliği

Oksijenin su-gaz transfer hızı, büyük ölçüde sıvı fazdaki kütle transferine bağlıdır ve oksijen oldukça uçucu bir gazdır. Bu durumda, oksijen konsantrasyonundaki zamana bağlı değişim, birinci dereceden kinetik bir süreç olarak modellenebilir. Bu tür bir süreç için oksijen konsantrasyonundaki değişim aşağıdaki diferansiyel denklemle ifade edilir:

$$\frac{dC}{dt} = K_L \frac{A}{V}(C_s - C)$$

Yukarıda verilen denklemde, C ÇO konsantrasyonunu, K_L sıvı filmindeki oksijen için kütle transfer katsayısını, A gaz transferinin gerçekleştiği ara yüzey alanını, V ise ilgili hacmi ifade etmektedir. C_s, sıvı fazdaki doymuş oksijen konsantrasyonu olup, gaz fazı ile sıvı faz arasında dengeye ulaşılan değerdir. Zaman değişkeni t olarak tanımlanmıştır. A/V oranı,

genellikle spesifik yüzey alanı (a) ya da birim hacim başına düşen ara yüzey alanı olarak adlandırılır. Bu bağlamda, C_s atmosferik ve su sınır koşullarına bağlı olarak sabit kabul edilir ve zaman içinde değişmediği varsayılır. Bu sabitlik altında, diferansiyel denklemin integrasyonu sonucunda oksijen transfer konsantrasyonu aşağıdaki şekilde ifade edilir (Gulliver et al. 1997):

Yukarıdaki diferansiyel eşitlik çözüldüğünde birim zamandaki ÇO konsantrasyonu (C) aşağıdaki gibi bulunur:

$$C = C_s - (C_s - C_0)e^{-k_{La}t}$$

Yukarıdaki eşitlikte C_0 değeri belirli sıcaklıktaki çözeltide bulnan mg/L olarak başlangıçtaki ÇO konsantrasyonunu, C_s değeri verilen sıcaklıktaki çözeltideki mg/L olarak ÇO doygunluk değerini, K_La değeri çözeltiye verilen sıcaklıkta transfer edilen (1/zaman) olarak oksijen transfer katsayısını göstermektedir.

Hidrolik yapının akışın yukarısında ve aşağısında ÇO konsantrasyonu ölçülebilmektedir. Eğer doygunluk konsantrasyonunun atmosfer ile dengeye ulaştığı varsayılırsa, ÇO ölçümlerine bağlı kalmaksızın oksijen transfer verimliliği E tahmin edilebilir. Bu yaklaşım, denklemin sağ tarafındaki integralin hesaplanmasını gereksiz kılarak, yalnızca ÇO ölçümleri kullanılarak doğrudan belirlenmesine olanak sağlar. Ancak, Johnson (1984) ve Gulliver et al. (1997) gibi araştırmacılar, atmosferle dengeye ulaşmanın kesin bir varsayım olmadığını vurgulamışlardır. Bu durum, havanın giriş yapması ve hava kabarcıklarının oluşması nedeniyle kabarcık içerisindeki gaz basıncı ve sıcaklığının zamanla değişmesinden kaynaklanmaktadır.

Karbonlu organik bileşiklerin ve azotlu maddelerin oksidasyonu, bakteri sentezi ile bakteri hücrelerinin endojen solunumu için gerekli enerji, havalandırma tankındaki atıksuda bulunan ÇO aracılığıyla sağlanmaktadır. Havalandırma tanklarının performansı büyük ölçüde oksijen konsantrasyonuna bağlıdır; oksijen miktarının artırılması enerji tüketimini yükseltmekte ve işletme maliyetlerinde gereksiz artışlara yol açarken, oksijen seviyesinin yetersiz kalması mikroorganizmaların metabolik aktivitelerini kısıtlayarak süreç verimliliğinin düşmesine sebep olmaktadır. Bu nedenle, sisteme sağlanan oksijen miktarı, atıksudaki biyolojik oksijen talebini karşılayacak seviyede tutulmalı ve prosesin etkin bir şekilde yürütülmesini sağlamalıdır (US EPA 2012).

Aktif çamur tesislerinde oksijen ihtiyacı, ilgili mikrobiyolojik süreçlere bağlı olarak dört ana kategoriye ayrılabilir:

1. Substrat metabolizması: Atık sudaki bozunabilir organik maddelerin oksidasyonu için gereken oksijen tüketimini ifade eder.

2. Endojen solunum: Çamurda biriken ölü biyokütle ile yavaş bozunan organik maddelerin ayrışması sırasında gerçekleşen oksijen kullanımıdır.

3. Nitrifikasyon: Amonyak azotunun nitrit ve nitrata okside edilmesi sürecinde ihtiyaç duyulan oksijeni kapsar.

4. Denitrifikasyon: Anaerobik koşullarda nitratın azot gazına indirgenmesi süreci olup, genellikle oksijen ihtiyacı daha azdır veya farklı koşullar gerektirir.

Bu sınıflandırma, proses kontrolü ve oksijen yönetimi açısından kritik öneme sahiptir.

Oksijen Transfer Modeli

Biyolojik reaktörlerde oksijen tüketimi, aerobik biyokütle büyümesi sırasında gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonlar nedeniyle oluşur ve bu, biyokinetik modellerde diferansiyel denklemlerle ifade edilen reaksiyon terimleri aracılığıyla tanımlanır.

Oksijenin gaz fazından sıvı faza kütle transferi ise, genellikle iki film teorisi (Whitman 1962) kullanılarak modellenir. Bu teoriye göre, gaz ve sıvı arasındaki kütle transferi, her iki fazda da oluşan ince direnç tabakaları tarafından kontrol edilir.

Lewis and Whitman (1924) tarafından geliştirilen denklem ise bu kütle transferini nicel olarak hesaplamak için kullanılır ve genel formu şu şekildedir:

$$\frac{dC}{d_t} = K_L a\ (C_s - C) - r_M$$

Burada; C reaktördeki ÇO konsantrasyonu ($g.m^{-3}$), $K_L a$ sıvı fazdaki hacimsel kütle transfer katsayısı ($gün^{-1}$), C_s sıvı fazda ÇO için doyma konsantrasyonu ($g.m^{-3}$), r_M sistemdeki oksijen tüketim hızıdır ($g.m^{-3}.gün^{-1}$). Bu parametreler, biyoreaktörde oksijen kütle transferi ve tüketim hızının modellenmesinde kullanılır. Denklemin genel yapısı, reaktör içindeki oksijen seviyesinin kütle transferi ile artışı ve mikroorganizmalar tarafından tüketimi arasındaki dengeyi ifade eder.

Denklem, istenen ÇO konsantrasyonunu korumak için gerekli olan $K_L a$ (kütle transferi katsayısı) değerini hesaplamak için kullanılabilir. Bu kütle transferine ulaşmak amacıyla, difüzörler veya tanklara hava veren diğer havalandırma ekipmanları gibi cihazların özellikleri dikkate alınmalıdır.

Tasarım farklılıkları, kabarcık özelliklerinde değişikliklere yol açar ve böylece oksijen transfer hızı farklılık gösterir. Bu fark, kabarcık içindeki hava ile kabarcık boyutuyla artan hacimsel sıvı arasındaki arayüzey hız gradyanına bağlıdır (Rosso et al. 2008).

Havalandırma cihazlarının oksijen transfer verimliliği, standart koşullar altında temiz su içinde yapılan standart testlerle ölçülür (ASCE 2007). Bu ölçüme Standart Oksijen Transfer Verimliliği denir. İnce gözenekli difüzörlerde SOTE, tasarım konfigürasyonuna ve hava akışına bağlı olarak değişiklik gösterir.

Ayrıca, atık sudaki kirletici maddeler oksijen transferini olumsuz yönde etkileyebilmektedir (Rosso and Stenstrom 2006; Amerlinck et al. 2016). Atık sudaki oksijen transferinin hız sınırlayıcı etkileri, α faktörü olarak adlandırılan bir katsayı ile ifade edilir ve bu faktör aşağıda hesaplanmaktadır:

$$\alpha = \frac{K_L a_{WW}}{K_L a_{CW}}$$

Karışık Sıvıda Askıda Katı Maddeler (MLSS)

Karışık sıvıda askıda katı maddeler (MLSS), aktif çamur prosesinin havalandırma tankında bulunan biyolojik katılar ve diğer askıda katı maddelerin toplamını ifade eder. Burada "karışık sıvı", içinde AKM'lerin süspansiyon halinde bulunduğu sıvı ortamdır.

MLSS ölçümü için genellikle küçük bir karışık sıvı numunesi alınır ve cam elyaf filtre kullanılarak süzülür. Ancak bu yöntem, katı maddelerin organik ve inorganik fraksiyonlarını ayırt etmez. Organik ve inorganik katıların ayrımı ise, süzülen katıların yaklaşık 500±50 °C sıcaklıkta yakılmasıyla gerçekleştirilir. Bu işlem sonucunda organik maddeler yanarak azalır, geriye kalan ise inorganik fraksiyondur.

İkincil sedimantasyon sürecinin davranışını daha iyi analiz edebilmek için, organik fraksiyonun konsantrasyonu mg/L cinsinden belirlenir. Organik fraksiyon, karışık sıvıda uçucu askıda katı maddeler olarak adlandırılır ve MLVSS olarak ifade edilir (US EPA 2012).

Karışık Sıvıda Uçucu Askıda Katı Maddeler (MLVSS)

Aktif çamur içerisinde bulunan mikroorganizmalar ve diğer organik maddelerin oluşturduğu süspansiyona MLVSS denir. Reaktördeki biyolojik katılar, genel olarak Toplam Askıda Katılar (AKM) ve Uçucu Askıda Katılar (VSS) olmak üzere iki gruba ayrılır.

AKM belirlenirken, atık su örneği standart cam elyaf filtre kullanılarak süzülür ve 103–105 °C'de etüvde kurutulur. Filtre kağıdının ağırlığındaki artış, AKM miktarını verir.

Geri devredilen çamur ile giriş atık suyu karıştırılarak oluşturulan karışıma ise MLSS ve MLVSS denir.

MLVSS miktarını belirlemek için, süzülen katılar 550 °C'de yakılır ve katı içindeki uçucu madde miktarı hesaplanır. Yakma işleminden sonra kaybedilen ağırlık, MLVSS miktarını verir.

Bunun yanında, bulunan katılar ikiye ayrılır:

- nbVSS: Biyolojik olarak parçalanmayan uçucu askıda katılar
- iTSS: İnert inorganik toplam askıda katılar

Ayrıca, BOİ ölçümü laboratuvarda beş günlük testlere dayanır ve dünya çapında kabul görmüştür. Bu nedenle ölçüm genellikle $BOİ_5$ (5 günlük BOİ) olarak ifade edilir. Nihai BOİ değerini hesaplamak uzun sürdüğünden, pratikte $BOİ_5$ kullanımı yaygındır.

Çamur Hacim İndeksi (SVI)

Çamur çökeltme kabiliyetini değerlendirmek için SVI en uygun ve yaygın kullanılan parametrelerden biridir. SVI, biyolojik sistemlerde katı-sıvı ayrımının etkinliğini belirleyen kritik bir faktör olarak kabul edilir. Özellikle aktif çamur sistemlerinde, flok yapısı ile doğrudan ilişkilendirilir ve filamentli bakterilerin miktarını ve etkisini inceleyen çalışmalar için önemli bir göstergedir.

SVI'nin düşük olması, iyi çökelme ve yoğun katı ayrımı anlamına gelirken, yüksek SVI değerleri çamurun zayıf çökelme özelliklerine ve olası operasyonel sorunlara işaret eder. Bu nedenle, SVI aktif çamur proseslerinin performans takibinde önemli bir parametredir. (Mesquita et al. 2008).

SVI, operatörler için en kolay ve hızlı ölçüm yöntemlerinden biridir; yalnızca bir litrelik dereceli bir beher gerektirir. SVI'nın ölçüm sıklığı, tesis içerisindeki katıların çökelme performansına bağlı olarak değişir. Eğer çıkış suyundaki AKM miktarı ve çamur örtüsü seviyeleri sürekli düşük tutuluyorsa, en iyi uygulama SVI'nın haftada en az bir kez hesaplanmasıdır.

Operatörlerin elinde ne kadar çok veri varsa, tesis performansındaki olası değişiklikleri gerçek sorunlar ortaya çıkmadan önce fark etme ve önlem alma şansları da o kadar artar. Bu nedenle, düzenli SVI takibi, aktif çamur sisteminin sağlıklı çalışmasını destekleyen önemli bir uygulamadır.

$$SVI = \frac{\left(\text{Çöken çamur hacmi } \left(\frac{mL}{L}\right)\right) * \left(1000 \frac{mg}{g}\right)}{MLSS \left(\frac{mg}{L}\right)}$$

Organik Madde/Mikroorganizma Oranı (F/M)

Organik madde/mikroorganizma oranı, proses çalışma koşullarını ve tasarımlarını tanımlamak için yaygın olarak kullanılan önemli bir parametredir. Bu oran, beklenen BOİ veya KOİ giderme verimliliğinin belirlenmesinde temel bir göstergedir.

F/M oranı düşük olduğunda, BOİ giderme verimliliği genellikle artar. Ancak, F/M oranının çok düşük seviyelere inmesi bazı işletme sorunlarına yol açabilir; bunlar arasında çamur kabarması, deflokülasyon (flokların parçalanması) ve köpüklenme gibi problemler yer alır.

Öte yandan, F/M oranı yüksek olduğunda, beyaz, köpüklü ve özellikle stabil olmayan köpük oluşumu gözlenebilir.

Literatürde, F/M oranının tipik değerleri şu şekildedir:

- Uzun havalandırmalı aktif çamur prosesleri için: 0,05 – 0,15 kg BOİ / kg MLSS / gün
- Konvansiyonel aktif çamur prosesleri için: 0,2 – 0,5 kg BOİ / kg MLSS / gün

Bu değerler, prosesin sağlıklı ve verimli çalışması için kritik referans aralıklarını göstermektedir.

Çözünmüş Oksijen (ÇO)

Organik madde yüklü arıtılmamış atık suların akarsulara deşarjında en olumsuz etki, mikroorganizmaların solunumu sonucu ÇO seviyesinin düşmesidir. Çözünmüş oksijen, su kütlelerinde kirlilik düzeyinin ve kendi kendini temizleme kapasitesinin belirlenmesinde basitçe ölçülebilen ve ifade edilebilen önemli bir parametredir.

Normal sıcaklık ve basınç koşullarında suda bulunan ÇO konsantrasyonu yaklaşık 9 mg/L olup, düşük çözünürlüğü nedeniyle su oksijenden fakirdir.

Ayrıca, çözünmüş oksijen, bir çözeltide gaz halindeki oksijenin suda çözünmüş miktarının bir ölçüsüdür. Oksijen, suyla kimyasal reaksiyona girmeden kolayca çözünür ve su molekülleri arasında mikroskobik kabarcıklar halinde bulunur. Çözünen oksijen miktarı genellikle doygunluk yüzdesi olarak veya litre su başına miligram (mg/L) cinsinden konsantrasyon olarak ifade edilir.

Teorik olarak, bir çözelti içindeki ÇO miktarı üç ana faktöre bağlıdır:

a. Su Sıcaklığı

Sıcaklık arttıkça oksijenin su içindeki çözünürlüğü azalır. Yani, su ne kadar soğuksa o kadar fazla ÇO içerir. Ayrıca sıcaklık, oksijenin difüzyon hızını da etkiler; bu nedenle standart ÇO ölçümlerinde sıcaklık kompanzasyonu yapılması gerekir.

b. Tuzluluk

Tuzluluk seviyesi düştükçe suyun içindeki ÇO miktarı artar. Su içindeki tuzların varlığı, oksijenin çözünürlüğünü sınırlar; dolayısıyla kısmi basınç ile oksijen konsantrasyonu arasındaki ilişki numunenin tuzluluğuna göre değişir.

c. Atmosferik Basınç

Çözünmüş oksijenin miktarı çevre atmosfer basıncı ile doğru orantılıdır. Basınç düştüğünde suda ÇO miktarı da azalır.

Bu faktörlerin bilinmesi ve kontrol edilmesi, doğru ve güvenilir ÇO ölçümleri için önemlidir.

Havalandırıcı Güç Tüketimi

Havalandırıcıların enerji tüketimi, atıksu arıtma tesislerinin toplam işletme maliyetlerinin yaklaşık %60 ila %80'ini oluşturmaktadır (Descoins et al. 2012). Havalandırma, genellikle iki ana yöntemle sağlanmaktadır: döner türbin kullanımıyla sıvının karıştırılarak sirküle edilmesi veya reaktörün tabanına yakın konumlandırılmış difüzörler aracılığıyla hava kabarcıklarının sisteme enjekte edilmesi. Aktif çamur prosesleri açısından kritik öneme sahip olan oksijen, suda oldukça düşük çözünürlüğe sahiptir. Oksijenin gaz fazından sıvı faza geçişinde kütle transferine karşı direnç, gaz tarafına kıyasla sıvı fazda çok daha yüksek düzeydedir. Bu bağlamda, çift film teorisine göre gazdan sıvıya aktarılan oksijenin kütle akı hızı F [Mt^{-1}], aşağıdaki şekilde ifade edilmektedir:

$$F = k_L a V_L (C_s - C)$$

Bu denklemde, C_s ($g.m^{-3}$)sıvı fazdaki oksijenin doygunluk konsantrasyonunu, V_L (m^3) havalandırılan sıvı hacmini, k_L ($m.gün^{-1}$) sıvı fazına ait oksijen kütle transfer katsayısını ve a (m^{-1}) ise özgül arayüzey alanını ifade etmektedir. Ancak, aktif çamur reaktörlerinde karşılaşılan türbülanslı ve kompleks akış koşulları nedeniyle k_L ve a değerlerine ayrı ayrı erişmek oldukça zordur. Bu nedenle, gazdan sıvı faza olan oksijen kütle transferi genellikle bu iki parametrenin çarpımı olan k_La faktörü ile temsil edilerek tanımlanmaktadır.

Atıksu ve karışık sıvılar, saf hava-su sistemlerine kıyasla çok daha karmaşık yapıya sahiptir. Gerçekten de, bu sistemlerde k_La üzerinde önemli etkisi bulunan birçok kirletici bulunmaktadır (Painmanakul et al. 2008). Ayrıca, aktif çamur Newtonyen olmayan bir akışkan

olarak davranmakta olup, bu davranış büyük ölçüde AKM konsantrasyonu, atıksu mukavemeti, atıksu tipi ve reaktör performansına bağlıdır (Seyssiecq et al. 2003). Aktif çamurun viskozitesi, çözünmüş oksijenün konvektif taşınım oranını etkilediğinden, kütle transfer katsayısı k_La üzerinde kayda değer bir etkiye sahiptir. Bu karmaşık ortamın kütle transfer hızı üzerindeki tüm etkileri, atıksu ve karışık likör koşullarında genellikle 1'den küçük bir faktörle temsil edilmekte olup, bu durum şu şekilde ifade edilir:

$$\alpha = \frac{k_L a_{Karışım\ suyu}}{k_L a_{Saf\ Su}}$$

Daha önce bahsedilen birçok faktöre ek olarak, α (özgül arayüz alanı) aynı zamanda kullanılan havalandırıcı tipine bağlıdır, çünkü bu değer arayüz alanını doğrudan etkiler. α çeşitli korelasyonlar kullanılarak tahmin edilebilmekle birlikte, her aktif çamur prosesi için farklılık gösterdiğinden, mevcut atıksu arıtma tesislerinde deneysel olarak belirlenmesi daha sağlıklı ve tercih edilen bir yöntemdir.

Havalandırma sistemi, genellikle Ardışık Aktif Sistemler (AAS) gibi yalnızca sabit kapasitede işletildiğinde, havalandırıcıların güç tüketimi havalandırma süresi ile doğru orantılıdır. Aslında, diffüzörlü havalandırıcıların elektrik tüketimi, sıvının reolojik özelliklerinden neredeyse bağımsızdır. Öte yandan, yaygın olarak kullanılan yüzey havalandırıcılar için işletim hızları ve karışık sıvıdaki tipik AKM konsantrasyonları dikkate alındığında, pervanenin çevresindeki akış tamamen türbülanslıdır; bu nedenle havalandırıcıya giren enerji miktarı ortamda bulunan AKM konsantrasyonundan etkilenmemektedir (Kim et al. 2000; Chachuat et al. 2001). Bu sebeple, AAS'lerde havalandırıcı enerji girişinin minimize edilmesi hedefleniyorsa, havalandırma periyotlarının süresini kısaltmak en etkili yöntem olarak öne çıkar; böylece eşdeğer parasal maliyet hesaplarına gerek kalmamaktadır. Ancak, birçok çalışmada bu varsayım örtük olarak kabul edilmesine rağmen, tamamen türbülanslı akış koşullarının elde edilen k_La değerinin AKM konsantrasyonundan kesinlikle bağımsız olduğu anlamına gelmediği dikkat çekicidir.

Yukarıda bahsedilen özel durumlar haricinde, havalandırma güç tüketimi maliyetlerinin tahmini için maliyet fonksiyonlarının kullanılması gerekmektedir. Havalandırma maliyetleri, güç girdisinin kilovatsaat (kWh) başına gerçek maliyet ile çarpılması yoluyla basitçe hesaplanabilir. Ancak bu yaklaşım, havalandırma maliyetlerinin oksijen transfer hızına F doğrudan orantılı olduğunu ve havalandırıcı verimliliğinin reaktördeki ÇO konsantrasyonuna bağlı olduğunu varsaymaktadır ki, bu varsayım açıkça hatalıdır.

Karıştırma Güç Tüketimi

Aktif çamur reaktörleri, homojenliğin sağlanması ve özellikle biyokütlenin süspansiyon halinde tutulması amacıyla mekanik olarak karıştırılmaktadır. Aksi takdirde çamurun çökelmesi, reaktör hacminin etkin kullanımını azaltmakta ve çamur tabakasında istenmeyen anaerobik koşulların oluşmasına neden olabilmektedir.

Aerobik reaktörlerde, ekonomik etkenler göz önünde bulundurularak, havalandırma sistemleri çoğunlukla karıştırma gereksinimlerini de karşılayacak şekilde tasarlanmaktadır. Buna karşın, anoksik ve anaerobik reaktörlerde karıştırma işlemi genellikle düşük devirli dalgıç karıştırıcılar aracılığıyla gerçekleştirilmektedir.

Sıralı havalandırmalı sistemlerde, karıştırma ve havalandırma işlemleri birbirinden ayrılmıştır: havalandırmanın kapalı olduğu periyotlarda karıştırıcı devrede olurken, havalandırma açık olduğunda gerekli karıştırma işlevi difüzörler aracılığıyla sağlanır. Ancak, havalandırmasız periyotlar çok uzun olmadığı sürece, ilave bir karıştırıcı kullanımı gerekmeyebilir; bu da ekipman ve enerji maliyetlerinde tasarruf sağlar.

Soğuk İklimlerde Aktif Çamur Sistemleri

Atıksu arıtma tesisleri üzerindeki en kritik operasyonel parametrelerden biri sıcaklıktır; zira sıcaklık aralığı, mikrobiyal toplulukların büyümesi, metabolik faaliyetleri, üremesi ve hayatta kalması üzerinde doğrudan belirleyici bir rol oynamaktadır (Luo et al. 2020). Düşük sıcaklık koşullarında enerji düzeyi ve moleküler hareketlilik azaldığından, mikrobiyal aktivite önemli ölçüde sınırlanmakta, bu durum da biyolojik arıtma süreçlerinin etkinliğini olumsuz etkilemektedir (Mykytczuk et al. 2013).

Ayrıca, düşük sıcaklıklarda protein konformasyonunun azalmasına bağlı olarak moleküler hareket hızı, nükleik asit yapı dinamikleri, substrat difüzyonu ve membran lipidlerinin hareketliliği düşer; bu durum hücresel yaşam süreçlerini önemli ölçüde etkiler (Siliakus et al. 2017). Bununla birlikte, ortalama kış sıcaklıklarının -20 °C'nin altına düştüğü bazı bölgelerde yer alan tam ölçekli atıksu arıtma tesisleri, yüksek fiziksel-kimyasal performans göstermekte ve organik madde ile besin maddelerinin uzaklaştırılmasında yüksek verimlilik sağlamaktadır (Gonzalez-Martinez et al. 2018; Asadi et al. 2021). Bu durum, mikroorganizmaların aşırı sıcaklık koşullarında bozunma sürecine girerek, doğal ekosistemlerde olduğu gibi yaygın olmayan metabolik yolları takip ederek organik maddeleri, besinleri ve diğer kirleticileri tüketme yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir (Gorrasi et al. 2019; Garcia-Lopez et al. 2021).

Bazı araştırmacılar, farklı coğrafi bölgelerdeki atıksu arıtma tesislerinde kullanılan aktif çamurun mikrobiyal topluluk yapılarının belirgin coğrafi farklılıklar gösterdiğini ortaya koymuştur (Fang et al. 2018; Munoz-Palazon et al. 2018). Düşük sıcaklık koşulları; biyolojik azot giderim verimliliğinde azalma, filamentli mikroorganizmaların artışı, çamurun daha düşük çökelebilirliği, kabarma eğiliminin artması ve çamur hacimsel indeksinin yükselmesi gibi olumsuz etkilerle ilişkilendirilmiştir. Bu durum, arıtma tesislerinde işletme zorluklarına ve sonuç olarak düşük çıkış suyu kalitesine yol açmaktadır (Gnida et al. 2016). Bununla birlikte, mezofilik mikroorganizmaların metabolik faaliyetleri düşük sıcaklıklarda inhibe edilmesine rağmen, soğuk iklim koşullarında faaliyet gösteren atıksu arıtma tesislerinde organik madde ve besinlerin yüksek oranda giderildiği belirlenmiştir. Bu bulgular, söz konusu tesislerdeki mikrobiyal toplulukların düşük sıcaklık koşullarına uyum sağladığını ve karbon ile enerji temini için alternatif metabolik yollar geliştirdiğini göstermektedir.

Aktif Çamur Sisteminin Çalışması

Aktif çamur sisteminde istenen performans seviyesini yakalayabilmek için, organik madde yükü, mikroorganizma (aktif çamur) miktarı ve ÇO konsantrasyonu arasında uygun bir denge kurulmalıdır. Bu üç parametrenin dengesizliği, aktif çamur prosesinde karşılaşılan çoğu problemin temel nedenidir (Spellman 2003).

Fiili işletmede aktif çamur sistemleri, şu üç ana faktör tarafından kontrol edilir:

- Havalandırma ve ÇO seviyesi: Mikroorganizmaların yeterli oksijen alması için oksijen sağlanır.
- Geri devreden aktif çamur (RAS): Son çöktürücüde çöken çamurun bir kısmı havalandırma tankına geri pompalanarak biyokütlenin sürekliliği sağlanır.
- Fazla çamur atımı (WAS): Sistemde biriken fazla biyokütle, genellikle son çöktürücüden çamur çürütücüye yönlendirilerek sistemdeki denge korunur.

Bu üç parametrenin koordineli kontrolü, aktif çamur sisteminin stabil ve verimli çalışmasını sağlar.

Havalandırma ve çözünmüş oksijenin iki temel amacı vardır: Mikroorganizmaların canlılığını ve aktivitelerini sürdürebilmeleri için oksijen konsantrasyonunun uygun seviyede tutulması (genellikle yaklaşık 2 mg/L civarında) ve tank içerisindeki katıların süspansiyon halinde kalmasını sağlayarak, homojen ve etkili bir karışım oluşturmak.

ÇO seviyesi çok düşük olduğunda, mikroorganizmaların büyümesi ve metabolik faaliyetleri kısıtlanır; bu durum atık su arıtım kalitesinin düşmesine yol açar ve filamentli bakterilerin aşırı çoğalmasına zemin hazırlayabilir.

Öte yandan, çok yüksek ÇO seviyeleri, özellikle mekanik havalandırıcıların sebep olduğu aşırı türbülans nedeniyle enerji tüketiminin artmasına işaret eder. Bu türbülans, biyolojik flokların parçalanmasına ve zayıf çökelme özelliklerine neden olur; sonuç olarak atık sudaki AKM miktarı yükselir ve arıtma performansı olumsuz etkilenir.

Geri devreden aktif çamur (RAS) oranı, son çöktürücü ile havalandırma tankı arasındaki çamur sirkülasyonunu sağlayarak, havalandırma tankında sağlıklı bir biyokütle popülasyonunun korunmasında kritik bir rol oynar. Havalandırma tankına düzenli ve yeterli miktarda aktif çamur dönüşü olmazsa, proses performansı ciddi şekilde düşer.

Eğer RAS oranı çok düşükse, son çöktürücüde katıların yeterince geri dönüşü sağlanamadığı için katılar çökelir ve bu durum katı kaybına, ayrıca septik geri dönüşe yol açar. Öte yandan, RAS oranı çok yüksek olursa, havalandırma tankı hidrolik olarak aşırı yüklenir; bu durum havalandırma süresinin kısalmasına ve dolayısıyla proses verimliliğinin azalmasına neden olur.

Bu nedenle, aktif çamur geri devri ile atık miktarı arasında doğru bir denge kurulması, istenilen proses performansının sağlanması açısından büyük önem taşır.

Aktif çamur sisteminde, canlı organizmaların büyümesi ve atık madde üretmesi nedeniyle aktif çamur miktarı zamanla artar. Eğer aktif çamur sistemde çok uzun süre tutulursa, bu durum proses performansında düşüşe yol açar. Öte yandan, sistemden aşırı miktarda aktif çamur uzaklaştırılırsa, çamur çok seyrekleşir ve son çöktürücüde yeterince hızlı çökelmez. Bu nedenle, WAS kritik bir işletme parametresidir; operatör, WAS'ı ayarlayarak istenen MLSS konsantrasyonunu, F/M oranını ve çamur yaşını kontrol edebilir.

Son çöktürücüde katı ve sıvı fazların tam olarak ayrılması önemlidir; aksi halde katı maddelerin aşırı yoğunlaşması veya yetersiz uzaklaştırılması sonucu çamur derinliği artar. Eğer katılar, arıtıcıdan giriş miktarı kadar çıkarılmazsa, bu çamur derinliğinin artmasına ve katıların proses atık suyuna geçmesine neden olabilir. Ayrıca, çamur derinliği; sıcaklık değişiklikleri, çamur kabarması ve benzeri diğer koşullardan da etkilenmektedir.

Aktif Çamur Sisteminin Modellenmesi

Modellemenin atık su arıtımında kullanılmasının başlıca avantajları şunlardır:

- Tesis performansı hakkında derinlemesine bilgi edinme,
- Tesis modernizasyonu için farklı senaryoları değerlendirebilme,
- Yeni tesis tasarımlarını simüle ederek değerlendirme,
- Yönetim kararlarını bilimsel verilere dayandırarak destekleme,

- Yeni kontrol ve işletim şemalarının geliştirilmesi,
- Operatörlerin süreçleri daha iyi anlayıp yönetebilmesi için eğitim amaçlı kullanım.

Aktif çamur prosesinin modellenmesi, daha iyi proses performansı sağlamak için etkin kontrol stratejilerinin geliştirilmesinde kritik bir öneme sahiptir. Modeller, farklı çalışma parametrelerinin etkilerini deney yapmaya kıyasla çok daha hızlı ve maliyetsiz biçimde değerlendirme olanağı sunar. Bu sayede, fiziksel olarak uygulanması zor veya maliyetli olan pek çok tasarım ve işletme senaryosu, bilgisayar ortamında kolaylıkla karşılaştırılabilir. Model tabanlı simülasyonlar sayesinde olası düzeltme ve optimizasyon adımları test edilerek, süreçteki değişikliklere hızlı cevap verilmesi, tesis kararlılığının artırılması ve atık su kalitesinin iyileştirilmesi mümkün hale gelir. Ayrıca, işletme maliyetlerinde önemli tasarruflar sağlanarak, istenilen atık su standartlarını en düşük maliyetle karşılayan optimum proses koşulları belirlenebilir.

Bununla birlikte, atık su arıtma prosesinin modellenmesinde de problemler mevcuttur, bunlar;

- Süreç, zaman içinde değişkenlik göstermektedir ve farklı ölçeklerde güçlü dinamiklere sahip çok sayıda alt süreçten oluşmaktadır. Zaman sabitleri saniyelerden aylara kadar geniş bir aralıkta değişmektedir. Örneğin, MLSS ve sıcaklık gibi bazı değişkenlerin değişimi genellikle günler, haftalar hatta bazen aylar seviyesinde daha yavaştır. Öte yandan, giren atıksu akış hızındaki ve madde konsantrasyonlarındaki günlük değişimler, süreçteki en baskın değişiklikler arasında yer almaktadır. Bununla birlikte, ÇO gibi parametrelerde daha hızlı değişimler de gözlemlenmektedir.
- İşlem, ölçüm sistemleri tarafından toplanan büyük hacimli verilerle birlikte karmaşık ve çok değişkenli bir yapıya sahiptir. Bu yüksek boyutluluk, hangi değişkenlerin girdi veya çıktı olarak değerlendirileceğine karar vermeyi güçleştirmektedir. Ayrıca, değişkenler arasında önemli ve karmaşık etkileşimler mevcuttur. Başka bir ifadeyle, biyolojik kültürler, devridaim ve kontrol eylemlerinin tetiklediği karmaşık neden-sonuç ilişkileri söz konusudur. Bunun yanında, bu değişkenler genellikle doğrusal olmayan ve kompleks davranışlar sergilemektedir (Fu and Poch 1995; Spellman 2003).
- Biyolojik bir süreç olması nedeniyle, güvenilir çevrimiçi ölçüm cihazları mevcut değildir. Örneğin, proses içerisinde yer alan ve gerçek zamanlı ölçümü güç olan BOİ gibi değişkenler bulunmaktadır. Ayrıca, birçok sensör gürültüye duyarlı, tepki süreleri uzun, sık bakım gerektiren ve ölçüm sonuçlarında sapmalara yol açabilen özelliklere sahiptir; bu nedenle güvenilirlikleri sınırlıdır (Vanrolleghem et al. 1990; Harremoës et al. 1993; Steyer et al. 1999).

Sonuç olarak, mevcut veri kayıtlarının büyük bir bölümünde çok sayıda eksik ve/veya hatalı değer bulunmaktadır (Rustum and Adeloye 2007).

- Çoğu atıksu arıtma tesisinde, prosesi etkileyen pek çok parametre rutin olarak izlenmemektedir. Örneğin, çözünebilen atıl madde gibi faktörler, aktif çamur proses modellerinin (örneğin ASM1) biyokimyasal süreçleri doğru şekilde temsil etmesinde önemli yer tutmasına rağmen, tam ölçekli tesislerde nadiren ölçülmektedir (Henze et al. 1986).
- Süreç, toksik endüstriyel maddelerin etkisi gibi matematiksel olarak modellenmesi güç olan faktörler ile mekanik arızalar gibi öngörülemeyen koşullara tabidir.
- Aynı prosese ait iki atıksu arıtma tesisi her zaman birbirinin aynısı değildir. Boyutları ve işletme koşulları farklılık gösterebilir; ayrıca endüstriyel atık girdilerinin bileşimi sahaya özgü nitelikler taşır. İklim koşullarındaki farklılıklar da dikkate alınmalıdır. Bu nedenlerle, matematiksel modeller kullanılarak simüle edilen herhangi bir atıksu arıtma sisteminin, o tesise özgü özellikler ve çevresel koşullar göz önünde bulundurularak uyarlanması gerekmektedir.

Aktif Çamur Prosesinin Modellenme Türleri

Aktif çamur proseslerinin matematiksel modellemesi, son otuz yılda yoğun ilgi görmüştür. Bu modeller, aktif çamur sisteminde gerçekleşen karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gibi biyolojik süreçleri temsil etmek amacıyla geliştirilmiştir.

Aktif çamur modelleri, iki ana sınıfa ayrılmaktadır: Birincisi, modelin uygulanacağı tesis bileşenine göre sınıflandırma olup; örneğin ilk çöktürücü, havalandırma reaktörü ve son çöktürücü gibi. İkincisi ise modelleme stratejisine göre yapılan sınıflandırmadır; bu bağlamda modeller temel veya ampirik olmak üzere iki gruba ayrılır. Temel modeller, mekanik denklemlerden türetilmiş olup fiziksel süreçleri yansıtırken, ampirik modeller doğrudan deneysel verilere uyarlanmakta ve sistemin fiziksel davranışını tam olarak temsil etmemektedir. Ampirik modeller, sistemin girdi-çıktı verileri kullanılarak istatistiksel yöntemlerle model katsayılarının belirlenmesiyle oluşturulur.

Biyolojik Reaktör Modelleri

Deterministik matematiksel modeller, atık su arıtma süreçlerini tanımlamak için diferansiyel denklemler, kinetik parametreler ve katsayılar kullanır. Bu modeller, sisteme giren atık suyun akış hızı, bileşimi ve konsantrasyonundaki değişimleri dikkate alarak proses performansını simüle eder. En yaygın ve bilinen deterministik model, ASM1 olarak kabul edilmektedir (Henze et al. 1986).

1986 yılında, Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrol Birliği (IAWPRC) biyolojik atık su arıtma tesislerinin tasarımına katkı sağlamak ve pratik model geliştirilmesini teşvik etmek amacıyla "Biyolojik Atıksu Arıtma Tasarım ve İşletmesi için Matematiksel Modelleme" konusunda bir görev grubu oluşturmuştur. Bu grup, Danimarka, ABD, İsviçre, Güney Afrika Cumhuriyeti ve Japonya'dan olmak üzere beş ülkeden deneyimli aktif çamur modelleme uzmanlarından oluşmuştur. Görevleri, mevcut modelleri detaylı şekilde incelemek ve karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ile denitrifikasyonu kapsayan aktif çamur prosesinin performansını gerçekçi biçimde tahmin eden ortak bir model geliştirmekti. Bu çalışma sonucunda ASM1 ortaya çıkmıştır (Henze et al. 1986).

ASM1 modeli, aktif çamur proseslerinin modellenmesinde güncel teknolojiyi temsil etmekte olup, birçok uygulamada etkinliği kanıtlanmış bir modeldir (Maryns and Bauwens 1997; Cheng and Ribarova 1999; Béline et al. 2007). Sonuç olarak, ASM1 modeli birçok bilgisayar programında uygulanmaktadır. Bunlar arasında Bistrup ve Grady tarafından geliştirilen Tek Çamur Simülasyon Programı (SSSP 1988), ASIM (Gujer and Henze 1991) ve GPS-X (Patry and Takacs 1990) yer almaktadır.

Daha önce de belirtildiği üzere, ASM1 modeli dünya genelinde birçok pratik uygulamada yaygın olarak kullanılmaktadır. Örneğin, Cheng ve Ribarova (1999), biyolojik nitrojen giderimi amacıyla Portekiz'deki geleneksel bir atıksu arıtma tesisi olan Parada'nın iyileştirilmesinin fizibilitesini araştırmak üzere ASM1 modelini kullanmıştır. Model yazarları tarafından önerilen parametre değerleri esas alınarak yapılan simülasyonlar ile ölçülen veriler arasında yüksek korelasyonlar elde edilmiştir. Yapılan bilgisayar simülasyonları, tesisin biyolojik nitrojen giderimi kapasitesini değerlendirmek için gerçekleştirilmiştir. Simülasyon sonuçlarına göre, birinci tank hacminin denitrifikasyon, ikinci ve üçüncü tank hacimlerinin ise BOİ giderimi ve nitrifikasyon için kullanılması, devridaim akış oranının 1,5 ve çamur yaşının 15 gün olarak belirlenmesi durumunda yüksek kalitede bir atık su arıtımı sağlanabileceği tespit edilmiştir.

Aktif çamur atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi, Aktif Çamur Proses Modeli No.2 (ASM2), Aktif Çamur Proses Modeli No.2d (ASM2d) ve Aktif Çamur Proses Modeli No.3 (ASM3) modelleriyle daha da geliştirilmiştir. Özellikle ASM2 modeli, biyolojik kinetiklerin detaylı bir tanımını sunarak, nitrifikasyon, denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi süreçlerine ilişkin en güncel teknolojik yaklaşımları kapsamlı şekilde ortaya koymaktadır (Henze et al. 1995). ASM1 ve ASM2 modellerinin bir uzantısı olan ASM2d, aktif çamur sistemlerinde eşzamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimini modellemek üzere geliştirilmiştir (Gujer et al. 1999). ASM3 modeli, aktif çamur sistemlerinde

oksijen tüketimi, çamur üretimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerini tahmin edebilen kapsamlı bir biyolojik proses modelidir (Gujer et al. 1999). ASM3 modeli, organik substratların hücre içi depolanmasını da kapsamakta olup, bozunma süreci içsel solunum mekanizması ile yeniden modellenmiştir (Henze et al. 2000). Ayrıca ASM3 modeli, kişisel bilgisayar ortamında ek ayarlamalara gerek kalmadan uygulanabilecek şekilde tasarlanmış olmakla birlikte, ASM2 modelinde yer alan biyolojik fosfor giderimi mekanizmalarını içermemektedir.

Bununla birlikte, bu modellerin yapısal karmaşıklığı ile mikroorganizma büyüme ve bozunma süreçlerine ilişkin ayrıntılı veri gereksinimleri, süreç tasarımcıları ve tesis operatörleri için uygulanabilirliklerini sınırlamaktadır.

Örneğin, ASM1 modeli, büyük ölçekli atıksu arıtma tesislerinde rutin olarak ölçülmeyen yaklaşık 31 parametre, katsayı ve değişkenin belirlenmesini gerektirmektedir. Bu parametreler arasında mikroorganizma büyüme hızları, yarı doygunluk sabitleri, verim katsayıları ve çeşitli ayrışma oranları gibi ileri düzey biyokimyasal özellikler bulunmaktadır.

Ayrıca, bir atıksu arıtma tesisi modelinin pratikte uygulanabilir olması için belirli ölçüde basitleştirmeler ve varsayımlar içermesi gerekmektedir. Bu varsayımların bir kısmı fiziksel sistemin özellikleriyle (örneğin, ideal karışım koşulları, sabit sıcaklık) doğrudan ilişkilendirilirken, diğerleri matematiksel modelin yapısına (örneğin, sürekli akış, kararlı durum varsayımları) dayanmaktadır (Jeppsson 1996).

Aktif Çamur Prosesi Modellemesi

Model, bir sistemin yaklaşık bir temsili olup, bu temsil aracılığıyla sistem hakkında sorulara yanıt aramak ve çeşitli deneyler yürütmek mümkündür. Bu bağlamda önemli olan, model kavramının yalnızca bilgisayar programları ile sınırlı olmadığının farkında olunmasıdır. Bir model; fiziksel bir aygıt, kavramsal bir yapı veya sistemin işleyişine dair teorik bir çerçeve biçiminde olabilir. Çoğu zaman modeller yazılıma dönüştürülerek simülasyonlarda kullanılır; ancak modelin kendisi, bu yazılımsal temsilden bağımsız bir bilgi yapısıdır.

Modelleme, belirli bir sistem hakkındaki mevcut bilginin yapılandırılması sürecidir. Deneylerle elde edilen veriler genellikle dağınık ve hamdır; modelleme süreci, bu verilerdeki nedensel ilişkilerin kurulması ve gözlemlerin zamansal ve mekânsal olarak düzenlenmesiyle anlam kazanmasını sağlar. Böylece sistemin davranışı daha iyi anlaşılır hâle gelir ve analiz edilebilir bir yapıya kavuşturulur.

Simülasyon ise en basit tanımıyla, bir model üzerinde gerçekleştirilen deney olarak ifade edilir. Bu deney bilgisayar ortamında gerçekleştirilebileceği gibi, fiziksel ortamlarda da yapılabilir. Ancak özellikle mühendislik uygulamalarında, simülasyonların büyük bölümü

matematiksel olarak kodlanmış ve bilgisayar tabanlı olarak gerçekleştirilir. Simülasyonun temel amacı, gerçek sistem üzerinde deney yapmanın maliyetli, riskli ya da pratikte mümkün olmadığı durumlarda, model aracılığıyla benzer davranışları gözlemlemeye olanak sağlamaktır. Bu nedenle, simülasyon araçlarının kullanıcı arayüzleri, gerçek sistemlerdeki kontrol çizelgelerine benzer şekilde kullanıcı dostu olacak biçimde tasarlanmaktadır.

Bilim insanı, dünyayı gözlemleyip anlamlandırmak ile yetinirken; mühendis, bu anlayış doğrultusunda sistemi tasarlamak, kontrol etmek ve dönüştürmek ister. Dolayısıyla, bilim analiz odaklı, mühendislik ise tasarım ve kontrol odaklı bir disiplindir. Bu bağlamda simülasyon, hem analiz hem de tasarım süreçlerinde güçlü bir araç olarak kullanılmaktadır.

Gerçek sistem üzerinde doğrudan deney yapılmadığında, simülasyon sistem davranışlarının analizinde tek geçerli yöntem hâline gelir.

Sonuç olarak, simülasyonlar, karmaşık sistemleri anlamak ve yönlendirmek amacıyla geliştirilen modeller aracılığıyla, güvenli, esnek ve maliyet etkin çözümler sunar.

Bilgisayar Destekli Modellemenin Faydaları

Bilgisayar tabanlı modeller, karmaşık sistemlerin davranışlarının derinlemesine anlaşılmasına ve farklı işletme stratejilerinin etkilerinin değerlendirilmesine önemli katkılar sağlar. Önerilen bir sistem, fiziksel olarak inşa edilmeden önce sanal ortamda analiz edilerek, olası performansı önceden tahmin edilebilir.

Bu yaklaşım özellikle yüksek maliyetli veya güvenlik açısından risk barındıran sistemler için büyük avantaj sağlar. Gerçek sistem üzerinde deneme yapılmasının mümkün ya da uygun olmadığı durumlarda, yalnızca model üzerinde gerçekleştirilen senaryo analizleriyle kapsamlı değerlendirmeler yapılabilir.

Biyoreaktör Modeli

Aktif çamur sistemlerindeki biyolojik süreci tanımlamak amacıyla geliştirilmiş çeşitli modeller bulunmaktadır. Bu bağlamda, Uluslararası Su Birliği (IWA) tarafından önerilen bazı temel modeller aşağıda özetlenmiştir:

ASM1 – Aktif Çamur Proses Modeli No.1 (Henze et al. 2000): Bu model, biyolojik proses modellemesinin temelini oluşturmakta olup, özellikle oksijen ve nitratın eş zamanlı elektron alıcısı olarak kullanıldığı koşullarda organik madde ve azot giderimini tanımlamak amacıyla geliştirilmiştir. Ayrıca, model çamur üretiminin kantitatif bir tanımını da sunmayı hedeflemektedir. Bu modelde KOİ, organik madde konsantrasyonunun temel ölçütü olarak kabul edilmektedir.

ASM2 – Aktif Çamur Proses Modeli No.2 (Henze et al. 2000): ASM1 modelinin üzerine inşa edilmiş olan bu model, biyolojik fosfor giderimini de kapsamaktadır. Böylece KOİ ve azotun yanı sıra fosfor uzaklaştırma süreçleri de model kapsamına dahil edilmiştir.

ASM2d – Aktif Çamur Proses Modeli No.2d (Henze et al. 2000): Bu model, ASM2'nin genişletilmiş bir versiyonudur. Fosfat ve nitrat dinamiklerinin daha hassas bir şekilde modellenebilmesi amacıyla, fosfor biriktiren organizmaların (PAOs) denitrifikasyon aktivitesi modele entegre edilmiştir.

ASM3 – Aktif Çamur Proses Modeli No.3 (Henze et al. 2000): Bu model de ASM1 ile benzer şekilde biyolojik azot giderimi üzerine odaklanmıştır. Ancak ASM3'ün en önemli farkı, heterotrofik mikroorganizmaların substratı geçici olarak depolama polimerleri şeklinde tutabilme kapasitesini dikkate almasıdır. Bu yaklaşım, modelin kinetik yapısını daha gerçekçi hâle getirmektedir.

Bu çalışmada kullanılan modelleme yazılımı olan GPS-X, yalnızca standart modelleri değil, aynı zamanda simülatörün geliştirilmesinde görev alan ve arıtma süreçleri konusunda uzman programcıların tecrübelerine dayanarak oluşturduğu özel modelleri de içermektedir. Bu özel modeller arasında en önemlisi ve çalışmamızda kullanılan model olan Mantis modeli, aşağıda açıklanmıştır.

Mantis modeli, IAWPRC tarafından geliştirilen Aktif Çamur Modeli No.1 (ASM1) ile büyük ölçüde benzerlik göstermektedir; ancak aşağıdaki önemli farklılıkları içermektedir:

- Ototrofik ve heterotrofik mikroorganizmalar için iki ayrı ek büyüme süreci tanımlanmıştır.
- Kinetik parametreler, sıcaklık bağımlı olarak modellenmiştir.
- Aerobik denitrifikasyon süreci, modele entegre edilmiştir.

Sisteme eklenen büyüme süreçleri, düşük amonyak ve yüksek nitrat konsantrasyonlarının bulunduğu ortamlarda gözlemlenen mikrobiyal büyümeyi açıklamayı amaçlamaktadır. Bu tür koşullarda, mikroorganizmalar nitratı besin kaynağı olarak kullanabilmektedir.

Kinetik parametrelerin sıcaklıkla değişimi, Arrhenius denklemi kullanılarak ifade edilmiştir.

Aerobik denitrifikasyon süreci ise, Münch modifikasyonu (Münch et al. 1996) doğrultusunda modele dahil edilmiştir. Pek çok modelde mekânsal çözünürlükteki basitleştirmeler nedeniyle nitrat konsantrasyonlarının olduğundan fazla tahmin edildiği gözlemlenmiştir.

Mantis modelindeki bu yeni modifikasyon, anoksik ortamlarda oksijenin yarı-doyma katsayısı olarak tanımlanan yeni bir parametreyi içermektedir. Bu sayede, anoksik büyüme hızları, aerobik büyümeden bağımsız olarak ayarlanabilmekte ve bu parametre, aynı zamanda sistemdeki aerobik denitrifikasyon düzeyinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. Bu yeni katsayının varsayılan değeri, aerobik oksijen yarı-doyma katsayısı ile aynıdır.

Atıksu Arıtma Sistemleri Modelleme ve Simülasyonlarında Kullanılan Bilgisayar Yazılımları

GPS-X Yazılımı

GPS-X yazılımı, atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi, performans analizi ve tasarımı için Hydromantis şirketi tarafından geliştirilmiş ileri düzey bir simülasyon programıdır. Bu yazılım, mevcut arıtma tesislerinin detaylı analizini ve çeşitli işletme senaryoları altında sistem davranışlarının öngörülmesini mümkün kılar.

GPS-X'in kapsamlı proses kütüphanesi, azot, fosfor, karbon ve pH parametrelerine yönelik süreçleri de içeren geniş bir biyolojik arıtma modeli yelpazesi sunar. Yazılım, özellikle artan biyolojik yüklerin arıtma sistemi üzerindeki potansiyel etkilerini değerlendirmek ve alternatif işletme koşullarını simüle ederek optimum çözümler üretmek amacıyla kullanılır. Bu sayede hem operasyonel maliyetlerin hem de iş gücü gereksinimlerinin azaltılması hedeflenir.

Ayrıca, GPS-X; dahili geri dönüşüm oranları, anoksik ve anaerobik bölgeler gibi proses bileşenlerinin nitrifikasyon, denitrifikasyon ve genel arıtma verimliliği üzerindeki etkilerinin analizine olanak tanır.

Birim proseslerin tasarımı, genellikle birincil ve ikincil arıtım aşamalarının yanı sıra biyolojik katı madde yönetimini de kapsayacak şekilde yapılandırılır. Bu tasarım sürecindeki temel hedef, atıksu kalitesiyle ilgili yasal ve çevresel düzenlemeleri karşılamakla birlikte, işletme maliyetlerini minimum seviyeye indirmektir.

Tesisin esnekliği ve sürdürülebilirliği açısından, bakım faaliyetleri sırasında herhangi bir birim prosesin geçici olarak devre dışı bırakılmasının sistem üzerindeki potansiyel etkilerinin önceden öngörülmesi büyük önem taşır. Proseslerde meydana gelebilecek aksaklıklara karşı sistemin hızlı bir şekilde toparlanabilmesi ve normal işletme koşullarına dönebilmesi, tesis yönetiminde operasyonel etkinliğin temel bir göstergesidir.

Ayrıca, proses kontrolüne yönelik yapılacak iyileştirmelerin etkili bir şekilde analiz edilmesi ve bu doğrultuda alınacak işletme kararlarının tesis performansı üzerindeki etkilerinin modellenmesi hem operatörlerin eğitimi hem de karar verme süreçlerinin desteklenmesi açısından kritik bir rol oynamaktadır.

GPS-X yazılımı, atıksu arıtma tesisleri modellemesinde öne çıkan kullanıcı dostu arayüzü ve gelişmiş özellikleriyle dikkat çekmektedir. Sürükle-bırak ve bağlantı kurma prensibine dayalı bu arayüz, kullanıcıların işlem birimlerini model üzerinde kolayca konumlandırmasına, üniteler arasındaki hidrolik ve biyolojik bağlantıları pratik bir şekilde oluşturup düzenlemesine olanak tanır. Bu sayede, farklı işletme senaryoları hızlı ve esnek bir biçimde geliştirilebilmektedir. Ayrıca, model bileşenlerine ilişkin veri girişini sistematik ve pratik kılan arayüz, kullanıcı verimliliğini artırmaktadır.

GPS-X'in bir diğer önemli yeteneği, MatLab yazılımı ile entegre çalışabilmesidir. Bu entegrasyon, ileri düzey analizlerin ve karmaşık kontrol algoritmalarının kolayca uygulanmasına imkân sağlar. Yazılımın bünyesinde barındırdığı optimizasyon modülü ise proses parametrelerinin iyileştirilmesine yönelik kapsamlı analizler yapılmasına olanak sunarak hem tasarım hem de işletme süreçlerinde önemli avantajlar sağlamaktadır (Jasim 2020).

GPS-X yazılımı, atıksu arıtma tesislerinin performansını değerlendirme ve iyileştirme amacıyla ileri düzey simülasyon yetenekleri sunar. Atıksu arıtma süreçlerinin dinamik olarak modellenmesi ve simüle edilmesi için özel olarak geliştirilen bu yazılım, tesisin geçmiş operasyonel verilerinden faydalanarak kapsamlı senaryo analizlerine olanak tanır (Elachola 2022).

Yazılım, proseslerin grafiksel temsillerini kütle dengesine dayalı matematiksel ifadelere dönüştürerek, arıtma proseslerinin kinetik açıdan değerlendirilmesine ve kritik parametrelerin detaylı incelenmesine imkân sağlar. Ayrıca, GPS-X atıksu arıtma tesislerinde yer alan birimlere ve proseslere ilişkin hesaplamalar ve teknik özellikler sunarak, hem sistem tasarımı hem de simülasyon aşamalarında etkin bir rol üstlenir (Mu'azu et al. 2020). Yazılımın bir diğer önemli işlevi, aktif çamur sistemlerine özgü matematiksel modellerin kalibrasyonuna destek sağlamasıdır. Bu sayede tesis performansının ve kapasite potansiyelinin daha sağlıklı bir şekilde analiz edilmesine olanak tanır. Tüm bu özellikleriyle GPS-X, atıksu arıtma süreçlerinin modellenmesinin ötesinde, bu süreçlerin optimize edilmesinde güçlü ve bütüncül bir mühendislik aracı olarak konumlanır.

GPS-X ile yürütülen modelleme süreci, atıksu arıtma tesislerinin performansını analiz etmek ve optimize etmek için sistematik bir yaklaşım sunar. Bu yapılandırılmış süreç, ilk olarak atıksu arıtma tesisine ait giriş suyu karakteristikleri ve çıkış suyu kalitesi gibi temel verilerin toplanmasıyla başlar.

Veri toplama aşamasının ardından, tesisin dijital bir temsilini oluşturmak üzere model kurulumu gerçekleştirilir; bu evrede arıtma üniteleri, boru hatları ve proses bileşenleri detaylıca modellenir. Kurulumu takiben kalibrasyon aşamasına geçilir. Burada model parametreleri,

gözlemsel verilere göre hassas bir şekilde ayarlanarak, gerçek tesis davranışının doğru bir biçimde yansıtılması sağlanır.

Sürecin bir sonraki adımı olan simülasyon aşamasında, giriş suyu özelliklerindeki değişiklikler veya yeni arıtma ünitelerinin entegrasyonu gibi farklı senaryolar altında tesis performansı değerlendirilir. Bu analizler sonucunda, çıkış suyu kalitesi yasal standartlarla karşılaştırılır ve mevcut işletme stratejileri değerlendirilerek iyileştirme alanları belirlenir.

Devamında, tesisin performansını artırmaya yönelik optimizasyon stratejileri geliştirilir; bu stratejiler, işletme parametrelerinde yapılacak düzenlemeleri veya yeni teknolojilerin uygulanmasını kapsayabilir. Son aşamada ise, model çıktıları gerçek işletme verileriyle karşılaştırılarak doğrulama yapılır. Bu sayede, modelin güvenilirliği ve önerilen stratejilerin uygulanabilirliği teyit edilmiş olur (Mu'azu et al. 2020).

Bu çalışmada kullanılan GPS-X yazılımının 6.1 versiyonu evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi ve simülasyonu amacıyla geliştirilmiş, modüler yapıya sahip çok amaçlı bir modelleme aracıdır. Dinamik modelleme ve simülasyonu kolaylaştırmak üzere tasarlanmış gelişmiş bir grafik kullanıcı arayüzü ile çalışmaktadır. Program, gelişmiş substrat giderim modelleri, anaerobik reaktörler ve ikincil çöktürücüler gibi bir atıksu arıtma tesisinde yer alan tüm birim prosesleri sanal ortamda kapsamlı biçimde temsil edebilmektedir.

Aktif çamur prosesine ilişkin biyoreaktör modellemelerinde, tüm Aktif Çamur Modelleri (ASM'ler) GPS-X kütüphanesinde yer almaktadır. Buna ek olarak, bazı gelişmiş modeller de kullanıcıların hizmetine sunulmuştur.

GPS-X kütüphanesi, temel atıksu bileşenleri ya da durum değişkenleri seti kullanılarak oluşturulmuş atıksu proses modellerinden oluşan bir koleksiyondur. Durum değişkeni terimi, zamana bağlı olarak sürekli entegre edilen temel sistem değişkenlerini ifade eder. Buna karşılık, bileşik değişkenler, durum değişkenlerinden hesaplanan veya onlardan türetilen parametrelerdir.

GPS-X yazılımında, oksijen, heterotrofik biyokütle, nitrat, amonyak, çözünür substrat ve partikül halindeki substrat gibi bir dizi durum değişkeni, tesis yerleşiminde yer alan her bir bağlantı noktasında hesaplanmaktadır. Bu durum değişkenleri, her bir kütüphanedeki modeller tarafından işlenen temel bileşenler niteliğindedir.

Bununla birlikte, söz konusu durum değişkenlerinin bir kısmı pratik saha uygulamalarında her zaman doğrudan ölçülemeyebilir veya yorumlanamayabilir. Bu nedenle, bu değişkenlerden türetilen çeşitli bileşik değişkenler hesaplanır. Bileşik değişkenler, durum

değişkenlerini genellikle doğrudan ölçülebilir parametre biçimlerine dönüştürür. Bunlara örnek olarak AKM, BOİ, KOİ ve TKN verilebilir.

WEST Yazılımı

WEST, atıksu arıtma tesislerinin dinamik modelleme ve simülasyonu amacıyla geliştirilmiş, ileri düzey bir simülasyon yazılımıdır. Bu araç; tesis işletmecileri, çevre mühendisleri ve araştırmacılar için, atıksu arıtma tesisleri, kanalizasyon altyapıları ve alıcı ortamlar gibi sistemlerde gerçekleşen fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin modellenmesine olanak tanımaktadır. WEST, tesislerin tasarımı, işletilmesi ve otomasyon stratejilerinin geliştirilmesi konularında kapsamlı analizler yapılmasını mümkün kılmakta; böylece arıtılmış su kalitesinin iyileştirilmesi, enerji tüketiminin azaltılması ve maliyet etkinliğinin optimize edilmesine katkı sağlamaktadır.

BioWin Yazılımı

BioWin simülatörü, atıksu arıtma tesislerinin tasarımı, optimizasyonu ve performans analizinde yaygın olarak kullanılan gelişmiş bir modelleme aracıdır. Bütüncül tesis modellemesi yaklaşımı sayesinde, fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin etkileşimli biçimde değerlendirilmesine olanak tanımakta; bu sayede prosesin daha verimli ve sürdürülebilir şekilde yönetilmesine katkı sağlamaktadır. BioWin, tesis tasarım kararlarını bilimsel verilerle destekleyerek hem ilk yatırım maliyetlerinin düşürülmesini hem de uzun vadeli işletme giderlerinin minimize edilmesini kolaylaştırmaktadır.

BioWin, biyolojik, kimyasal ve fiziksel süreç modellerini entegre eden gelişmiş bir atıksu arıtma süreci simülasyon aracıdır. Dünya genelinde yaygın olarak kullanılan bu yazılım, farklı tiplerdeki atıksu arıtma tesislerinin tasarımı, modernizasyonu ve performans optimizasyonu amacıyla tercih edilmektedir. BioWin'in merkezinde yer alan tescilli biyolojik model, sistemin temelini oluşturmakta olup; pH dengelemesi için su kimyası modelleri, oksijen transfer süreçleri için kütle transfer modelleri ve çeşitli gaz-sıvı etkileşimlerini simüle eden ilave alt modellerle desteklenmektedir. Bu bütünleşik yapı, arıtma proseslerinin çok boyutlu ve gerçekçi şekilde analiz edilmesine olanak tanımakta, karar verme süreçlerinde mühendislik temelli yaklaşımlara zemin hazırlamaktadır.

SUMO Yazılımı

Dynamita firması tarafından geliştirilen SUMO, atıksu arıtma tesislerine yönelik çok yönlü ve gelişmiş bir dinamik simülasyon paketidir. Sistem, tesis konfigürasyonu ile birlikte giriş verilerinin tanımlanmasının ardından çıkış suyu kalitesinin nasıl etkileneceğini

öngörebilmektedir. SUMO, kullanıcıya farklı işletme senaryolarını ve kontrol stratejilerini kısa sürede değerlendirme imkânı sunarak, süreçlerin hem teknik hem de ekonomik açıdan optimize edilmesine katkı sağlamaktadır.

SUMO, karmaşıklık düzeyi ne olursa olsun çeşitli atıksu arıtma tesislerinin dinamik modellemesini ve yönetimini gerçekleştirebilecek kapasitede gelişmiş bir simülasyon platformudur. KOİ, azot ve fosfor giderimi, anaerobik sindirim, yan akım arıtımı, IFAS, MBBR, SBR, damlatmalı filtre sistemleri, granüler çamur teknolojileri, MBR, birincil ve ikincil çökeltme tankları, çamur yoğunlaştırıcılar, santrifüjler ve havuz sistemleri gibi birçok farklı üniteyi modelleyebilmektedir. SUMO, bu özelliği sayesinde hem belediyelere ait hem de endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde yaygın olarak kullanılan tüm proses yapılarına uyarlanabilir niteliktedir.

Modelleme Çalışmalarından Bazı Örnekler

Yapmış olduğumuz literatür taramasında;

Nuhoğlu (2000) tarafından Erzincan'da bulunan biyolojik atıksu arıtma tesisi incelenmiştir. Yapılan çalışmada öncelikle tesisin mevcut durumuna bakılmış, arıtma performansı incelenmiştir. Erzincan kentinin atıksu karakterizasyonuna bakılmış ve parametreler bulunmuştur. Elde edilen parametrelere göre arıtma verimleri bulunmuştur. Bu adımdan sonra GPS-X programı ile tesis matematiksel olarak modellenerek eldeki gerçek verilerle uyumluluğuna bakılmıştır. Son olarak ise çeşitli senaryolar denenerek çıkış suyu verimlerine bakılarak uygun şartlarda elde edilebilecek olan verim bulunmuştur.

Aladağ (2011) tarafından Erzurum'da kurulması planlanan biyolojik atıksu arıtma tesisi GPS-X programı ile modellenmiştir. Giriş suyu değerleri Erzurum atıksuyu incelenerek bulunmuş ve tesis buna uygun olarak modellenmiştir. Modellenen tesisin çıkış suyu değerleri incelenerek standartlara uygunluğuna bakılmıştır. Erzurum kentinin sıcaklık değerlerindeki değişimin atıksu arıtımı üzerine etkilerine de bakılmıştır.

Topkaya (2008) tarafından Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi GPS-X yazılımı ile ASM2d modeli kullanılarak modellenmiştir. Yapılan modelleme ile KOİ, AKM ve azotlu bileşiklerin arıtımına dair iyi sonuçlar elde edilmiştir.

Güçlü (2007) tarafından atıksu arıtma tesislerinin ASM1, YSA ve hibrit model kullanılarak modellemeleri yapılmıştır. GPS-X yazılımı kullanılarak yapılan bu çalışmalar sonucunda AKM ve KOİ verileri incelenmiş ve karşılaştırmaları yapılmıştır.

Özdinçer (2009) tarafından arıtma tesisini oluşturan havalandırma havuzu, anaerobik çürütme tankı, ön ve son çöktürme tankları matematiksel modelleri GPS-X yazılımı ile modellenerek bir akış diyagramı oluşturulmuştur. Bu çalışmalarda Tuzla İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi verileri kullanılmıştır. Enerji tüketimini en düşük seviyede tutarak BOİ ve AKM değerleri incelenmiş, gerçek verilerle karşılaştırılmıştır.

Karaduman (2011) tarafından Konacık Belediyesine ait atıksu arıtma tesisinde bulunan membran biyoreaktör (MBR) prosesi verimini arttırmak için GPS-X yazılımı ile modellenerek tesisin gerçek verimi ile model verimi karşılaştırılmış ve sonuçlara bakılarak yapılabilecek iyileştirmeler verilmiştir.

Kırım (2015) tarafından bir tekstil endüstriyel tesisine ait atıksu arıtma tesisinin GPS-X yazılımı ile modellenerek farklı işletme senaryoları karşısında tesisin davranışları incelenmiştir.

Latif (2022) tarafından, küçük bir çevresel etkiyle Mısır'ın ilgili yönetmeliklerine uyum sağlayan atıksu arıtma tesisi teknolojileri arasında, ekonomik maliyetleri odağa alarak en uygun seçeneği belirleme amacıyla bir çalışma yapılmıştır. Çalışma kapsamında üç farklı atıksu arıtma teknolojisi önerilmiştir: Aralıklı Çevrimli Uzun Havalandırma Sistemi (ICEAS), Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktörü (MBBR) ve Tam Karışımlı Aktif Çamur (CMAS). Bu teknolojilerin performanslarını öngörmek ve karşılaştırmak amacıyla GPS-X yazılımı kullanılarak simülasyonlar gerçekleştirilmiştir. GPS-X simülasyon sonuçları, her üç teknolojinin de Mısır'ın çevresel düzenlemelerinde belirtilen atıksu deşarj limitlerine ulaşabileceğini göstermiştir.

Shi et al. (2023) tarafından Çin'in kuzeyinde yer alan soğuk iklim koşullarındaki bir bölgede yürütülen bir yıllık çalışmada, pilot ölçekli, yüksek konsantrasyonlu aktif çamur sistemine sahip bir plug-flow (piston akışlı) reaktör kullanılarak mevsimsel sıcaklık değişimlerinin kirletici giderim performansı üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Ayrıca, mikrobiyal topluluk dinamikleri ile işlevsel gen bolluğundaki değişimler de detaylı olarak incelenmiştir. Elde edilen bulgular, yıllık ortalama giriş suyu sıcaklığının 11 °C olduğu bu soğuk iklim bölgesinde, sistemin azot ve fosfor giderimi açısından istikrarlı bir performans sergilediğini ortaya koymuştur. KOİ ve TP giderim verimlerinin yıl boyunca büyük oranda sabit kaldığı ve sırasıyla %93,49 ile %95 oranında yüksek ortalama giderim değerlerine ulaşıldığı belirlenmiştir. Amonyum azotu (NH_4^+-N) ve TN giderimi ise mevsimsel değişimlerden etkilenmiş; yaz aylarında çıkış suyu NH_4^+-N ve TN konsantrasyonları (sırasıyla 0,44 mg/L ve 7,13 mg/L) kış aylarına kıyasla (2,87 mg/L ve 12,42 mg/L) anlamlı düzeyde daha düşük bulunmuştur.

Cai et al. (2022) tarafından yürütülen çalışmada, ardışık olarak çalışan aktif çamur ve membran-biyofilm reaktörlerinden oluşan yenilikçi bir biyolojik arıtım süreci olan Aktif

Çamur/Membran-Biyofilm Reaktörü (AS-ABfMemR) sisteminin 15–35°C aralığındaki sıcaklık değişimlerine verdiği yanıt incelenmiştir. Pilot ölçekli sistem, 25°C sıcaklıkta ve 12 saatlik hidrolik bekletme süresiyle kesintisiz olarak işletilmiş ve 550–960 mg KOİ·L^{-1} ile 52–77 mg TN·L^{-1} aralığında karakterize edilen gemi kaynaklı atıksuda %96'nın üzerinde KOİ ve %94'e varan TN giderimi sağlamıştır. Elde edilen veriler, 17°C gibi düşük sıcaklıklarda dahi çıkış suyu kalitesinin Uluslararası Denizcilik Örgütü tarafından belirlenen deşarj standartlarını karşıladığını ve bu sayede atıksuyun ısıtılmasına yönelik enerji gereksiniminin azaltıldığını göstermektedir. Ayrıca, düşük sıcaklık koşullarında biyofilm reaktör ünitesinin KOİ ve TN giderimine katkısı sırasıyla %34 ve %35 seviyelerine ulaşarak, aerobik aktif çamur ünitesindeki performans düşüşünü başarılı bir şekilde dengelemiştir.

MATERYAL ve METOT

Materyal

Erzurum

Erzurum şehri, deniz seviyesinden yaklaşık 1900 m yükseklikte yer almakta olup, Türkiye'nin en yüksek rakıma ve en soğuk iklimine sahip şehirlerinden biridir. Yılın yaklaşık 4 ila 5 ayı boyunca karla kaplı olan şehirde, sıcaklıklar -37°C'ye kadar düşebildiği gibi, yaz aylarında 36°C'ye kadar yükselebilmektedir. Kış aylarında ise ortalama sıcaklık genellikle -5°C civarındadır. Bu düşük sıcaklık koşulları, özellikle aktif çamur sistemlerinin işletilmesi sürecinde çeşitli teknik zorlukların ortaya çıkmasına neden olmaktadır.

Erzurum'da atıksu, kanalizasyon altyapısı vasıtasıyla şehirde bulunan atıksu arıtma tesisine taşınmaktadır. Şehir genelinde, çoğunlıkla birleşik kanalizasyon sistemleri mevcuttur. Bu durum, yağmur suyunun doğrudan şehir çevresindeki yüzeysel su kaynaklarına iletilmesine neden olmaktadır.

Erzurum iline ait 1991–2020 dönemine ilişkin uzun yıllar mevsim normali sıcaklık ortalamaları ile en düşük sıcaklık değerleri, Türkiye Cumhuriyeti Meteoroloji Genel Müdürlüğü'nün resmi internet sitesinden temin edilmiş olup, sırasıyla Tablo 1 ve 2'de sunulmaktadır.

Tablo 1. 1991-2020 yılları arasında Erzurum'a ait mevsim normali sıcaklık ortalamaları (°C)

Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık
-9,0	-7,6	-2,3	5,4	10,7	14,9	19,2	19,5	14,8	8,2	1,2	-5,8	5,8

Tablo 2. 1991-2020 yılları arasında Erzurum'a ait en düşük sıcaklık ortalamaları (°C)

Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık
-13,9	-12,5	-7,0	0,1	4,3	7,3	11,1	11,2	6,4	1,7	-3,8	-10,2	-0,4

Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi

Tesis, Erzurum ili Aziziye ilçesi sınırları içerisinde, Karasu Nehri yakınlarında konumlanmıştır ve şehir merkezine yaklaşık 15 km mesafededir.

Atıksu arıtma tesisi, maksimum 130.000 m³/gün debiye sahip olacak şekilde tasarlanmış olup, aktif çamur prosesi temelinde karbon ve tam azot giderimi sağlayacak şekilde yapılandırılmıştır.

Tesise ulaşan atıksu öncelikle 8 cm aralıklı kaba ızgaralardan, ardından 2 cm açıklığa sahip, mekanik temizlemeli ince kaba ızgaralardan geçirilerek iri katı maddelerden arındırılmaktadır. Bu işlemin ardından, atıksuyun cazibe ile akışının sağlanabilmesi amacıyla terfi pompaları yardımıyla yaklaşık 6,8 m yükseklik kazandırılmaktadır. Sonrasında, sistemdeki ekipmanlara zarar verebilecek küçük partiküllerin uzaklaştırılması amacıyla, atıksu 6 mm açıklığa sahip mekanik temizlemeli ince ızgaradan geçirilerek iki bölmeli havalandırmalı kum ve yağ tutucu üniteye yönlendirilir. Bu ünitede, inorganik partiküller yerçekimi etkisiyle çökeltilirken; yüzeyde biriken yağ ve benzeri maddeler sıyırıcı sistemler ile ortamdan uzaklaştırılır. Kaba ve ince ön arıtma işlemlerinin ardından atıksu, ön çökeltim havuzlarına alınarak dinlendirilir. Çökelme sonrası üst fazdan savaklanan su, ara terfi merkezine aktarılır ve buradan havalandırma tanklarına yönlendirilir. Havalandırma havuzlarında gerçekleştirilen nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçleri sayesinde, atıksuda bulunan azot, karbon ve fosfor gibi kirleticiler biyolojik olarak giderilmektedir. Arıtılmış su, son olarak son çöktürme havuzlarına alınır. Bu ünitede oluşan biyolojik çamur, çamur arıtma ünitesine transfer edilirken, üst fazdan savaklanan arıtılmış su Karasu Nehri'ne deşarj edilmektedir. Şekil 10’da Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisine ait hava fotoğrafları sunulmuştur.



Şekil 10. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisine ait hava fotoğrafı



Şekil 11. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisine ait hava fotoğrafı

Şekil 12 ve 13'te havalandırma havuzlarının anoksik bölgesinin boş ve dolu durumlarına ait görseller karşılaştırmalı olarak sunulmuştur.



Şekil 12. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları anoksik kısmı



Şekil 13. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları anoksik kısmı

Şekil 14-17'de, havalandırma havuzlarının aerobik bölgesine ait boş ve dolu durumları karşılaştırmalı olarak sunulmuştur.



Şekil 14. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı



Şekil 15. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı



Şekil 16. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı



Şekil 17. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları aerobik kısmı

Şekil 18 ve 19'da, havalandırma havuzlarının anoksik ve aerobik bölümleri arasındaki geçiş bölgesi detaylı bir şekilde sunulmakta olup, iki bölüm arasındaki farklar görsel olarak ortaya konmuştur.



Şekil 18. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları

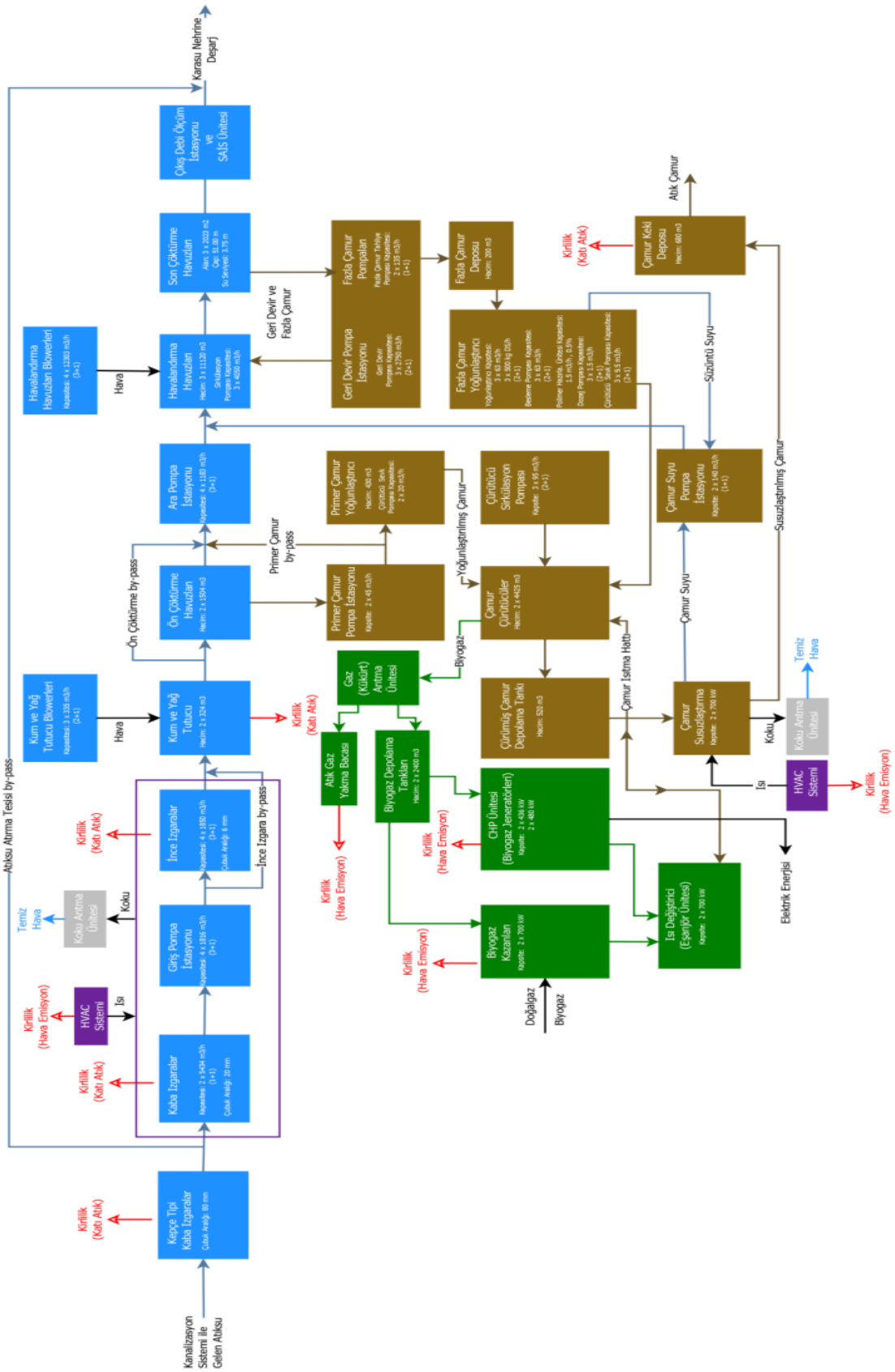


Şekil 19. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzları

Şekil 20'de, havalandırma havuzlarında kullanılan difüzör tipine ait bir örnek sunulmakta olup, bu ekipman sistemde oksijen transferinin sağlanmasında temel bileşenlerden biri olarak işlev görmektedir.

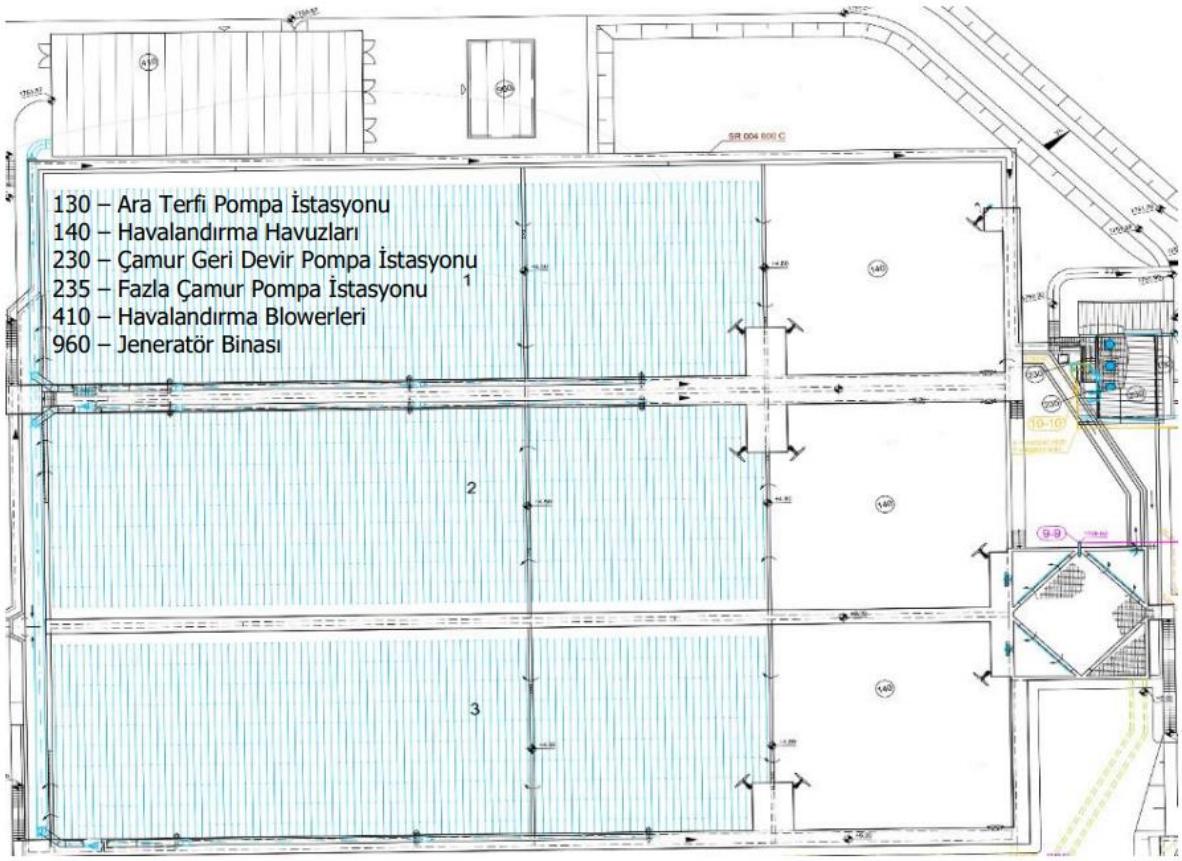


Şekil 20. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarında kullanılan difüzörler



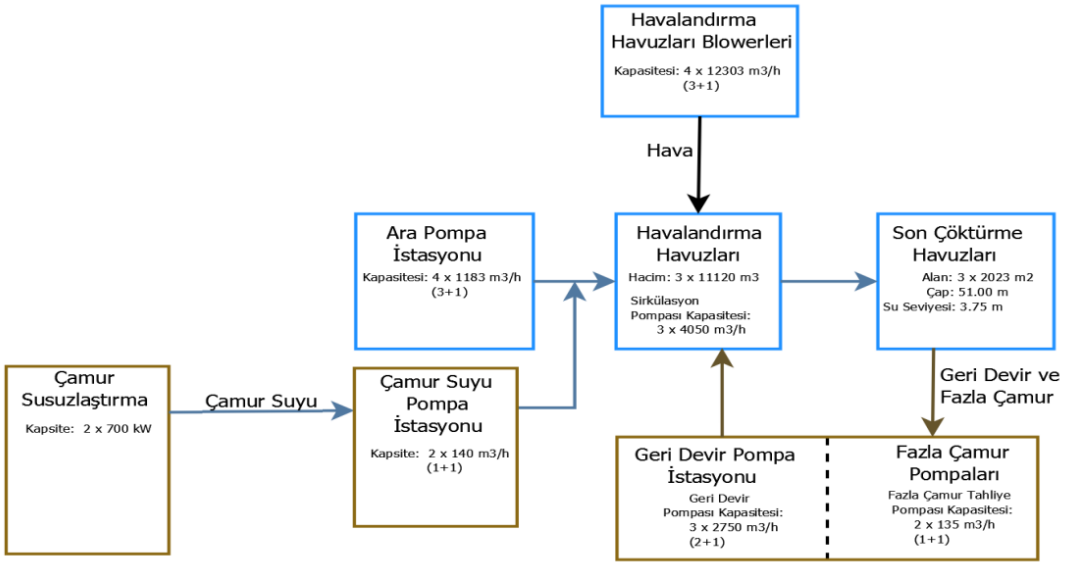
Şekil 21. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi akış şeması (Anonim 2021)

Şekil 21'de Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin genel proses yapısını yansıtan akış şeması sunulmakta olup, bu şema arıtma adımlarının birbirleriyle olan ilişkisini ve sistem içerisindeki sıralı işleyişi görsel olarak ortaya koymaktadır.



Şekil 22. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzları (Anonim 2016)

Şekil 22'de, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait havalandırma havuzlarının proje çizimleri sunulmakta olup, bu çizimler havuzların geometrik yapısı, boyutları ve yerleşim düzeni hakkında detaylı bilgi sağlamaktadır.



Şekil 23. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzları akım şeması, fiziksel ve kapasite özellikleri (Anonim 2016)

Şekil 23’te, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına ait akım şeması ile birlikte bu ünitelerin fiziksel özellikleri ve kapasiteye ilişkin tasarım parametreleri bir arada sunulmakta olup, sistemin hidrolik ve operasyonel karakteristiklerine dair kapsamlı bir görsel bilgi sağlanmaktadır.

Metot

Çalışmada kullanılan modeller

Bu çalışmada, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait havalandırma havuzlarının dinamik davranışlarının modellenmesinde, gelişmiş bir proses simülasyon yazılımı olan GPS-X kullanılmıştır. Modelleme sürecinde, biyolojik arıtma süreçlerini detaylı şekilde temsil edebilen ve GPS-X yazılımı kütüphanesinde yer alan Mantis modeli tercih edilmiştir. Bu model, biyokimyasal reaksiyon mekanizmalarının tanımlanmasında ve sistem performansının tahmin edilmesinde kapsamlı bir altyapı sunmaktadır.

Havalandırma havuzları detaylı biçimde modellenmiş ve oluşturulan bu model üzerinde çeşitli senaryolar doğrultusunda simülasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Yapılan bu simülasyonlar aracılığıyla, farklı işletme koşullarının sistem performansı üzerindeki etkileri analiz edilmiştir.

Tesiste bulunan, her biri 11.120 m^3 hacme ve 4,80 m derinliğe sahip üç adet havalandırma havuzu, modelleme sürecinde özgün geometrik özellikleri korunarak GPS-X yazılımı ortamına aktarılmıştır. Modelin doğruluk seviyesini artırmak amacıyla, tesisten elde edilen gerçek operasyonel veriler KOİ, TN, AKM, havalandırma havası debisi, atıksu debisi gibi temel parametreler modele giriş verisi olarak tanımlanmıştır.

Son çöktürme havuzu için seçmiş olduğumuz Simple1D çökelme modeli, yalnızca AKM konsantrasyonunun sayısal olarak entegre edildiği bir modeldir. Bu model, son çöktürme tankında biyolojik reaksiyonların ihmal edilebildiği durumlarda kullanılabilir. Son çöktürme tankına giriş yapan akımda yer alan partikül halindeki durum değişkenlerinin (örneğin heterotrofik mikroorganizmalar) konsantrasyonları, toplam AKM'nin belirli bir oranı olarak kaydedilir. Sayısal entegrasyonun her zaman adımının sonunda, çökelme katmanlarındaki AKM konsantrasyonları hesaplandıktan sonra, çıkış suyu, geri devir çamuru (RAS) ve fazla çamur (WAS) akımlarındaki partikül durum değişkenlerinin konsantrasyonları, önceden tanımlanan oranlar kullanılarak yeniden belirlenir. Simple1D modeli, çözünmüş durum değişkenlerinin konsantrasyonlarında herhangi bir değişiklik yapmaz.

ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Bu bölümde, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin ve havalandırıcıların performans değerlendirmesi, mevsimlerin sistem üzerine etkisi ve havalandırıcıların performansının iyileştirilmesine yönelik kapsamlı bir değerlendirme sunulmuştur. Tesise ait birimlerin fiziksel ve işletme verileri, giriş suyu özellikleri ile kullanılan modele ait kinetik ve stokiyometrik sabitler yazılıma veri olarak girilmiştir. Model çalıştırılarak elde edilen sonuçlar, tesisin ölçülen verileriyle karşılaştırılmış ve bu karşılaştırmalar neticesinde belirli modifikasyonlar yapılmıştır. Yapılan modifikasyonların tesis performansını ne şekilde etkilediği analiz edilerek havalandırıcıların iyileştirilmesi durumunda ne tür sonuçlar elde edilebileceği tartışılmıştır.

Atıksu arıtma tesisi dizaynında kullanılan temel parametreler ve debi değerleri, sırasıyla Tablo 3 ve 4'te sunulmuştur. Bu tablolar, tesisin tasarım kriterlerini ve operasyonel kapasitesini belirleyen anahtar verileri içermektedir.

Tablo 3. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş suyu dizayn parametreleri

Parametreler	Dizayn Değerleri
Giriş Debisi (m^3/gün)	62.448
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) (mg/L)	631
Biyolojik Oksijen İhtiyacı ($BOİ_5$) (mg/L)	321
Askıda Katı Madde (AKM) (mg/L)	343
Toplam Nitrojen Azotu (TN) (mg/L)	54
Toplam Fosfor (T-P) (mg/L)	13
pH	6-9,5

Tablo 4. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi debi değerleri

Debi	2025 Yılı (m^3/sa)	2040 Yılı (m^3/sa)
Minimum (Ort. Kuru Hava)	1.658	2.210
Maksimum (Yağışlı Hava)	5.434	7.265
Günlük Ortalama (Maks. Kuru)	2.602	3.468

Tablo 5'te Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkışındaki ortalama mevsimlik debi değerleri verilmiştir.

Tablo 5. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ortalama mevsimlik debi değerleri (m^3/gün) (2020-2022 arası)

	2020		2021		2022	
	Giriş Debisi	Çıkış Debisi	Giriş Debisi	Çıkış Debisi	Giriş Debisi	Çıkış Debisi
İlkbahar	62.776,52	60.918,29	68.630,60	70.803,28	77.215,91	73.071,21
Yaz	63.851,28	60.445,88	71.200,12	69.443,26	72.364,85	70.895,19
Sonbahar	60.030,95	58.352,54	88.392,50	85.741,62	76.955,30	76.072,47
Kış	69.712,87	68.274,82	77.313,63	74.418,28	75.707,46	77.044,46

Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Giriş Suyu Konsantrasyonları

Bu modelleme ve simülasyon çalışmasında, 2020-2022 yılları arasına ait ham atıksu verileri kullanılmıştır. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin mevcut çalışma prensipleri, giriş debileri ve kirletici yükleri, tesis yöneticileriyle yapılan kapsamlı görüşmeler ve detaylı sorgulamalar neticesinde kullanılmıştır. Tesise giren ham atıksuya ait KOİ, TN ve AKM konsantrasyonları Tablo 6'da sunulmuştur.

Tablo 6. 2020-2022 yılları arası Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ham atıksu KOİ, TN ve AKM konsantrasyon değerleri (mg/L)

Yıl	Mevsim	KOİ	TN	AKM
2020	İLKBAHAR	317,6834	22,6868	166,8042
	YAZ	421,7304	28,5804	182,2376
	SONBAHAR	367,4773	29,7126	178,8637
	KIŞ	322,5943	28,3650	181,3402
2021	İLKBAHAR	420,3335	25,4905	168,1740
	YAZ	416,8223	26,7140	189,0330
	SONBAHAR	332,4195	27,5234	167,3700
	KIŞ	367,8462	30,0812	160,3694
2022	İLKBAHAR	267,4360	22,3117	130,8530
	YAZ	379,6140	26,1247	185,7402
	SONBAHAR	324,1430	27,9679	158,5989
	KIŞ	293,6747	29,9268	143,6912

Tesisten elde edilen veriler incelendiğinde, yaz aylarında giriş atıksuyunda KOİ, TN ve AKM konsantrasyonlarında belirgin bir artış gözlemlenmektedir. Bu artışın temel nedenlerinden biri, yaz aylarında yağış miktarının azalması ve mevsimin genel olarak kurak geçmesidir. Yağışsız dönemde yüzeysel akışların sınırlı olması, kanalizasyona ulaşan atıksu miktarının azalmasına, dolayısıyla atıksu konsantrasyonlarının daha derişik hale gelmesine yol açmaktadır. Buna karşılık, sonbahar aylarında artan yağışlarla birlikte, sistem girişine ulaşan atıksu miktarı artmakta, bu durum da seyrelme etkisi yaratarak KOİ, TN ve AKM gibi parametrelerin konsantrasyonlarının düşmesine neden olmaktadır.

Kış aylarında hava sıcaklıklarının sıfırın altına düşmesi, yüzey sularının donmasına yol açmakta ve bu durum suların kanalizasyon sistemine karışmasını büyük ölçüde engellemektedir. Bu nedenle, sistem girişine ulaşan seyreltici nitelikteki akışlar azaldığından, atıksu daha derişik bir formda arıtma tesisine ulaşmakta ve bu da KOİ, TN ve AKM gibi parametrelerin konsantrasyonlarının artmasına neden olmaktadır. İlkbahar aylarında ise hava sıcaklıklarının artması sonucu kar örtüsünün erimesiyle oluşan yüzey akışları, kanalizasyon sistemine dâhil olmakta ve atıksuyu seyrelterek bu parametrelerin konsantrasyonlarında düşüşe neden olmaktadır. Bu mevsimsel dalgalanmalar, atıksu karakteristiğinde belirgin değişimlere

yol açmakta ve arıtma tesislerinin işletme stratejilerinin buna uygun şekilde dinamik olarak planlanmasını gerekli kılmaktadır. Mevsimsel değişimlerin bu şekilde arıtma tesisi yüklerine doğrudan etkisi, proses verimliliği açısından dikkatle değerlendirilmesi gereken bir husustur.

2020-2022 yılları arasında tesiste ölçülen çıkış suyu KOİ, TN ve AKM konsantrasyonları

Tesisten elde edilen KOİ ve TN değerleri, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirlenen deşarj limitleri ile karşılaştırıldığında, sınırlar içerisinde kaldığı gözlemlenmiştir (KOİ: 125 mg/L, TN: 10 mg/L AKM: 35 mg/L). Bununla birlikte, hava sıcaklıklarının sıfırın altına düştüğü dönemlerde veya difüzör sistemlerinden kaynaklanan fiziksel hasarlar nedeniyle tesis performansında bozulmalar yaşandığı gözlenmiştir.

Gerçekleştirilen simülasyonlar, akış veya hava koşullarındaki dinamik değişimleri içermeksizin, yalnızca sabit durum koşullarında yürütülmüştür. Simülasyonlarda kullanılan atıksu debileri, havalandırma debileri ile KOİ, TN ve AKM gibi parametreler, mevsimlik ortalama değerler olarak belirlenmiştir.

Mevsimsel değerlerin sınıflandırması şu şekildedir:

- İlkbahar: Nisan ve Mayıs ayları.
- Yaz: Haziran, Temmuz ve Ağustos ayları.
- Sonbahar: Eylül ve Ekim ayları.
- Kış: Kasım, Aralık, Ocak, Şubat ve Mart ayları.

2020-2022 yıllarına ait mevsimsel KOİ, TN ve AKM değerleri ve giderim verimleri sırasıyla Tablo 7, 8 ve 9'da detaylı olarak sunulmuştur.

Tablo 7. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış KOİ değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası)

	2020			2021			2022		
	Giriş KOİ	Çıkış KOİ	Verim (%)	Giriş KOİ	Çıkış KOİ	Verim (%)	Giriş KOİ	Çıkış KOİ	Verim (%)
İlkbahar	317,68	34,90	89,01	420,33	94,79	77,45	267,44	38,04	85,78
Yaz	421,73	47,91	88,64	416,82	62,74	84,95	379,61	39,59	89,57
Sonbahar	367,47	41,98	88,58	332,42	35,96	89,18	324,14	29,93	90,77
Kış	322,59	52,73	83,65	367,85	70,90	80,73	293,67	62,66	78,66

Tablo 8. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış TN değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası)

	2020			2021			2022		
	Giriş TN	Çıkış TN	Verim (%)	Giriş TN	Çıkış TN	Verim (%)	Giriş TN	Çıkış TN	Verim (%)
İlkbahar	22,69	6,21	72,62	25,49	4,40	82,73	22,31	6,40	71,33
Yaz	28,58	6,52	77,18	26,71	7,17	73,17	26,12	7,35	71,88
Sonbahar	29,71	7,65	74,27	27,52	8,76	68,18	27,97	8,95	68,00
Kış	28,37	7,70	72,86	30,08	7,56	74,87	29,93	8,44	71,79

Tablo 9. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden almış olduğumuz ortalama mevsimlik havalandırma havuzu giriş ve tesis çıkış AKM değerleri (mg/L) ve giderim verimleri (2020-2022 arası)

	2020			2021			2022		
	Giriş AKM	Çıkış AKM	Verim (%)	Giriş AKM	Çıkış AKM	Verim (%)	Giriş AKM	Çıkış AKM	Verim (%)
İlkbahar	166,80	15,90	90,47	168,17	24,73	85,30	194,10	21,77	88,78
Yaz	182,24	13,28	92,72	189,03	21,04	88,87	275,51	21,04	92,36
Sonbahar	178,86	17,67	90,12	147,37	18,05	89,21	235,25	14,95	93,65
Kış	181,34	17,95	90,10	160,37	21,38	86,67	213,14	23,88	88,80

Havalandırıcıların mevcut durumu ve performans iyileştirilmesi

Bu çalışmanın yürütüldüğü 2020-2022 yılları arasında, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin havalandırma havuzlarında yer alan difüzörlerde çeşitli problemler tespit edilmiştir. Bu problemler arasında en kritik olanı, difüzörlerde yırtılma ve patlak gibi fiziksel hasarların bulunmasıdır. Söz konusu yapısal deformasyonlar, yalnızca oksijen transfer verimini düşürmekle kalmamış, aynı zamanda sistemin genel kararlılığı ve arıtma kapasitesi açısından da risk oluşturmuştur.

Difüzörlerde meydana gelen bu patlak ve yırtıkların, tesisin enerji maliyetlerinde kayda değer bir artışa neden olması beklenen bir sonuçtur. Modelleme sonuçlarının incelenmesi ve tesis yetkilileriyle yapılan görüşmeler neticesinde, sistemin normal işletme koşullarında verilmesi gereken hava miktarının yaklaşık 3 ila 4 katı kadar hava verildiği tespit edilmiştir. Bu durum, yalnızca enerji tüketimini gereksiz şekilde artırmakla kalmamış, aynı zamanda ekipman üzerinde ilave mekanik yük oluşturarak bakım gereksinimlerini de hızlandırmıştır.

Şekil 24'te sunulan fotoğrafta, havalandırma havuzlarındaki hava kabarcıklarının homojen bir şekilde dağılmadığı açıkça görülmektedir. Bazı bölgelerde hava kabarcıklarının yoğunlaştığı ve boyutlarının belirgin şekilde büyük olduğu dikkat çekmektedir. Bu durumun, söz konusu bölgelerde yer alan difüzörlerin patlak veya hasarlı olmasından kaynaklandığı değerlendirilmektedir. Difüzörlerdeki bu fiziksel deformasyon, havalandırma verimliliğini

olumsuz yönde etkileyerek oksijen transferinin dengesiz bir biçimde gerçekleşmesine neden olmaktadır.



Şekil 24. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki hava kabarcıklarının durumu

Difüzörlerdeki arızaların giderek artması ve bu durumun tesisin operasyonel verimliliği üzerinde ciddi olumsuz etkiler yaratması nedeniyle, 2024 yılında tesiste kapsamlı bir yenileme çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma kapsamında, havalandırma havuzlarında bulunan tüm difüzörler yenileri ile değiştirilmiş ve sistemin hava dağıtım performansının iyileştirilmesi hedeflenmiştir (Şekil 25 ve Şekil 26). Söz konusu yenileme, yalnızca oksijen transfer verimini artırmakla kalmamış, aynı zamanda enerji tüketim değerlerinin nispeten düşmesine ve bakım gereksinimlerinin azalmasına katkı sağlamıştır.



Şekil 25. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki difüzörlerin değişimi



Şekil 26. Erzurum Biyolojik Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarındaki difüzörlerin değişimi

2020-2022 yılları arasında tesis performansının mevsimsel olarak değerlendirilmesi

İlkbahar aylarında hava sıcaklıklarının yükselmesiyle birlikte kar örtüsünün erimesi hızlanmakta ve buna bağlı olarak yüzeysel akış miktarında artış gözlenmektedir. Bu yüzeysel akışlar, atıksu toplama sistemine ilave debi olarak girmekte ve atıksuyun seyrelmesine yol açmaktadır. Seyrelme etkisi sonucunda, KOİ, TN ve AKM konsantrasyonlarında belirgin bir düşüş meydana gelmektedir. Bu durum, kar erimesinin mevsimsel atıksu karakteristiği üzerindeki önemli etkilerinden biri olarak değerlendirilebilir.

Yaz aylarında, giriş atıksuyunda KOİ, TN ve AKM konsantrasyonlarında artış eğilimi gözlenmiştir. Bu durumun temel nedeni, yağış miktarındaki azalma ve kuraklık koşullarının hakimiyetidir. Yaz mevsiminde yüzeysel akış miktarının düşmesi, atıksu debisinin azalmasına yol açmakta; buna bağlı olarak kirlilik parametrelerinin konsantrasyonları daha yüksek seviyelerde ölçülmektedir. Dolayısıyla, debi azalması ve seyrelme etkisinin ortadan kalkması, atıksuyun daha derişik bir karakter kazanmasına neden olmaktadır.

Sonbahar aylarında yağış miktarındaki artış, tesise ulaşan atıksu debisinin yükselmesine neden olmaktadır. Artan debi, atıksu içerisindeki kirletici parametrelerin seyrelmesine yol açarak KOİ, TN ve AKM konsantrasyonlarının düşmesine neden olmaktadır. Bu durum, mevsimsel yağış rejiminin atıksu karakteristiği üzerindeki belirgin etkisini ortaya koymaktadır.

Erzurum'un sert ve uzun süren kış koşulları, özellikle biyolojik atıksu arıtma tesislerinin operasyonel performansı üzerinde önemli zorluklar yaratmaktadır. Kış aylarında hava sıcaklıklarının sürekli olarak sıfırın altına düşmesi, mikroorganizmaların metabolik aktivitelerini önemli ölçüde yavaşlatmakta ve biyolojik arıtma süreçlerinin etkinliğinde kayda değer azalmalar meydana gelmektedir. Bu durum, arıtma sistemlerinin stabilitesini tehdit etmekte ve özellikle organik madde ile besin elementlerinin gideriminde verim kayıplarına yol açabilmektedir. Dolayısıyla, soğuk iklim koşullarında biyolojik arıtma süreçlerinin iyileştirilmesi, tesisin sürdürülebilirliği ve çevresel standartların sağlanması açısından kritik bir gereklilik olarak ortaya çıkmaktadır.

Tesisten elde edilen çıkış suyu analiz sonuçları incelendiğinde, kış mevsimi verilerinde diğer mevsimlere kıyasla KOİ ve TN giderimi açısından belirgin bir bozulma ve buna bağlı olarak arıtma verimliliğinde anlamlı bir düşüş olduğu gözlemlenmiştir. Bu gözlem, düşük sıcaklıkların biyolojik arıtma süreçlerindeki mikrobiyal aktiviteyi olumsuz etkilediğini ve böylece organik madde ile besin gideriminde performans kayıplarına yol açtığını işaret etmektedir. Kış aylarındaki bu verim düşüşü, tesis işletmecileri için kritik operasyonel zorluklar yaratmakta ve süreçlerin soğuk iklim koşullarına adaptasyonunu zorunlu kılmaktadır. Tablo 10'da tesisten alınan verilere göre mevsimsel KOİ, TN ve AKM giderim verimleri ve hava debisi değerleri sunulmuştur.

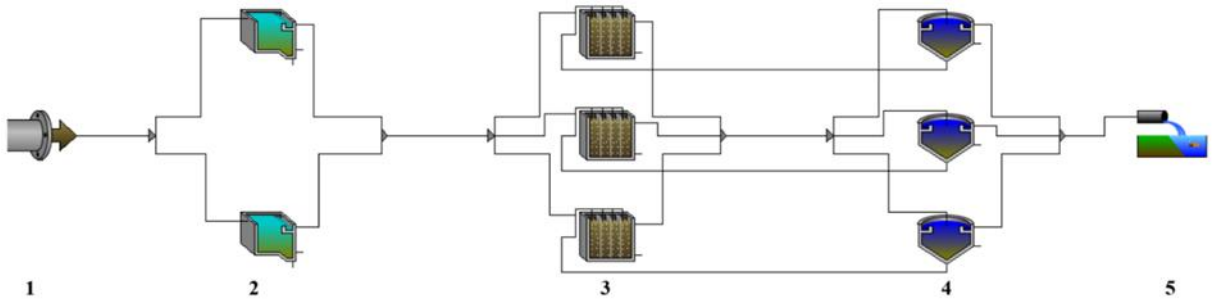
Tablo 10. 2020-2022 yılları arası Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi KOİ, TN ve AKM giderim verimleri (%) ve havalandırma havuzlarına verilen hava miktarı (Nm^3)

Yıl	Mevsim	KOİ Verim	TN Verim	AKM Verim	Havalandırma Havuzlarına Verilen Toplam Hava Debisi (Nm^3)
2020	İLKBAHAR	89,01	72,62	90,47	233.335,67
	YAZ	88,64	77,18	92,72	312.506,97
	SONBAHAR	88,58	74,27	90,12	578.556,81
	KIŞ	83,65	72,86	90,10	392.658,14
2021	İLKBAHAR	77,45	82,73	85,30	558.280,00
	YAZ	84,95	73,17	88,87	560.935,00
	SONBAHAR	89,18	68,18	89,21	531.663,00
	KIŞ	80,73	74,87	86,67	497.630,20
2022	İLKBAHAR	85,78	71,33	88,78	336.815,00
	YAZ	89,57	71,88	92,36	500.124,00
	SONBAHAR	90,77	68,01	93,65	654.453,00
	KIŞ	78,66	71,79	88,80	271.084,75

2020-2022 yılları arasındaki veriler ile GPS-X programı kullanılarak tesisin modellenmesi

GPS-X, atıksu arıtma tesislerinin performansını modellemek ve simüle etmek için tasarlanmış kapsamlı bir yazılımdır. Biyolojik, kimyasal ve fiziksel arıtma süreçlerinin dinamik analizine olanak tanıyan esnek yapısıyla bu yazılım, atıksu arıtma tesislerinin uygulamalarında sıklıkla tercih edilir.

Modelleme sürecinin ilk adımı, tesise özgü veriler kullanılarak temel bir modelin oluşturulması ve ardından bu modelin kalibrasyonudur. Bu aşamada, tesisin tasarım kriterleri, giriş suyunun debi ve kalite karakteristikleri ile işletmeye dair performans parametreleri gibi veriler kullanılır. Oluşturulan bu başlangıç modeli, yalnızca o anki operasyonel üniteleri kapsar. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin giriş suyu, ön çöktürme, biyoreaktör (havalandırma havuzları) ve son çöktürme havuzlarını temsil eden ve GPS-X yazılımında kullanılan akış diyagramı, Şekil 27'de gösterilmiştir.



Şekil 27. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarının GPS-X yazılımıyla modellenmesi sonucu oluşan diyagram (1- atık su girişi, 2- ön çöktürme havuzları, 3- havalandırma havuzları, 4- son çöktürme havuzları, 5- deşarj)

Tesisin girişine ulaşan ham atıksu, ilk olarak ızgara sistemlerinden geçirilerek kaba katı maddelerden arındırılmaktadır. Ön arıtma sonrası, her biri 1.504 m³ hacme sahip iki adet dikdörtgen ön çöktürme havuzuna sevk edilmektedir. Bu havuzlardan çıkan atıksu, biyolojik arıtmanın gerçekleştiği havalandırma havuzlarına iletilir.

Tesis, her biri 11.120 m³ hacminde olan üç adet dikdörtgen havalandırma havuzu içermektedir. Bu havuzlar, arıtma prosesine göre üç bölmeye ayrılmıştır: İlk bölme, toplam hacmin %25'ini oluşturan anoksik kısımken, geri kalan %25 ve %50'lik kısımlar aerobik bölmeleri temsil etmektedir.

Havalandırma havuzlarından çıkan karışım, son çöktürme aşaması için 3,75 m su seviyesine ve 2.023 m² yüzey alanına sahip üç adet dairesel son çöktürme havuzuna yönlendirilmektedir.

GPS-X yazılımında oluşturulan model, atıksu arıtma tesisini fiziksel olarak birebir temsil edecek şekilde tasarlanmıştır. Bu kapsamda, ön çöktürme havuzları, havalandırma havuzları ve son çöktürme havuzları gibi ana üniteler, tesisin gerçek ölçüleri esas alınarak modele dahil edilmiştir.

Tablo 11'de, oluşturulan modelin kalibrasyon işlemi yapılmaksızın, yalnızca mevsimsel parametreler dikkate alınarak gerçekleştirilen analiz sonuçları sunulmaktadır. Modelden elde edilen sonuçlar ile tesis ölçümlerinden elde edilen veriler karşılaştırıldığında, ÇO değerlerinde belirgin farklılıklar gözlenmiştir. Modelin, tesiste ölçülen ÇO değerlerini yansıtabilmesi için yaklaşık üç ila dört kat daha yüksek hava debisi uygulanması gerektiği tespit edilmiştir. Bu bulgu üzerine tesis yöneticileri ile yapılan görüşmelerde, çalışma döneminde difüzörlerde meydana gelen patlaklar ve yırtıklar nedeniyle sistemin yaklaşık üç ila dört kat fazla hava ile işletildiği bilgisine ulaşılmıştır.

Tablo 11. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu debi ve ÇO verileri ile model sonuçlarının karşılaştırması (2020-2022 arası)

		Tesis Verileri			**Model**		
Yıl	Mevsim	Toplam Hava Debisi (Nm^3)	Oksijen Miktarları Anoksik (mg/L)	Oksijen Miktarları Aerobik (mg/L)	Toplam Hava Debisi (Nm^3)	Oksijen Miktarları Anoksik (mg/L)	Oksijen Miktarları Aerobik (mg/L)
2020	İLKBAHAR	233.335,67	0,2862	4,2968	688.500,00	0,0517	4,2960
	YAZ	312.506,97	0,5304	4,5755	978.750,00	0,0367	4,5750
	SONBAHAR	578.556,81	0,9339	6,2710	1.179.000,00	0,0700	6,2710
	KIŞ	392.658,14	1,0928	5,4476	1.024.920,00	0,0542	5,4480
2021	İLKBAHAR	558.280,00	1,6935	6,4147	1.477.950,00	0,0543	6,4150
	YAZ	560.935,00	0,7213	6,5563	1.590.000,00	0,0537	6,5560
	SONBAHAR	531.663,00	0,6286	5,2810	1.258.500,00	0,0393	5,2810
	KIŞ	497.630,20	1,4609	7,0358	1.860.000,00	0,0586	7,0350
2022	İLKBAHAR	336.815,00	0,7549	6,4035	1.131.600,00	0,0807	6,4030
	YAZ	500.124,00	0,8676	6,9044	1.165.600,00	0,0637	6,9040
	SONBAHAR	654.453,00	0,5327	7,2806	1.787.100,00	0,0714	7,2800
	KIŞ	271.084,75	0,6266	3,2818	736.200,00	0,0274	3,2810

Oluşturulan modelin kalibrasyonu ve test edilmesi

Modelin kalibrasyon süreci kapsamında, öncelikle atıksu arıtma tesisine ait işletme ve giriş suyu özellikleri, ilgili proseslerin kinetik ve stokiyometrik parametreleri dikkatlice GPS-X yazılımı platformuna aktarılmıştır. Bu hazırlık aşamasının ardından simülasyon sürecine geçilmiştir. Simülasyonlarda, atıksu arıtma sisteminde yer alan ilgili tüm prosesleri ve arıtılmış çıkış suyu kalitesini doğru şekilde yansıtabilmek için, kritik öneme sahip parametreler dikkate alınıp, yazılımın varsayılan kinetik ve stokiyometrik parametre değerleri esas alınarak model çalıştırılmıştır. Bu yaklaşım, sistemin biyolojik performansının temel dinamiklerini anlamak ve kalibrasyon sürecinin ilk aşamasını oluşturmak adına önemli bir başlangıç noktası sağlamıştır. Tablo 12'de GPS-X yazılımının varsayılan kinetik ve stokiyometrik parametre değerleri sunulmuştur.

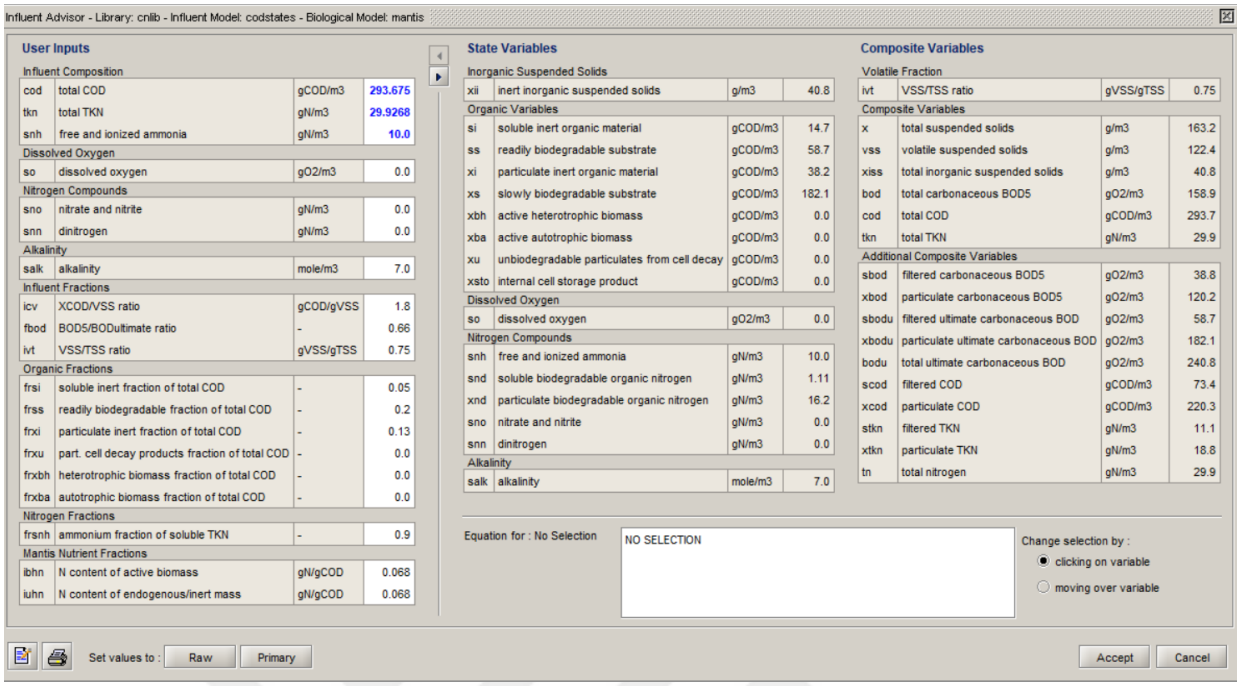
Tablo 12. GPS-X yazılımının varsayılan kinetik ve stokiyometrik verileri

	Değer	Birim
Kinetik Parametreler		
Aktif Heterotrofik Biyokütle		
Heterotrofik maksimum spesifik büyüme hızı	3,2	1/gün
Kolayca biyobozunur substrat yarı doygunluk katsayısı	5,0	mg KOİ/L
Aerobik ortam için oksijen yarı doygunluk katsayısı	0,2	mg O_2/L
Anoksik ortam için oksijen yarı doygunluk katsayısı	0,2	mg O_2/L
Anoksik büyüme faktörü	0,5	-
Nitrat yarı doygunluk katsayısı	0,1	mg N/L
Amonyak (besin olarak) yarı doygunluk katsayısı	0,05	mg N/L
Heterotrofik bozunma hızı	0,62	1/gün
Alkalinite yarı doygunluk katsayısı	5,0	mg $CaCO_3$/L
Aktif Ototrofik Biyokütle		
Ototrofik maksimum spesifik büyüme hızı	0,9	1/gün
Amonyak (substrat olarak) yarı doygunluk katsayısı	0,7	mg N/L
Oksijen yarı doygunluk katsayısı	0,25	mg O_2/L
Ototrofik bozunma hızı	0,17	1/gün
Ototrofik büyüme için alkalinite yarı doygunluk katsayısı	25,0	mg $CaCO_3$/L
Hidroliz		
Maksimum spesifik hidroliz hızı	3,0	1/gün
Yavaş biyobozunur substrat yarı doygunluk katsayısı	0,1	g KOİ/g KOİ
Anoksik hidroliz faktörü	0,6	-
Amonifikasyon		
Amonifikasyon hızı	0,08	m^3/ g KOİ/gün
Model Stokiyometrisi		
Aktif Heterotrofik Biyokütle		
Heterotrofik verim	0,666	g KOİ/g KOİ
Heterotrofik endojen fraksiyon	0,08	g KOİ/g KOİ
Aktif Ototrofik Biyokütle		
Ototrofik verim	0,24	g KOİ/g N
Ototrofik endojen fraksiyon	0,08	g KOİ/g KOİ

Modelin temel yapıtaşını, giriş atıksuyunun konsantrasyon ve debi değerleri ile birlikte çeşitli kinetik ve stokiyometrik parametrelerin sayısal değerleri oluşturmaktadır. Konsantrasyon ve debi değerleri tesisten temin edilen laboratuvar analiz ve çeşitli ölçüm sonuçları ışığında titizlikle belirlenerek modele aktarılmıştır. Ayrıca atıksuyun karakterizasyonunu daha doğru yansıtmak amacıyla, giriş fraksiyonları tesisin teknik dokümantasyonunda belirtilen verilere dayanarak, yazılımın varsayılan model parametreleri üzerinde revize edilmiştir. Bu kapsamlı uyarlama ve kalibrasyon süreci, modelin gerçek sistem dinamiklerini daha hassas bir biçimde temsil etmesini sağlamış ve simülasyonların güvenilirliğini artırmıştır.

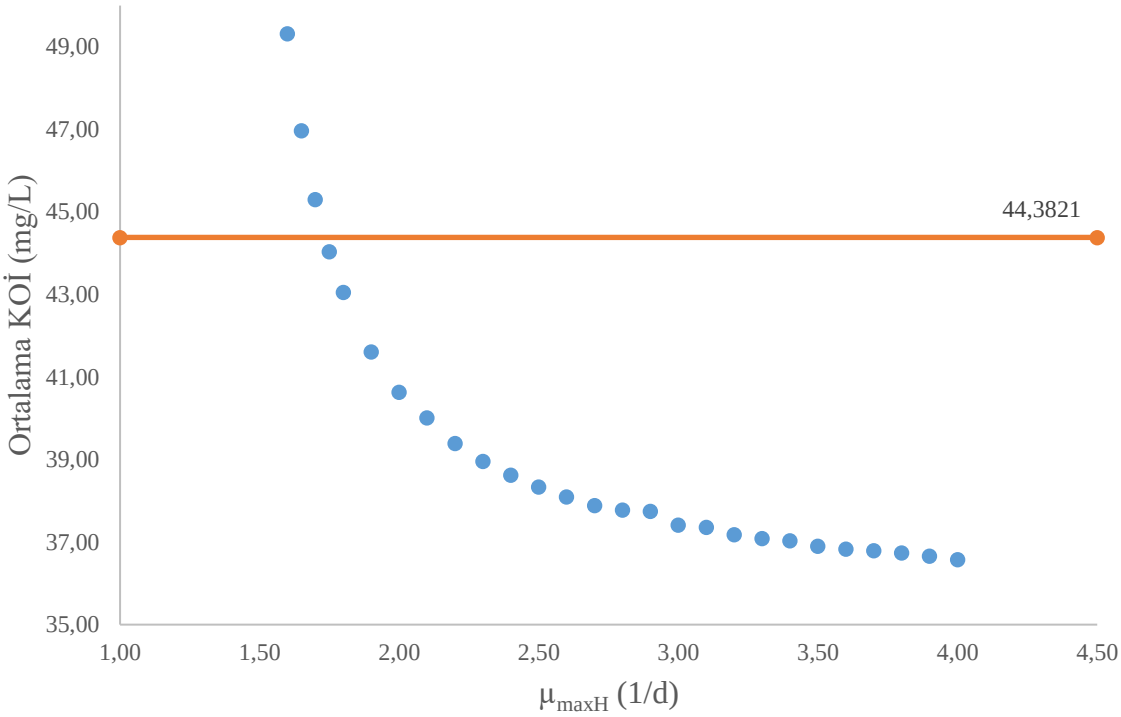
Şekil 28'de GPS-X yazılımında bulunan Influent Advisor kısmı gösterilmiştir. Sol sütunda yer alan alanlar, giriş suyu konsantrasyonları ve stokiyometrik oranlar gibi, kullanıcının girebileceği verileri göstermektedir. Orta ve sağ sütunlar ise, kullanıcı girdilerinden hesaplanan durum değişkeni ve bileşik değişken konsantrasyonlarını göstermektedir. Sol sütundaki

değerler değiştirildikçe, orta ve sağ sütunlardaki değişkenler otomatik olarak güncellenmektedir.

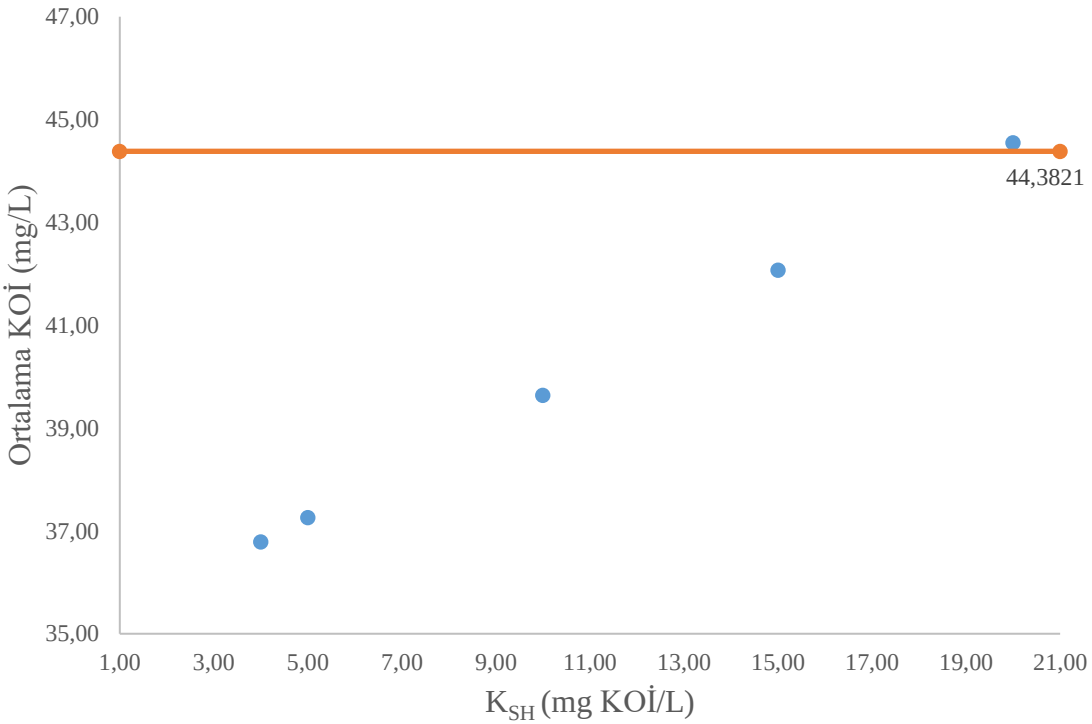


Şekil 28. Oluşturduğumuz modelde ve simülasyonda kullandığımız kapsamlı giriş suyu karakterizasyon değerleri (GPS-X Influent Advisor ekranı)

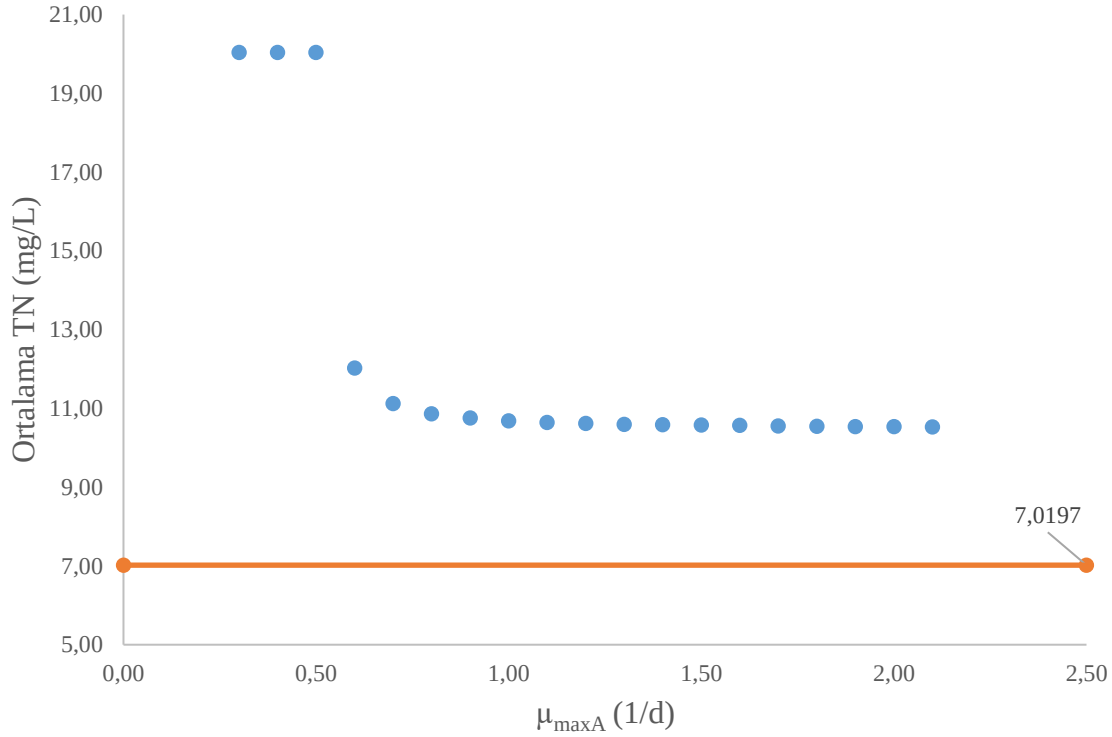
Kalibrasyon çalışmaları kapsamında 2020 yılı ortalama verileri kullanılmış ve çıkış suyu KOİ ve TN değerleri üzerinde etkili olduğu bilinen μ_{maxH} (Heterotrofik maksimum spesifik büyüme hızı), K_{SH} (Kolayca biyobozunur substrat yarı doygunluk katsayısı), μ_{maxA} (Ototrofik maksimum spesifik büyüme hızı) ve K_{SA} (Amonyak (substrat olarak) yarı doygunluk katsayısı) parametrelerinin sayısal değerlerinde değişiklikler yapılarak ölçülen ve hesaplanan değerlerin uyumu arttırılmaya çalışılmıştır. Bu değişikliklere karşı KOİ, TN, AKM, ÇO ve NH_4^+ değerlerinde gözlenen değişimler Şekil 29-38'de sunulmuştur.



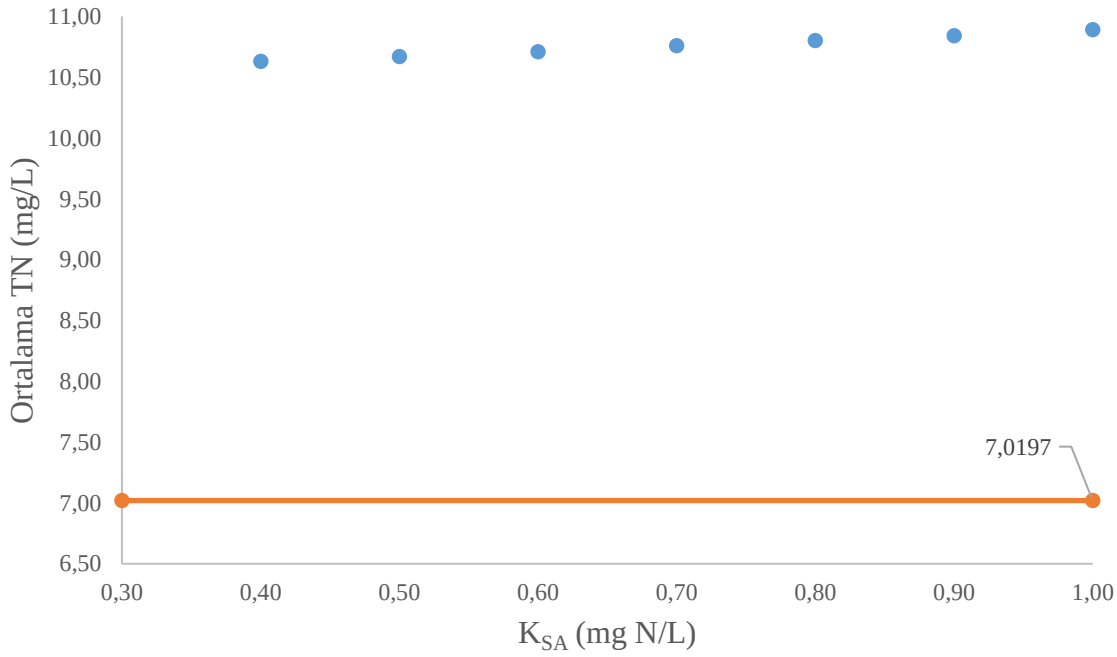
Şekil 29. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama toplam KOİ değerine göre kalibrasyonu



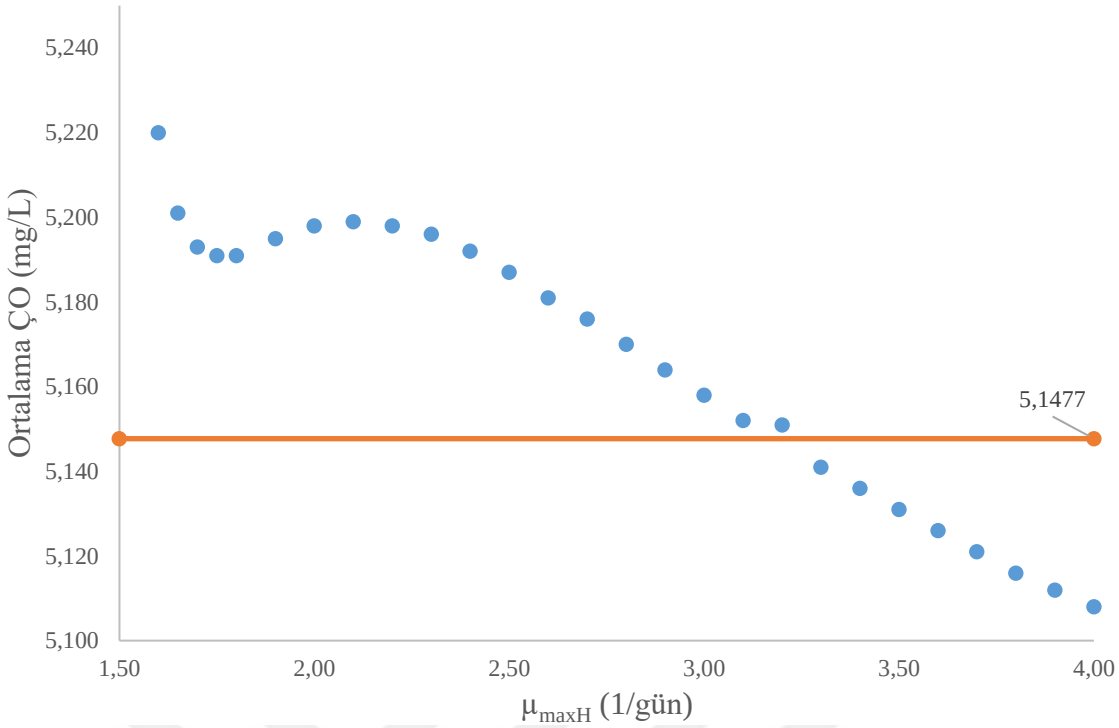
Şekil 30. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama toplam KOİ değerine göre kalibrasyonu



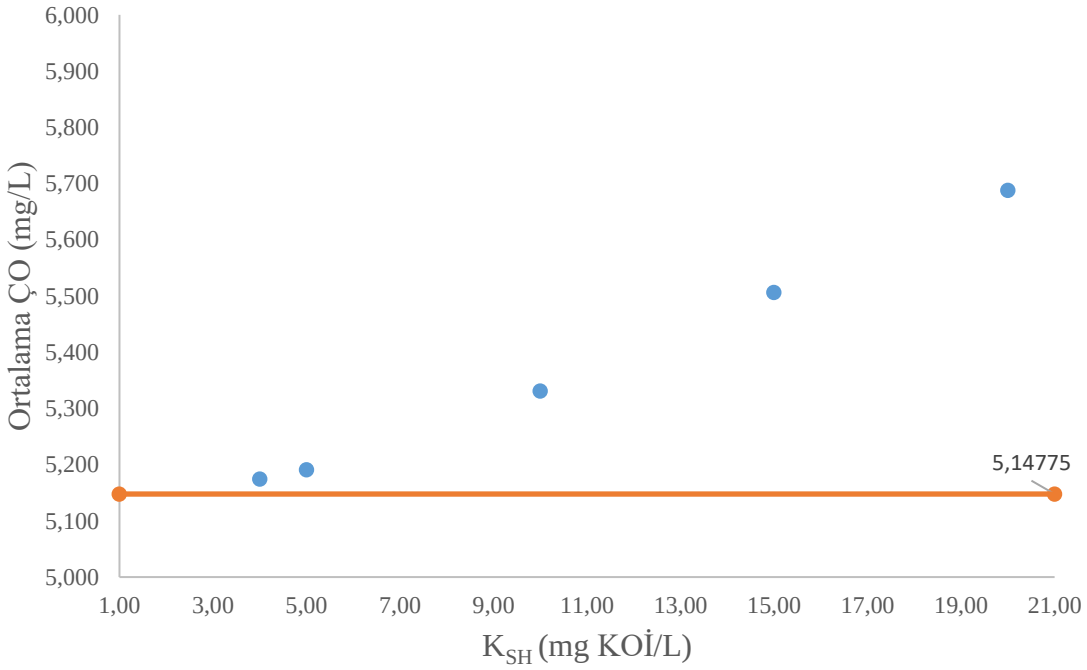
Şekil 31. μ_{maxA} değerinin çıkış suyu ortalama TN değerine göre kalibrasyonu



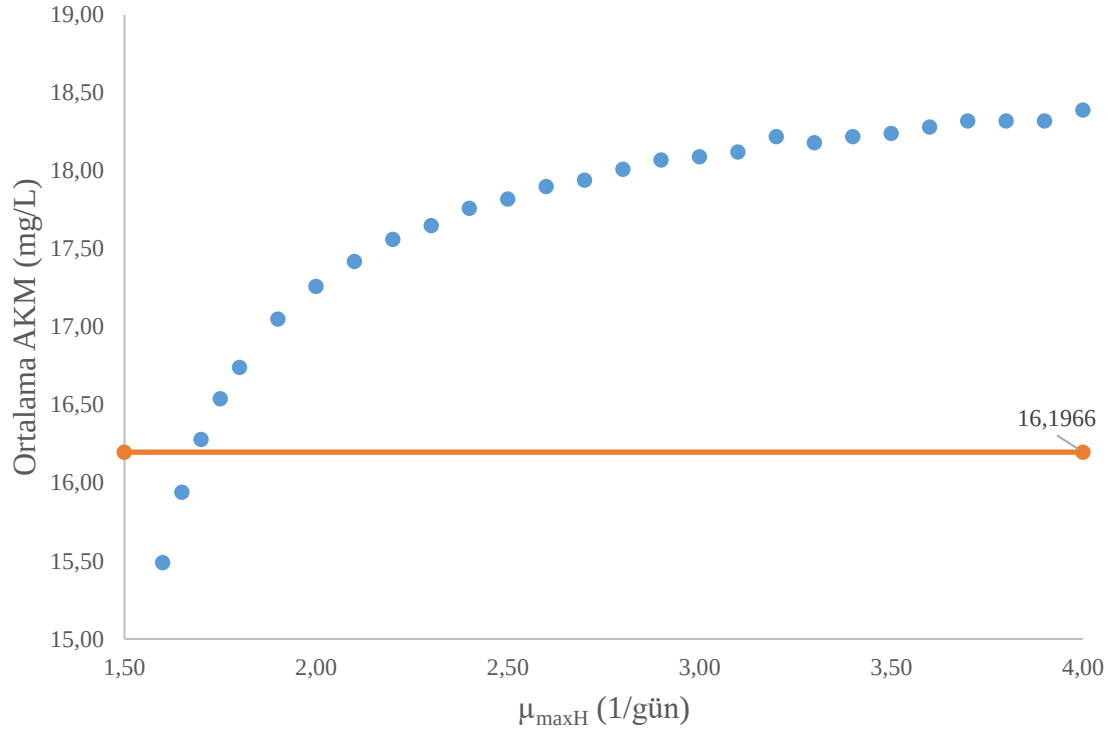
Şekil 32. K_{SA} değerinin çıkış suyu ortalama TN değerine göre kalibrasyonu



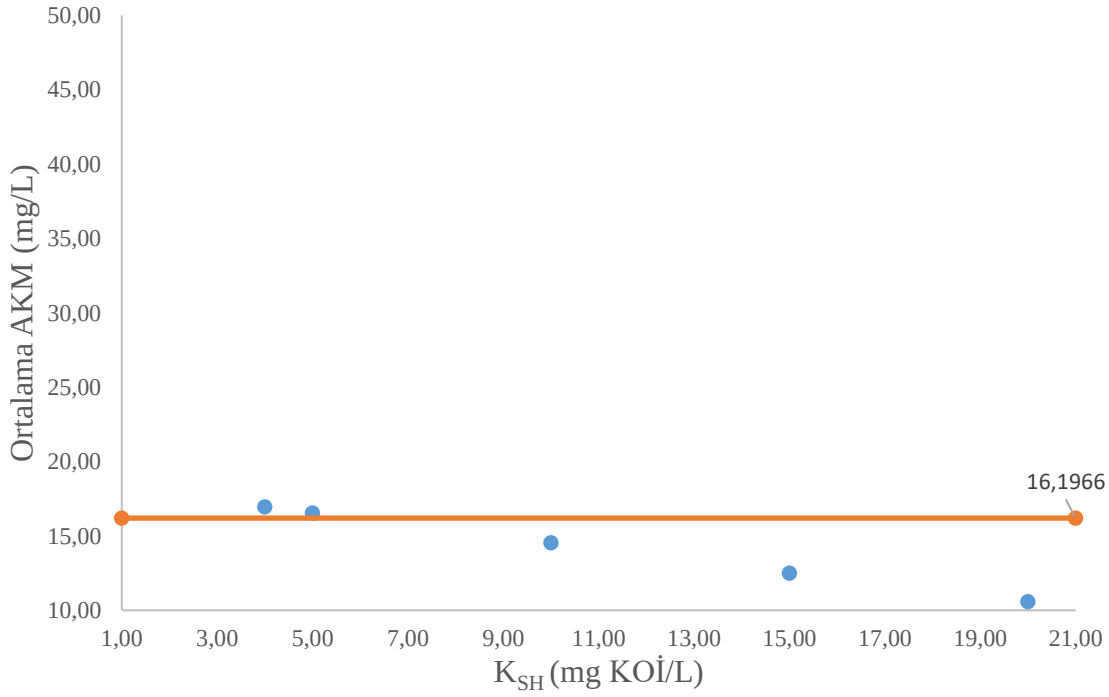
Şekil 33. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama ÇO değerine göre kalibrasyonu



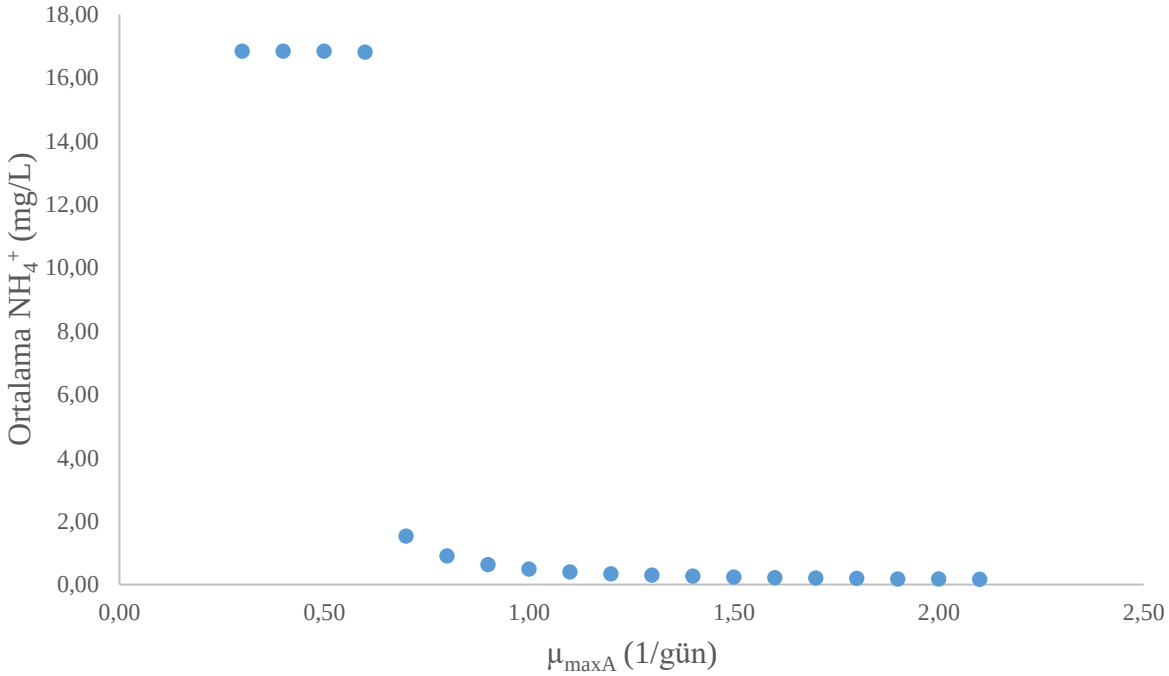
Şekil 34. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama ÇO değerine göre kalibrasyonu



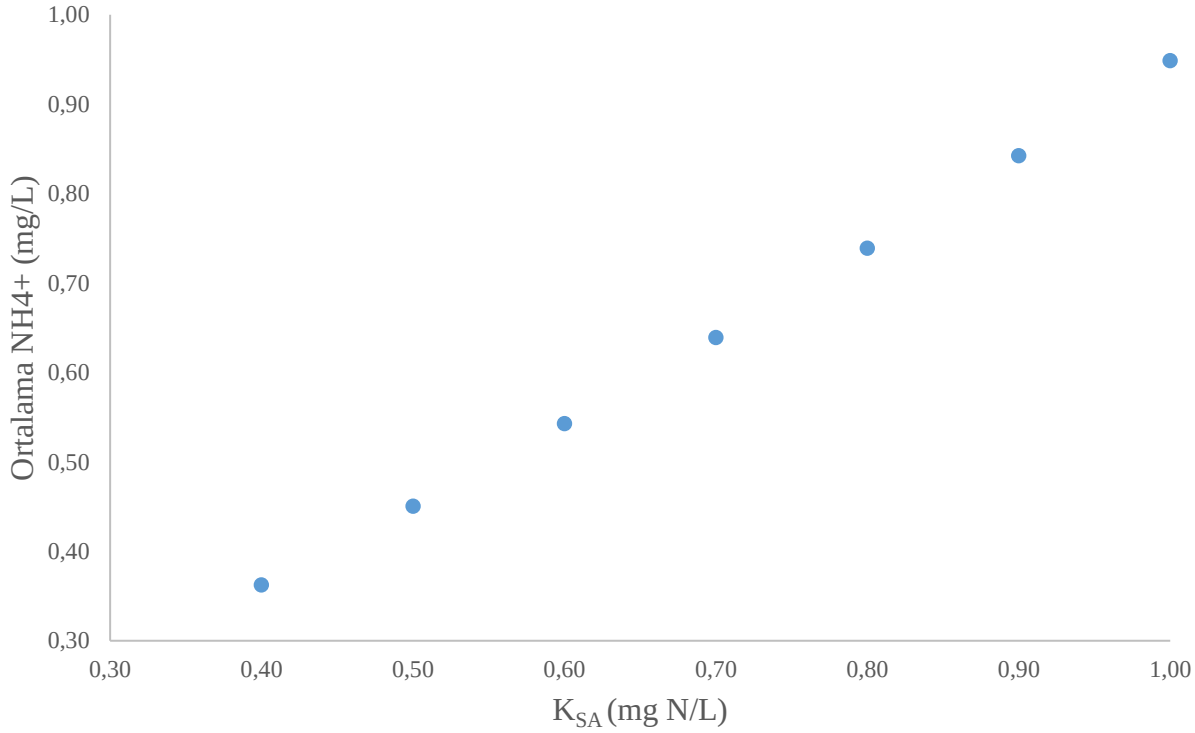
Şekil 35. μ_{maxH} değerinin çıkış suyu ortalama AKM değerine göre kalibrasyonu



Şekil 36. K_{SH} değerinin çıkış suyu ortalama AKM değerine göre kalibrasyonu



Şekil 37. μ_{maxA} değerinin çıkış suyu ortalama NH_4^+ değerine göre kalibrasyonu



Şekil 38. K_{SA} değerinin çıkış suyu ortalama NH_4^+ değerine göre kalibrasyonu

Model kalibrasyon çalışmalarında ilk olarak μ_{maxH} parametresi üzerinde durulmuştur. GPS-X yazılımında tanımlı varsayılan değerler ($\mu_{maxH:}$ 3,2 1/gün, $K_{SH:}$ 5 mg KOİ/L, μ_{maxA}: 0,9 1/gün, K_{SA}: 0,7 mg N/L) referans alınarak, sistem davranışını en iyi yansıtan uygun μ_{maxH} değeri 1,75 1/gün olarak belirlenmiştir. Ardından, yine varsayılan değerler temelinde K_{SH} parametresi üzerinde kalibrasyon çalışmaları sürdürülmüş ve en uygun değer 20 mg KOİ/L olarak

bulunmuştur. Ancak bu değer çalışmamızın ilerleyen kısımlarında konsantrasyonlarda sorunlar çıkardığından 5 mg KOİ/L olarak kullanılması uygun görülmüştür. Bu iki parametre üzerinden yapılan ayarlamaların ardından, μ_{maxA} ve K_{SA} parametrelerinin etkileri değerlendirilmiş; ancak bu iki parametrenin model sonuçları üzerinde anlamlı bir değişikliğe yol açmadığı gözlemlenmiştir.

Hesaplanan ve ölçülen veriler arasında gözlemlenen farklılıklar, genellikle organik maddenin fraksiyonlanması, stokiyometrik parametreler (Sabri et al. 2017) ve kinetik parametreler (Arif et al. 2018) gibi faktörlerle ilişkilendirilmektedir. Bu parametrelerin doğru bir şekilde belirlenmesi ve modele entegre edilmesi, simülasyon sonuçlarının gerçek sistem davranışını yansıtması açısından kritik öneme sahiptir.

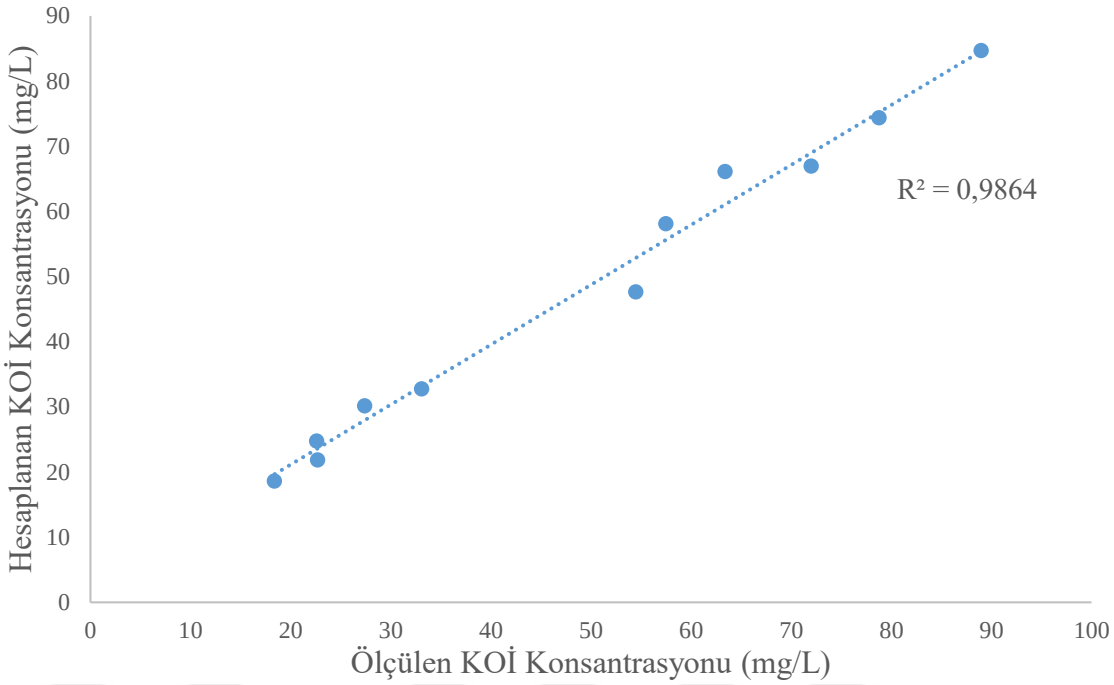
Aktif çamur modellerinde karşılaşılan temel zorluklardan biri, hem kalibrasyon hem de uygulama safhalarında, makul düzeyde doğru tahminler yapabilmek için ilgili parametrelerin uygun şekilde belirlenmesidir (Liwarska-Bizukojc and Biernacki 2010). Bu durum, modelin gerçek sistem davranışını doğru yansıtması açısından kritik bir öneme sahiptir.

Geliştirilen modelin uygunluğu ve güvenilirliği, mevcut ek veri setlerinin modele uygulanmasıyla kapsamlı bir şekilde test edilmiştir. Bu doğrulama sürecinde, model tarafından tahmin edilen KOİ, TN çıkış konsantrasyonları, sahadan toplanan deneysel ölçümlerle karşılaştırılmıştır. Model sonuçlarının deneysel verilerle yüksek derecede uyum göstermesi, kalibrasyon sürecinin başarıyla tamamlandığını ve modelin tesisin gerçek operasyonel koşullarını güvenilir biçimde temsil ettiğini göstermektedir. Bu durum, modelin hem mevcut arıtma performansını izleme hem de gelecekteki senaryoların değerlendirilmesi açısından etkin bir araç olduğunu doğrulamaktadır.

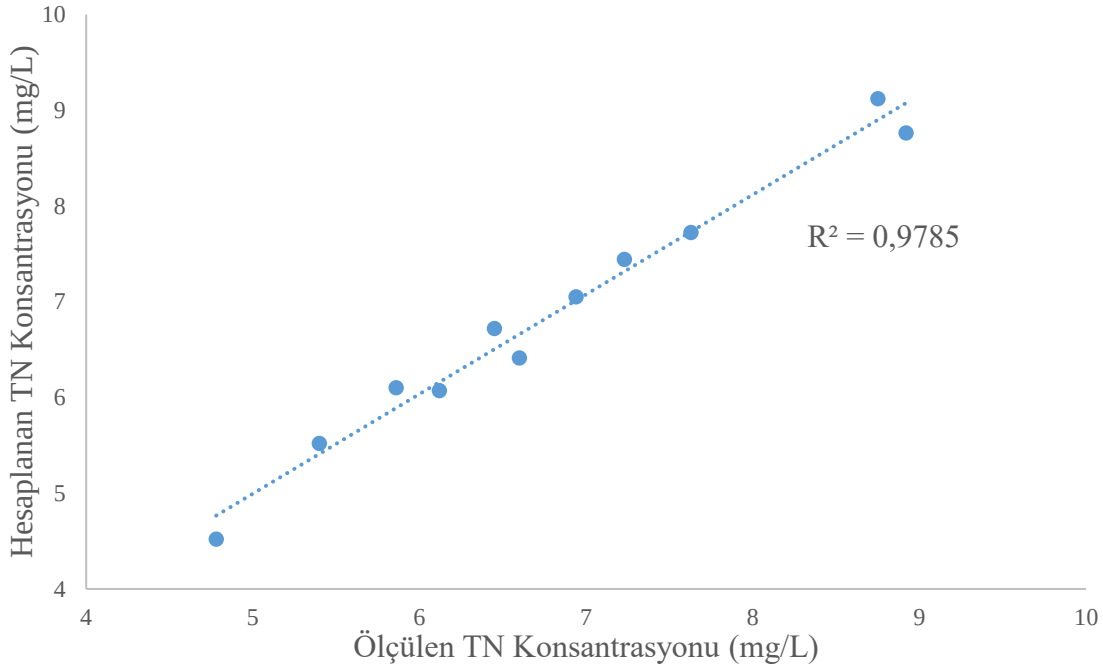
Oluşturulan modelin doğrulanması

Geliştirilen modelin ilk aşamada kalibrasyon süreci başarıyla tamamlandıktan sonra, mevcut veri setleri modele entegre edilerek simülasyonlar gerçekleştirilmiştir. Elde edilen simülasyon çıktıları, tesisin saha ölçümleri ve gerçek işletme verileri ile karşılaştırılmıştır. Bu karşılaştırma, modelin performansını ve öngörü kabiliyetini değerlendirmek amacıyla yapılmış olup modelin doğruluğunun ve güvenilirliğinin sağlanmasına yönelik kritik bir doğrulama adımı olarak işlev görmüştür.

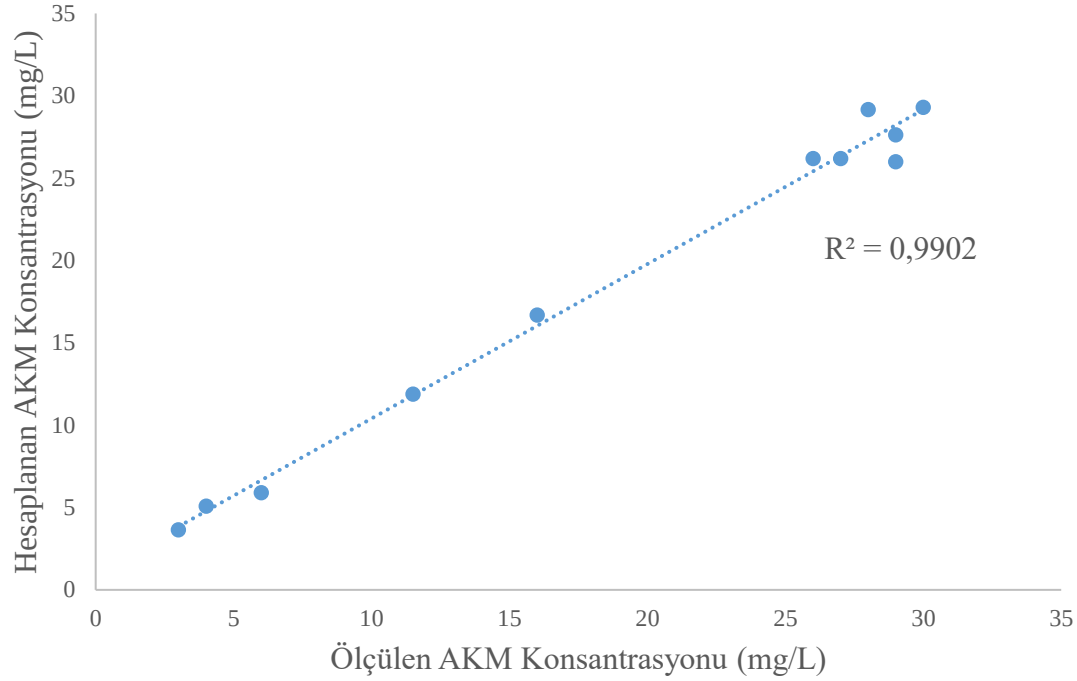
Kalibrasyonun doğrulanması amacıyla, rastgele seçilmiş 11 veri seti kullanılarak analizler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen ölçüm sonuçları ile model tarafından hesaplanan değerler karşılaştırılmış ve bu karşılaştırmaların görselleştirilmesi amacıyla grafikler oluşturulmuştur. Söz konusu grafikler, Şekil 39–42'de sunulmaktadır.



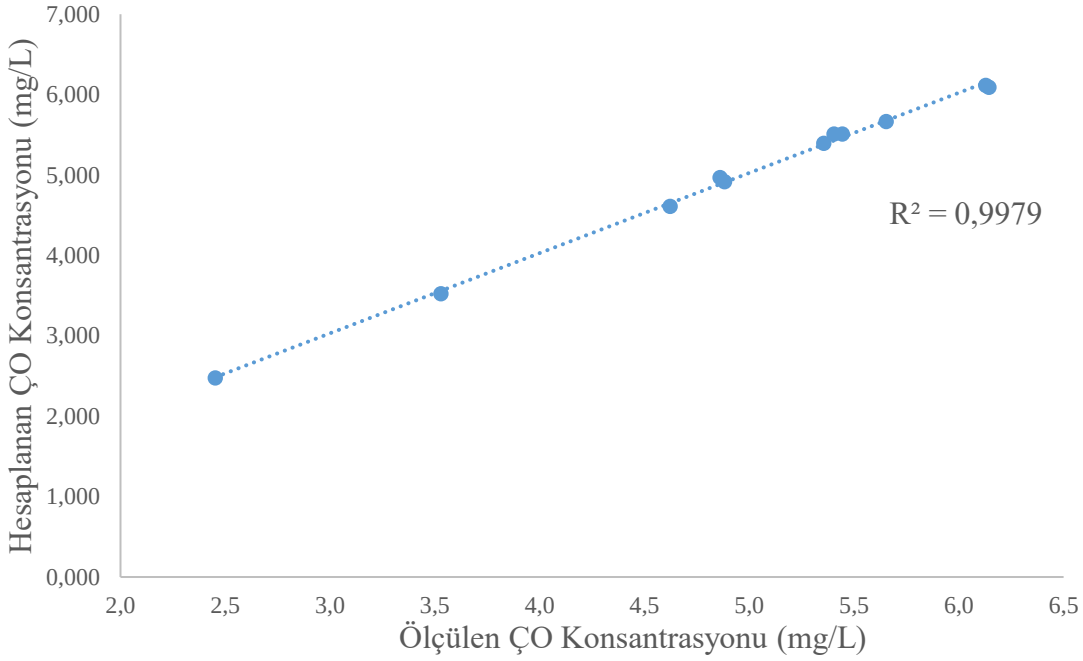
Şekil 39. Ölçülen KOİ'ye karşılık Hesaplanan KOİ grafiği



Şekil 40. Ölçülen TN'e karşılık Hesaplanan TN grafiği



Şekil 41. Ölçülen AKM'ye karşılık Hesaplanan AKM grafiği



Şekil 42. Ölçülen ÇO'ya karşılık Hesaplanan ÇO grafiği

KOİ grafiği için R^2 değeri 0,9864, TN grafiği için 0,9785, AKM grafiği için 0,9902 ve ÇO grafiği için 0,9979 olarak hesaplanmıştır. R^2 değerlerinin 1'e oldukça yakın çıkması, modelin tahmin sonuçları ile ölçülen veriler arasındaki uyumun yüksek olduğunu ve dolayısıyla modelin tutarlılık ve güvenilirlik düzeyinin güçlü olduğunu ortaya koymaktadır.

Tesisten temin edilen operasyonel veriler kullanılarak gerçekleştirilen simülasyon çalışmaları esnasında, havalandırma havuzlarındaki ÇO konsantrasyonlarında önemli derecede

tutarsızlıklar tespit edilmiştir. Mevcut hava debileri modele girildiğinde, sahada ölçülen ÇO seviyelerine ulaşılamadığı gözlenmiştir. Bununla birlikte, hava debisinin yaklaşık üç katına çıkarılması durumunda, istenilen oksijen konsantrasyonlarının sağlanabildiği ortaya konmuştur (Tablo 13). Bu durum, havalandırma sistemindeki mevcut hava dağıtımının yetersizliğine işaret etmekte olup, oksijen transfer verimliliğinin artırılması için sistem parametrelerinin yeniden değerlendirilmesi gerektiğini göstermektedir. Ayrıca, bu tür tutarsızlıklar, model girdilerinin ve saha ölçümlerinin doğruluğunun gözden geçirilmesini ve gerekirse havalandırma ekipmanlarının optimizasyonunu zorunlu kılmaktadır.

Tablo 13. 2020 yılı tesis verileri ve buna uygun yapılan modellerin hava debilerine göre ÇO konsantrasyonlarının karşılaştırması

	Hava Debisi (m^3/gün)	ÇO (mg/L)
Tesis verileri	379.264,40	5,15
Tesis verilerine göre model	379.264,40	0,38
Arttırılmış hava debisine göre model	950.250,00	5,19

Söz konusu tutarsızlığın altında yatan nedenler, tesis yetkilileri ile gerçekleştirilen kapsamlı görüşmeler sonucunda netlik kazanmıştır. Bu görüşmelerde, havalandırma sisteminde kullanılan difüzörlerin fiziksel olarak hasar görmüş olduğu, özellikle yırtılma ve patlak gibi deformasyonların meydana geldiği tespit edilmiştir. Bu durum nedeniyle, tasarım veya beyan edilen hava debisinin yaklaşık üç katı miktarda hava sağlanmak zorunda kalınmıştır. Elde edilen bu bulgular, GPS-X yazılımı temelinde geliştirilen simülasyon modelinin, saha koşullarında yaşanan gerçek işletme problemlerini ve sistem verimsizliklerini doğru ve güvenilir bir şekilde temsil ettiğini göstermektedir. Dolayısıyla model, işletme süreçlerindeki aksaklıkların analizinde ve çözüm önerilerinin geliştirilmesinde etkin bir araç olarak kullanılabilir.

Difüzörlerde yaşanan teknik sorunların tesisin operasyonel verimliliği üzerindeki olumsuz etkileri devam etmesi nedeniyle, 2024 yılı içinde tesis genelindeki tüm difüzörlerin yenilenmesi yönünde karar alınmış ve bu iyileştirme çalışması başarıyla tamamlanmıştır. Bu yenileme, havalandırma sisteminin oksijen transfer kapasitesini artırarak enerji tüketimini optimize etmeyi ve arıtma prosesinin genel performansını iyileştirmeyi hedeflemektedir. Söz konusu müdahalenin ardından elde edilen performans artışları, enerji verimliliği ve giderim oranları açısından önemli kazanımlar sağlamıştır.

Oluşturulan modelin farklı senaryolar için test edilmesi

Modelleme çalışması kapsamında, oluşturulan sistem üzerinde farklı senaryo analizleri gerçekleştirilmiş ve bu senaryolara ait sonuçlar detaylı şekilde değerlendirilmiştir.

Hava debisinin etkisi

Havalandırma havuzlarına verilen hava debisinin kademeli olarak azaltılmasıyla sistem performansındaki değişimler incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar, havalandırma stratejisinin arıtma performansı üzerindeki belirleyici rolünü ortaya koymakta; özellikle oksijen temininin biyolojik süreçlerdeki etkinlik ve verimlilik açısından kritik bir parametre olduğunu göstermektedir.

Hava debisinin azaltılması, atıksu arıtma tesislerinde biyolojik arıtma süreçlerinin verimliliğini doğrudan etkileyen önemli bir değişkendir. Havalandırma havuzlarına verilen hava miktarının düşürülmesi, ÇO konsantrasyonunun azalmasına neden olarak sistemdeki aerobik koşulların zayıflamasına yol açar. Bu durum, başta heterotrofik mikroorganizmalar olmak üzere aerobik biyokütlenin metabolik faaliyetlerini sınırlandırır ve organik madde giderim performansında düşüşe neden olur. Özellikle KOİ gibi karbon esaslı kirleticilerin biyolojik ayrışması, yeterli oksijen bulunmaması durumunda yavaşlar veya yetersiz hale gelir. Bu da çıkış suyunda KOİ konsantrasyonunun artmasına ve genel arıtma verimliliğinin azalmasına sebebiyet verir.

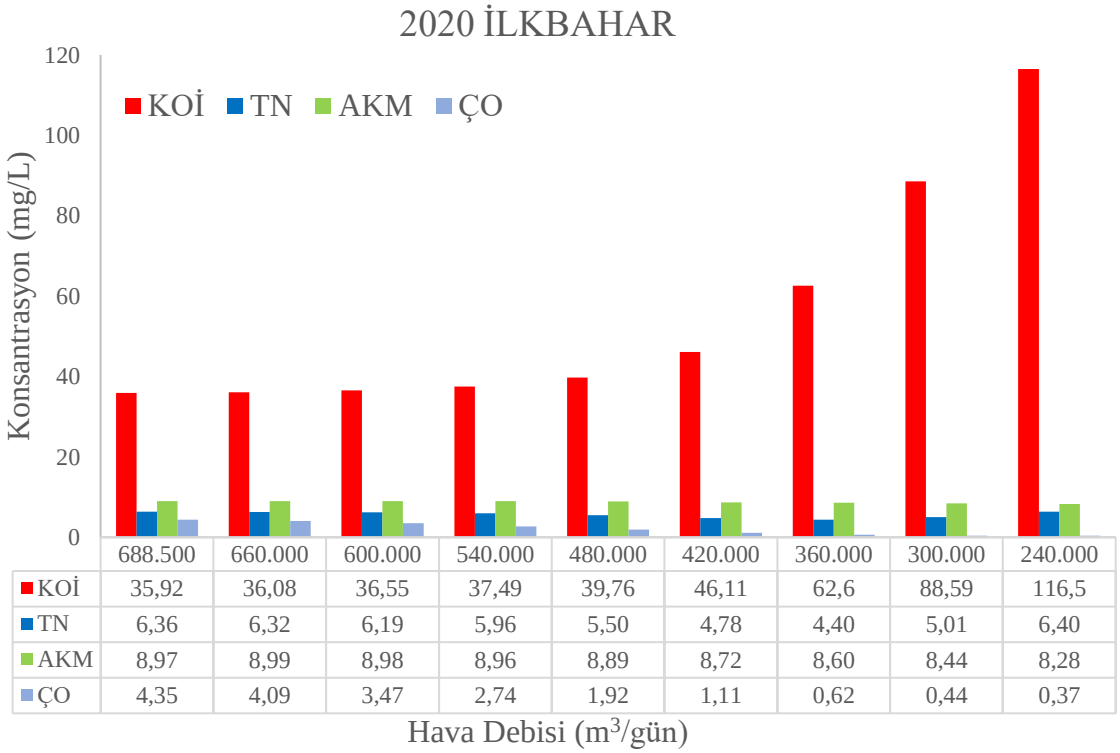
Benzer şekilde, oksijen gereksinimi yüksek olan nitrifikasyon süreci de hava debisinin azaltılmasından olumsuz etkilenir. *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* gibi nitrifikasyon bakterileri, düşük ÇO seviyelerinde etkinliğini kaybeder. Bu durum, amonyumun nitrite ve ardından nitrata dönüşümünü yavaşlatarak sistemin TN giderim kapasitesini düşürür. Ayrıca, yetersiz oksijen koşulları flok oluşumunu da olumsuz yönde etkiler. Flokların yapısal bütünlüğünün bozulması, AKM konsantrasyonunun artmasına ve son çöktürme havuzlarında çökelme veriminin azalmasına neden olabilir.

Sonuç olarak, hava debisinin kontrolsüz bir şekilde azaltılması, enerji tasarrufu sağlama amacı taşısa dahi, biyolojik arıtma süreçlerinin kararlılığı, çıkış suyu kalitesi ve çevresel uyumluluk açısından ciddi riskler barındırmaktadır. Bu nedenle, havalandırma stratejileri sistemin proses ihtiyaçlarına uygun olarak dikkatle optimize edilmelidir.

Gerçekleştirilen çalışmalarda, sisteme sağlanan hava debisi belirli aralıklarla azaltılarak (60.000–120.000 m^3/gün) sistemin davranışı incelenmiştir. Bu kapsamda yapılan analizlerde, havalandırmaya verilen hava miktarındaki değişimlerin oksijen transferi, ÇO seviyeleri ve dolayısıyla biyolojik arıtma performansı üzerinde doğrudan etkili olduğu görülmüştür. Ayrıca, mevsimsel koşulların da hava ihtiyacını belirgin biçimde etkilediği tespit edilmiştir. Özellikle sıcaklık, organik yük ve hidrolik debideki mevsimsel değişimler, her dönemde farklı hava miktarlarının kullanılmasını gerekli kılmaktadır. Bu bulgular, havalandırma kontrolünün

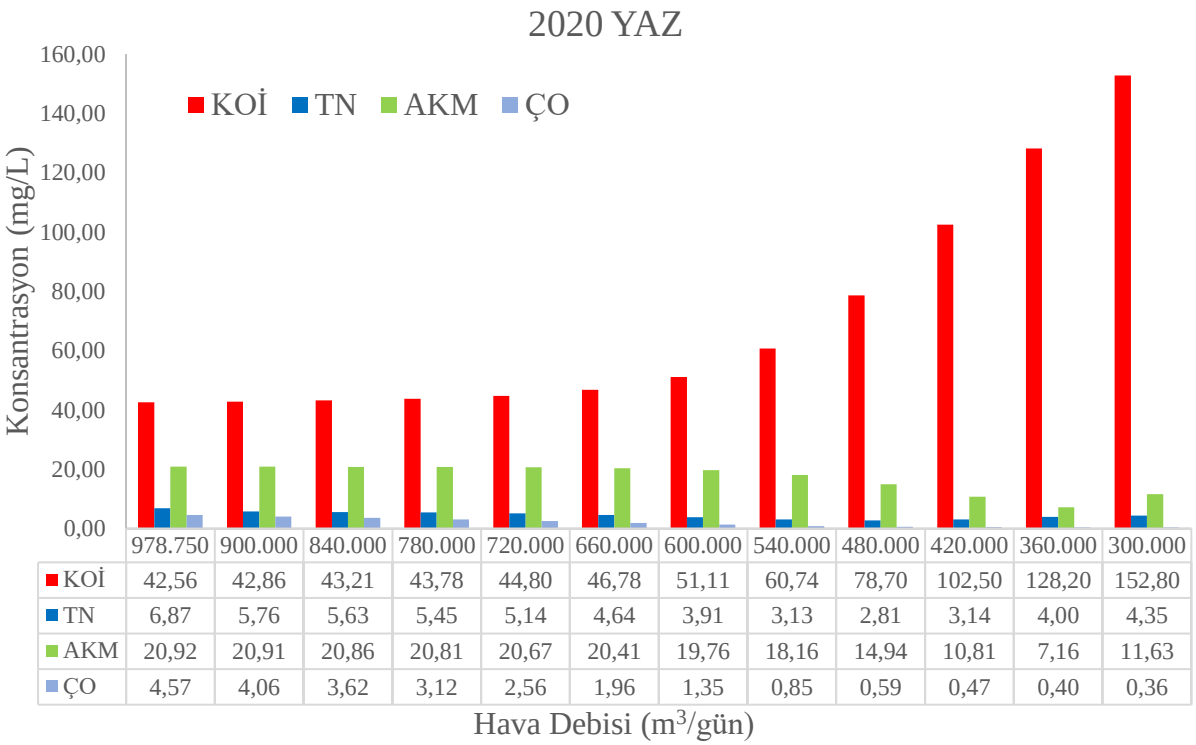
yalnızca enerji verimliliği açısından değil, aynı zamanda arıtma tesisinin genel performansının sürdürülebilirliği açısından da kritik öneme sahip olduğunu göstermektedir.

Simülasyon sonuçları incelendiğinde, havalandırma debisinin proses performansı üzerindeki etkilerine ilişkin gerçekleştirilen simülasyonlara ait bulgular, Şekil 43–54 arasında sunulmaktadır.



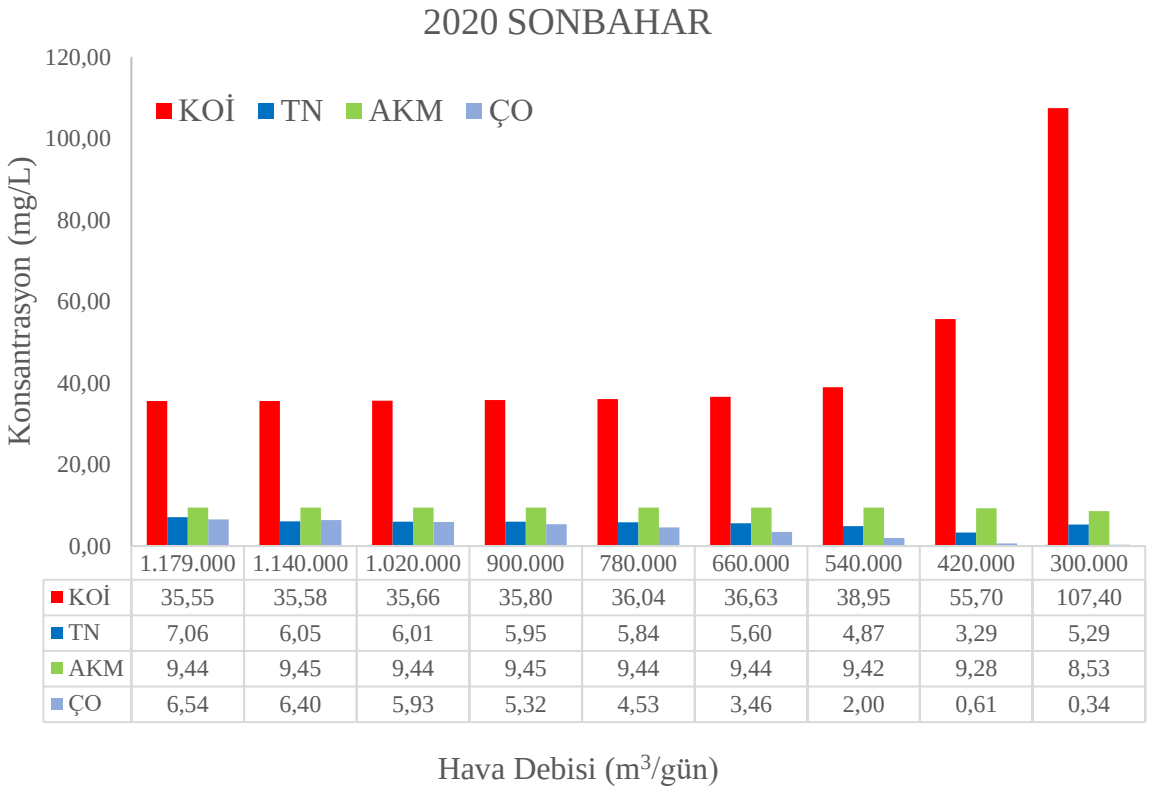
	688.500	660.000	600.000	540.000	480.000	420.000	360.000	300.000	240.000
KOİ	35,92	36,08	36,55	37,49	39,76	46,11	62,6	88,59	116,5
TN	6,36	6,32	6,19	5,96	5,50	4,78	4,40	5,01	6,40
AKM	8,97	8,99	8,98	8,96	8,89	8,72	8,60	8,44	8,28
ÇO	4,35	4,09	3,47	2,74	1,92	1,11	0,62	0,44	0,37

Şekil 43. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



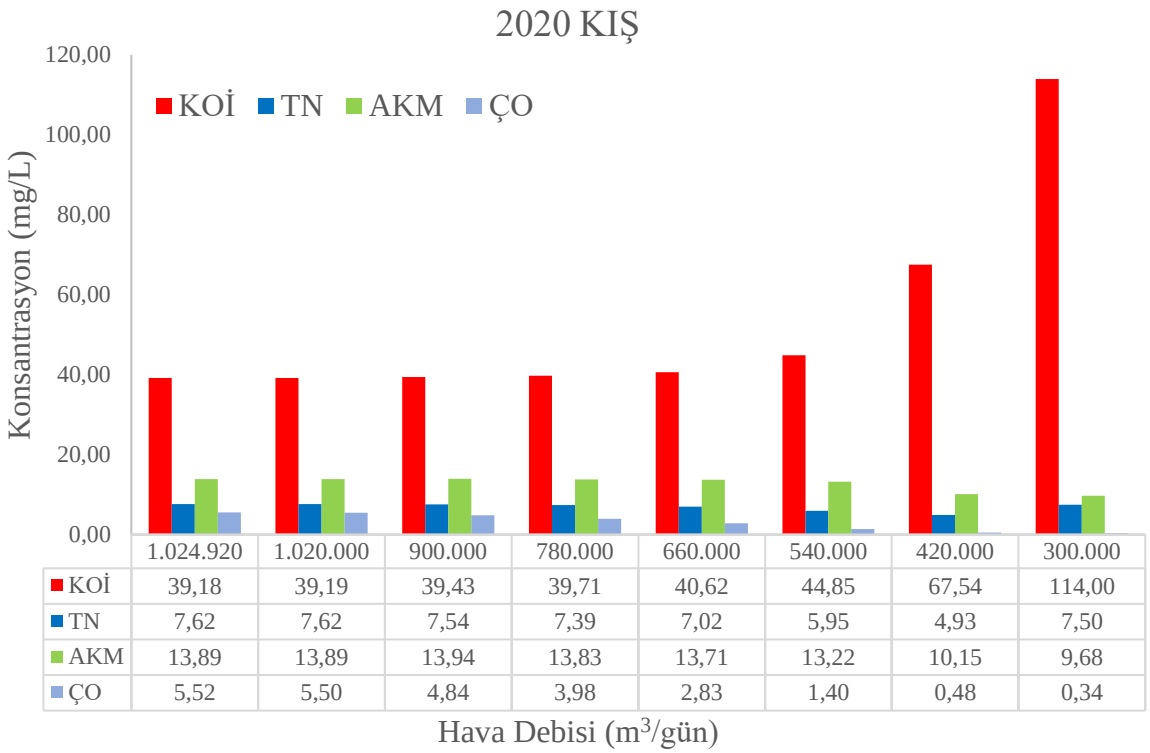
	978.750	900.000	840.000	780.000	720.000	660.000	600.000	540.000	480.000	420.000	360.000	300.000
KOİ	42,56	42,86	43,21	43,78	44,80	46,78	51,11	60,74	78,70	102,50	128,20	152,80
TN	6,87	5,76	5,63	5,45	5,14	4,64	3,91	3,13	2,81	3,14	4,00	4,35
AKM	20,92	20,91	20,86	20,81	20,67	20,41	19,76	18,16	14,94	10,81	7,16	11,63
ÇO	4,57	4,06	3,62	3,12	2,56	1,96	1,35	0,85	0,59	0,47	0,40	0,36

Şekil 44. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



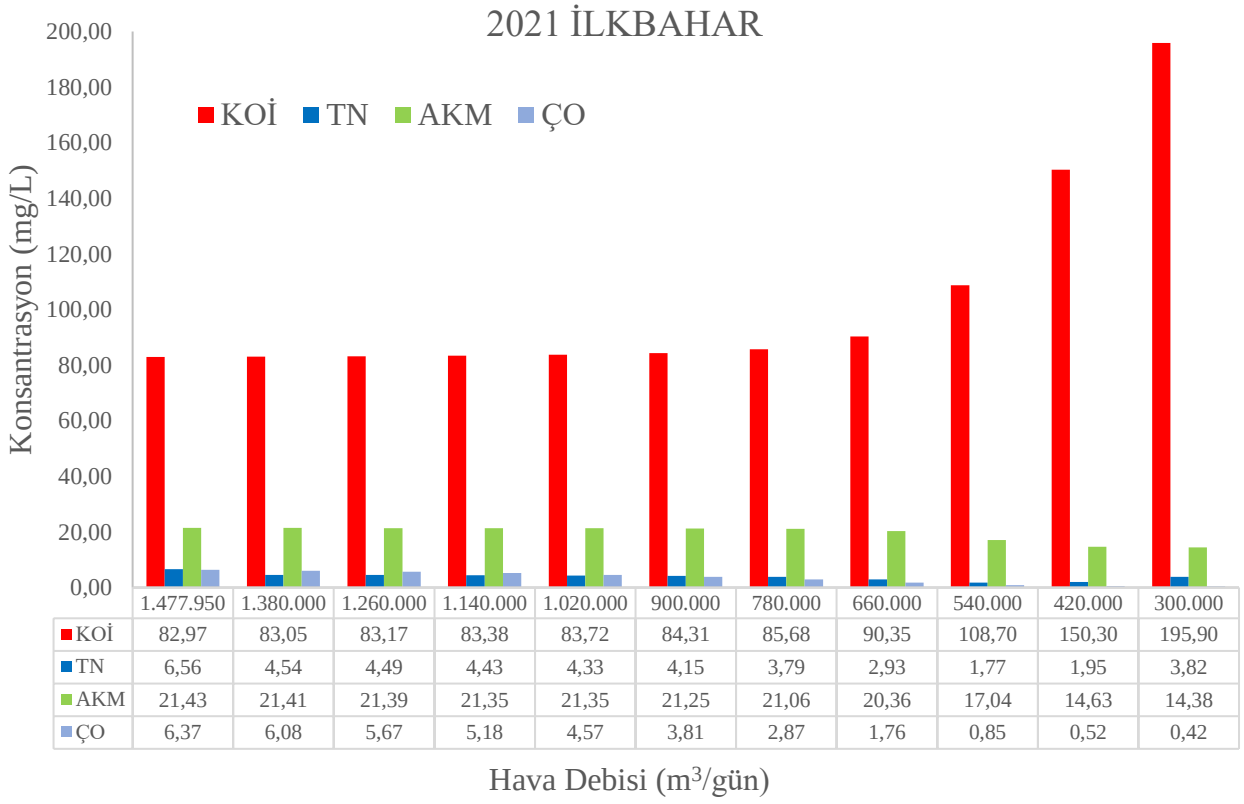
	1.179.000	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	35,55	35,58	35,66	35,80	36,04	36,63	38,95	55,70	107,40
TN	7,06	6,05	6,01	5,95	5,84	5,60	4,87	3,29	5,29
AKM	9,44	9,45	9,44	9,45	9,44	9,44	9,42	9,28	8,53
ÇO	6,54	6,40	5,93	5,32	4,53	3,46	2,00	0,61	0,34

Şekil 45. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



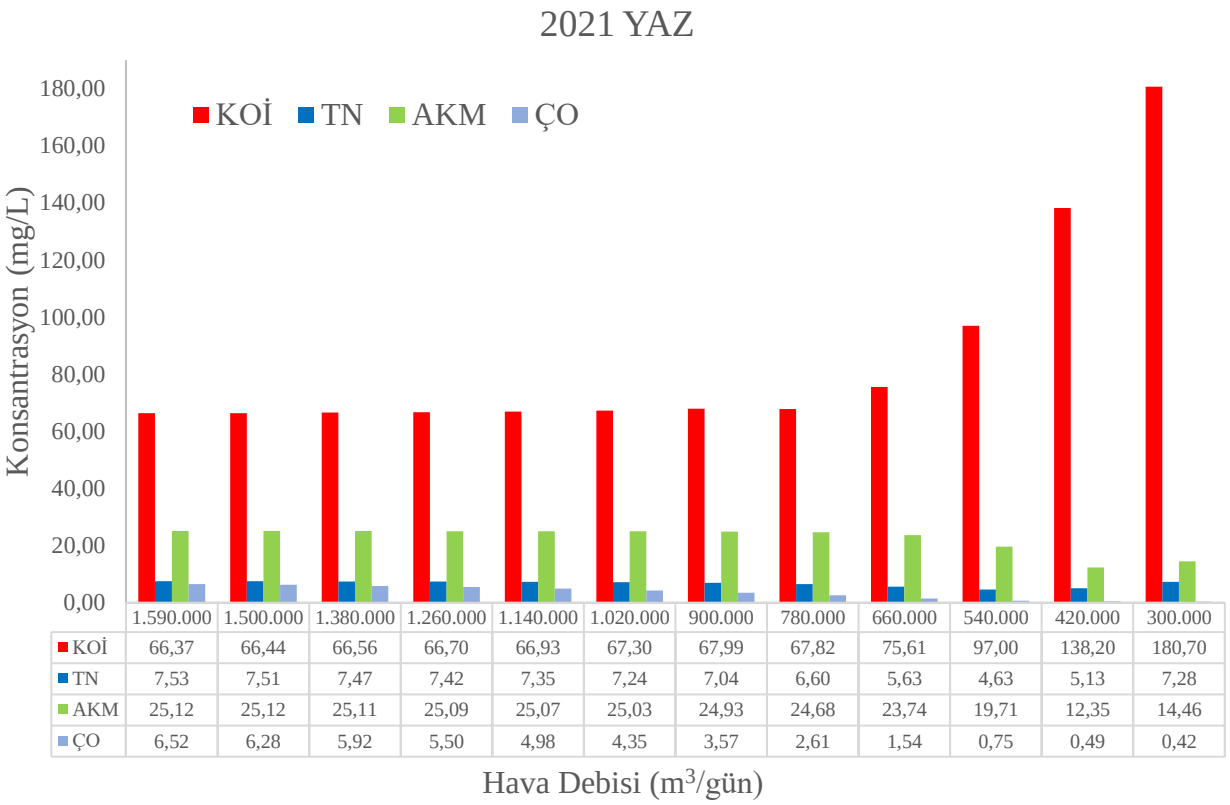
	1.024.920	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	39,18	39,19	39,43	39,71	40,62	44,85	67,54	114,00
TN	7,62	7,62	7,54	7,39	7,02	5,95	4,93	7,50
AKM	13,89	13,89	13,94	13,83	13,71	13,22	10,15	9,68
ÇO	5,52	5,50	4,84	3,98	2,83	1,40	0,48	0,34

Şekil 46. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



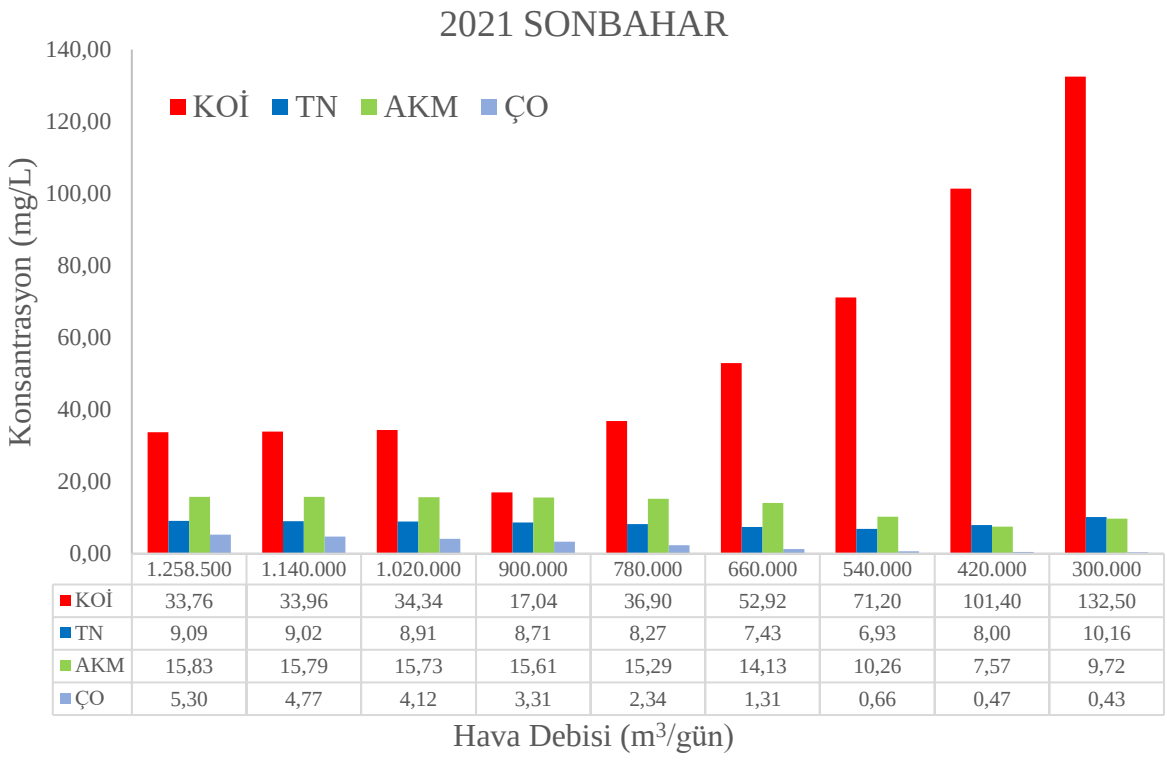
	1.477.950	1.380.000	1.260.000	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	82,97	83,05	83,17	83,38	83,72	84,31	85,68	90,35	108,70	150,30	195,90
TN	6,56	4,54	4,49	4,43	4,33	4,15	3,79	2,93	1,77	1,95	3,82
AKM	21,43	21,41	21,39	21,35	21,35	21,25	21,06	20,36	17,04	14,63	14,38
ÇO	6,37	6,08	5,67	5,18	4,57	3,81	2,87	1,76	0,85	0,52	0,42

Şekil 47. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



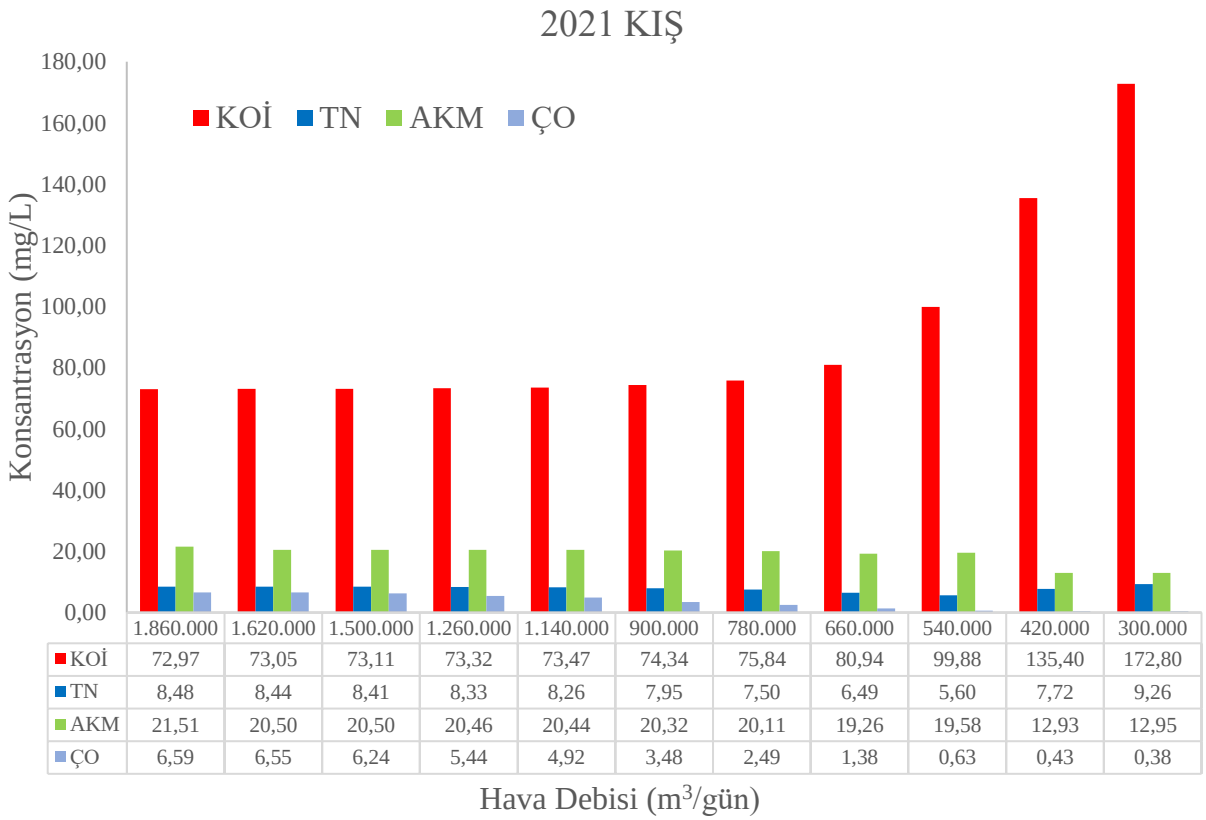
	1.590.000	1.500.000	1.380.000	1.260.000	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	66,37	66,44	66,56	66,70	66,93	67,30	67,99	67,82	75,61	97,00	138,20	180,70
TN	7,53	7,51	7,47	7,42	7,35	7,24	7,04	6,60	5,63	4,63	5,13	7,28
AKM	25,12	25,12	25,11	25,09	25,07	25,03	24,93	24,68	23,74	19,71	12,35	14,46
ÇO	6,52	6,28	5,92	5,50	4,98	4,35	3,57	2,61	1,54	0,75	0,49	0,42

Şekil 48. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



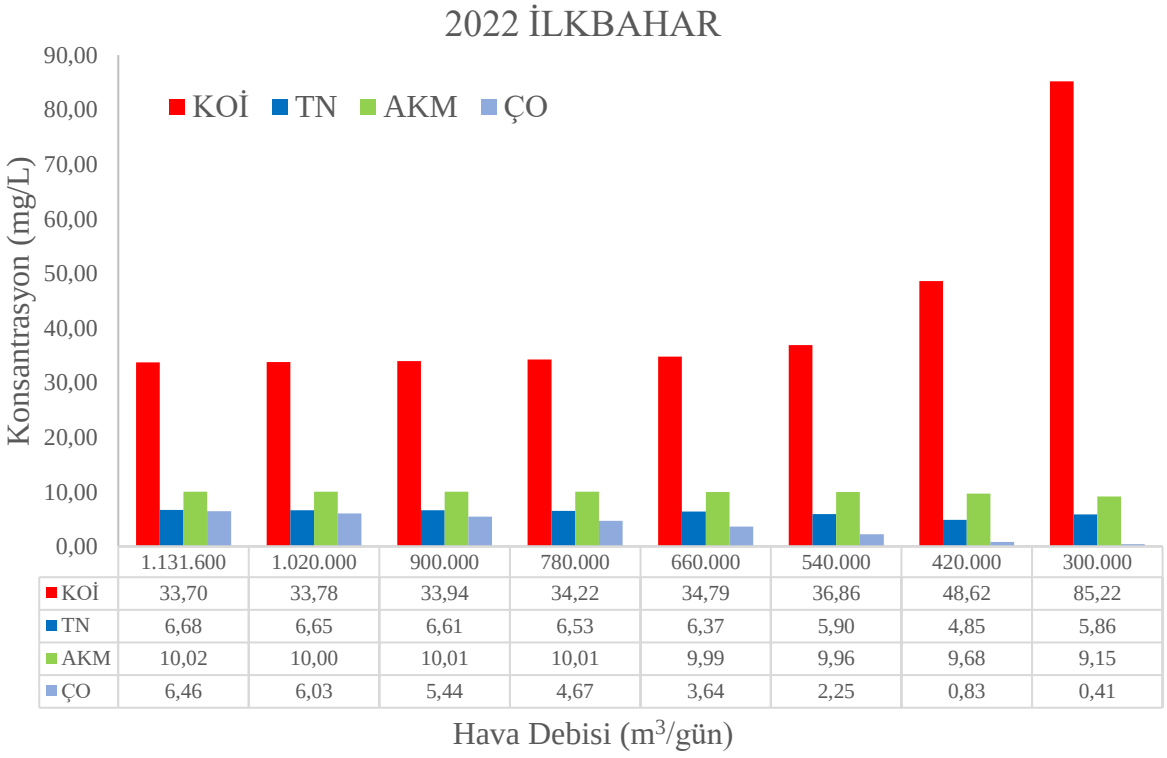
	1.258.500	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	33,76	33,96	34,34	17,04	36,90	52,92	71,20	101,40	132,50
TN	9,09	9,02	8,91	8,71	8,27	7,43	6,93	8,00	10,16
AKM	15,83	15,79	15,73	15,61	15,29	14,13	10,26	7,57	9,72
ÇO	5,30	4,77	4,12	3,31	2,34	1,31	0,66	0,47	0,43

Şekil 49. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



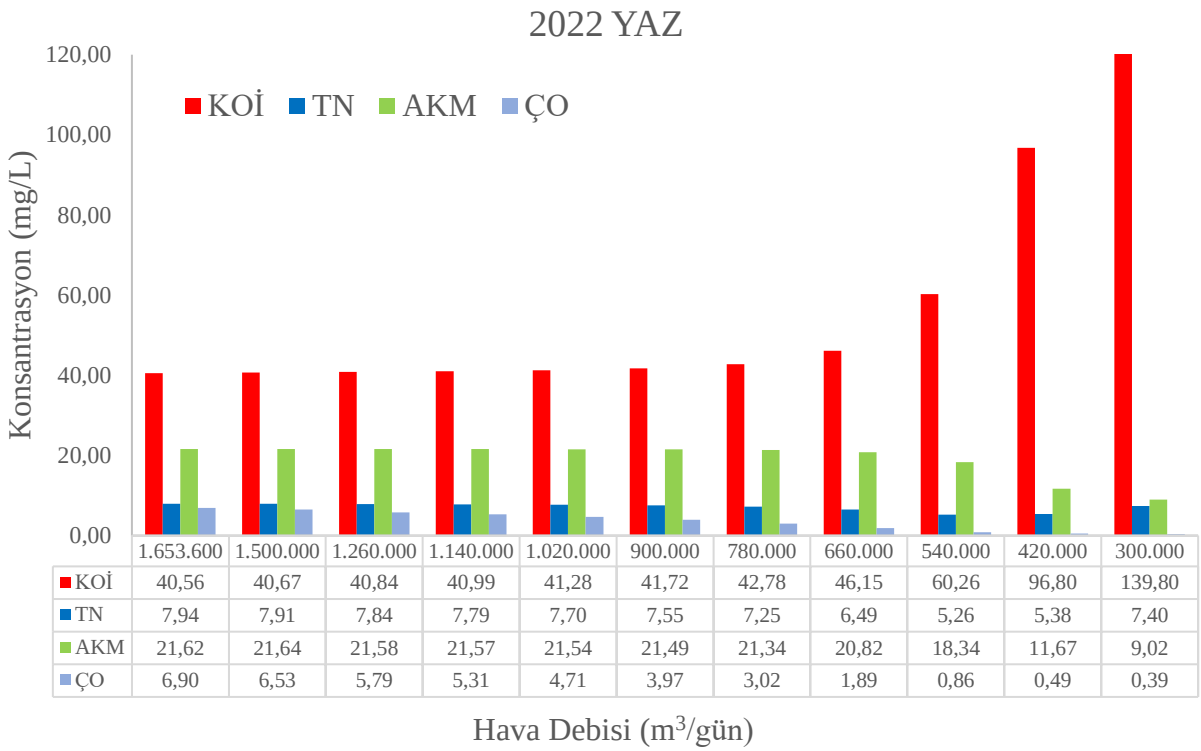
	1.860.000	1.620.000	1.500.000	1.260.000	1.140.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	72,97	73,05	73,11	73,32	73,47	74,34	75,84	80,94	99,88	135,40	172,80
TN	8,48	8,44	8,41	8,33	8,26	7,95	7,50	6,49	5,60	7,72	9,26
AKM	21,51	20,50	20,50	20,46	20,44	20,32	20,11	19,26	19,58	12,93	12,95
ÇO	6,59	6,55	6,24	5,44	4,92	3,48	2,49	1,38	0,63	0,43	0,38

Şekil 50. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



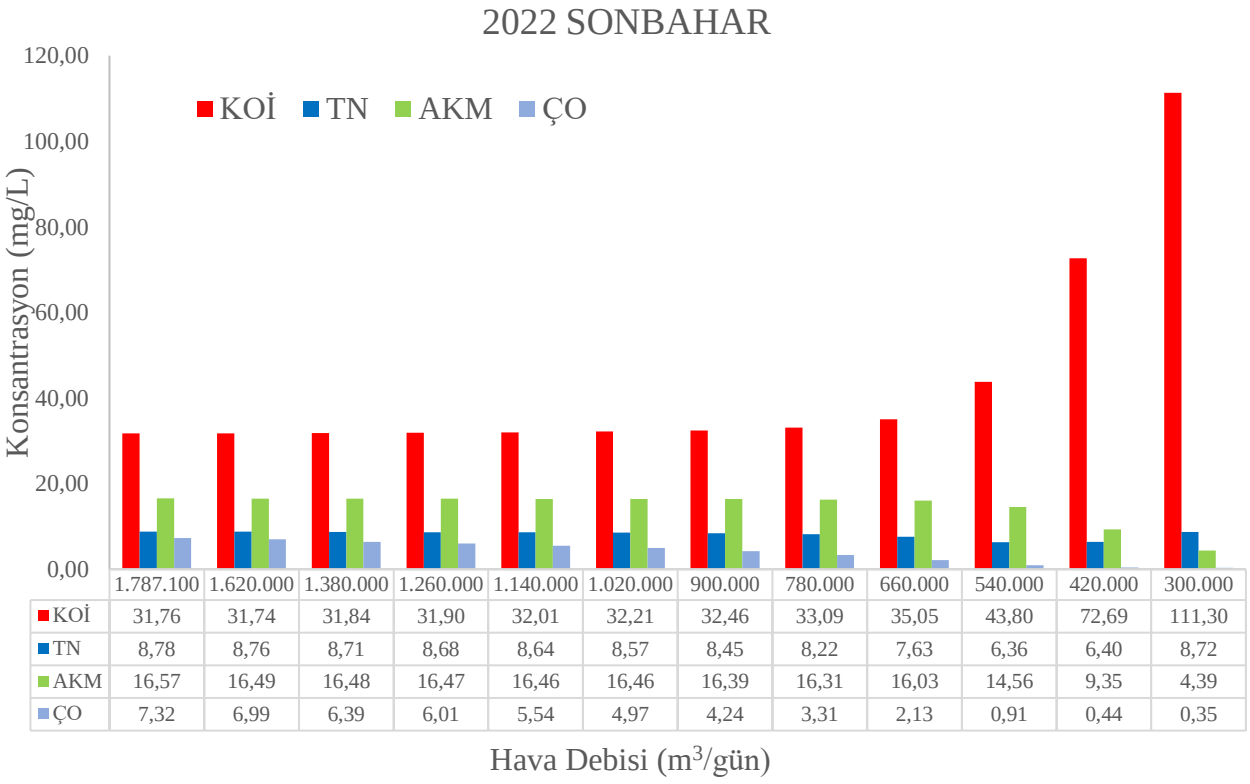
	1.131.600	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	33,70	33,78	33,94	34,22	34,79	36,86	48,62	85,22
TN	6,68	6,65	6,61	6,53	6,37	5,90	4,85	5,86
AKM	10,02	10,00	10,01	10,01	9,99	9,96	9,68	9,15
ÇO	6,46	6,03	5,44	4,67	3,64	2,25	0,83	0,41

Şekil 51. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



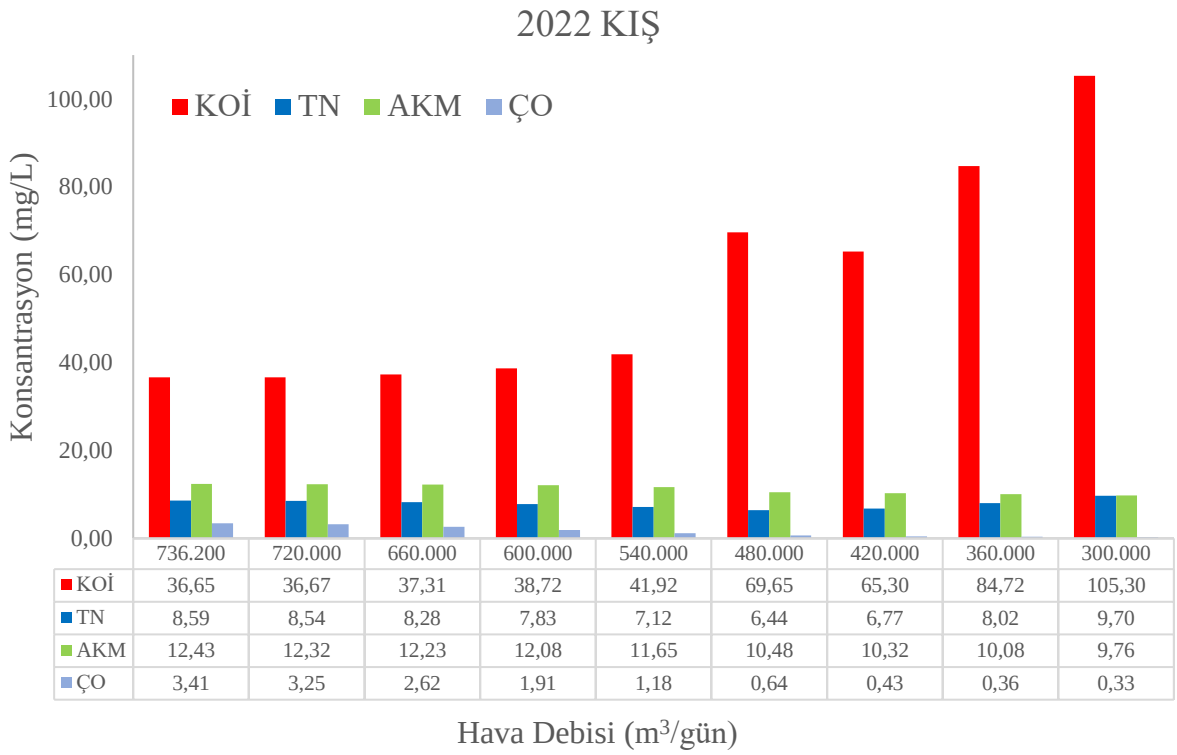
	1.653.600	1.500.000	1.260.000	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	40,56	40,67	40,84	40,99	41,28	41,72	42,78	46,15	60,26	96,80	139,80
TN	7,94	7,91	7,84	7,79	7,70	7,55	7,25	6,49	5,26	5,38	7,40
AKM	21,62	21,64	21,58	21,57	21,54	21,49	21,34	20,82	18,34	11,67	9,02
ÇO	6,90	6,53	5,79	5,31	4,71	3,97	3,02	1,89	0,86	0,49	0,39

Şekil 52. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	1.787.100	1.620.000	1.380.000	1.260.000	1.140.000	1.020.000	900.000	780.000	660.000	540.000	420.000	300.000
KOİ	31,76	31,74	31,84	31,90	32,01	32,21	32,46	33,09	35,05	43,80	72,69	111,30
TN	8,78	8,76	8,71	8,68	8,64	8,57	8,45	8,22	7,63	6,36	6,40	8,72
AKM	16,57	16,49	16,48	16,47	16,46	16,46	16,39	16,31	16,03	14,56	9,35	4,39
ÇO	7,32	6,99	6,39	6,01	5,54	4,97	4,24	3,31	2,13	0,91	0,44	0,35

Şekil 53. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	736.200	720.000	660.000	600.000	540.000	480.000	420.000	360.000	300.000
KOİ	36,65	36,67	37,31	38,72	41,92	69,65	65,30	84,72	105,30
TN	8,59	8,54	8,28	7,83	7,12	6,44	6,77	8,02	9,70
AKM	12,43	12,32	12,23	12,08	11,65	10,48	10,32	10,08	9,76
ÇO	3,41	3,25	2,62	1,91	1,18	0,64	0,43	0,36	0,33

Şekil 54. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzlarına verilen hava debisine karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi

Yukarıdaki şekillerden simülasyon çıktılarının değerlendirilmesi sonucunda, havalandırma debisinin azaltılmasıyla birlikte KOİ ve AKM giderim verimlerinde azalma eğilimi ortaya çıkmıştır. TN giderimi ise belirli bir hava debisi seviyesine kadar gerileme göstermiş, bu kritik eşik noktasının üzerinde ise artış yönünde bir eğilim sergilediği gözlenmiştir.

Son çöktürme havuzlarından atılan çamur miktarının etkisi

Çamur uzaklaştırma oranının yükseltilmesiyle, biyolojik reaktördeki mikroorganizma miktarının azalması ve dolayısıyla çamur yaşının kısalması sonucunda arıtma performansında gözlemlenen değişimler bu tablolar aracılığıyla analiz edilmiştir. Elde edilen veriler, çamur yönetiminin atıksu arıtma süreçlerindeki kritik rolünü vurgulamakta ve işletme parametrelerinin optimize edilmesinin önemine işaret etmektedir.

Sistemden uzaklaştırılan çamur miktarındaki artış, biyolojik reaktörden daha fazla mikroorganizmanın uzaklaştırılması anlamına gelmekte olup bu durum, çamur yaşının azalmasına neden olmaktadır. Çamur yaşı, reaktördeki aktif biyokütlenin sistemde ne kadar süre kaldığını ifade eden önemli bir işletme parametresidir ve biyolojik arıtma süreçlerinin verimliliği üzerinde doğrudan etkilidir. Atılan çamur miktarının azaltılması ise,

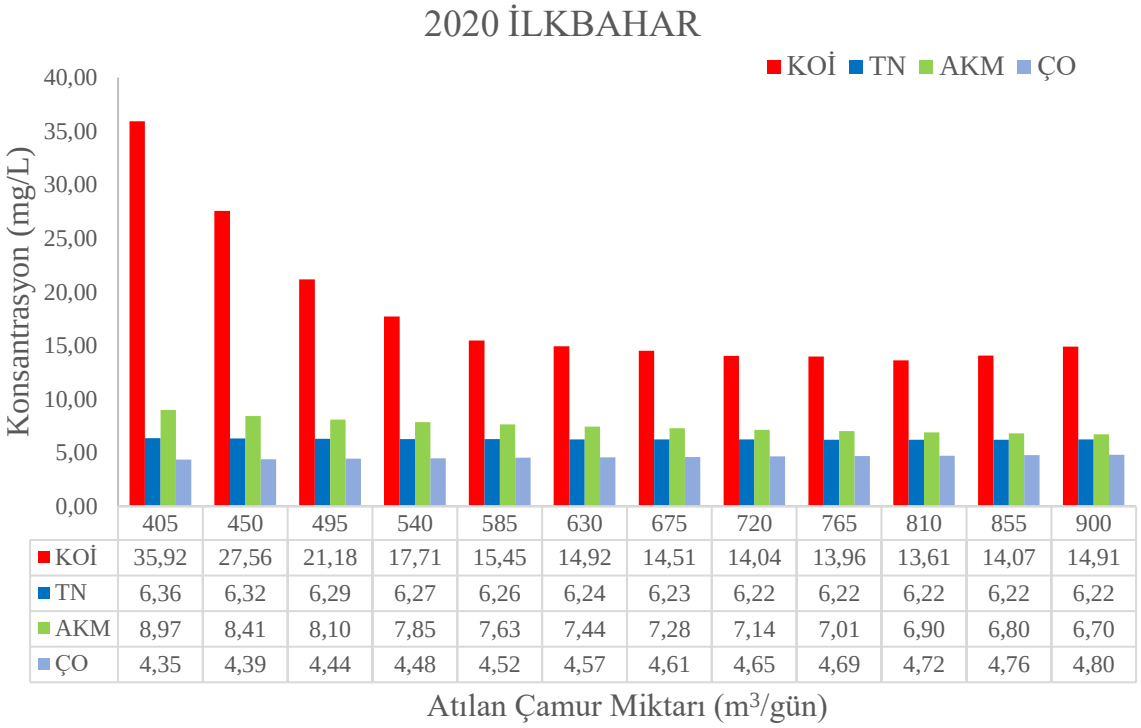
mikroorganizmaların reaktörde daha uzun süre kalmasını sağlayarak çamur yaşının artmasına yol açar.

Çamur yaşındaki değişim, sistemdeki mikrobiyal kompozisyonu ve metabolik faaliyetleri doğrudan etkiler. Örneğin, yüksek çamur yaşı, yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterilerinin tutulmasına olanak sağlayarak azot giderim verimliliğini artırırken; düşük çamur yaşı, bu tür bakterilerin sistemde yeterince barınamamasına neden olabilir. Bununla birlikte, çok yüksek çamur yaşı durumunda çamur stabilitesi artmakta, fazla çamur üretimi azalmakta, ancak enerji tüketimi ve oksijen ihtiyacı artış gösterebilmektedir. Bu nedenle, optimum çamur yaşı değerinin belirlenmesi ve bu doğrultuda çamur uzaklaştırma stratejisinin planlanması, hem arıtma verimliliği hem de işletme maliyetleri açısından büyük önem arz etmektedir.

Çamur yaşının düşmesi, sistemde yavaş büyüyen mikroorganizmaların tutulamamasına ve özellikle nitrifikasyon gibi biyolojik süreçlerde yetersiz performansa neden olabilir. Öte yandan, çamur yaşının çok yüksek olması, çamurun aşırı stabil hale gelmesine ve fazla çamur üretiminin azalmasına karşın enerji tüketiminde ve oksijen ihtiyacında artışa yol açabilir. Bu nedenle, optimum çamur yaşı değeri; arıtma hedefleri, proses tipi ve işletme koşulları dikkate alınarak belirlenmeli, buna uygun olarak atılan çamur miktarı hassas şekilde kontrol edilmelidir.

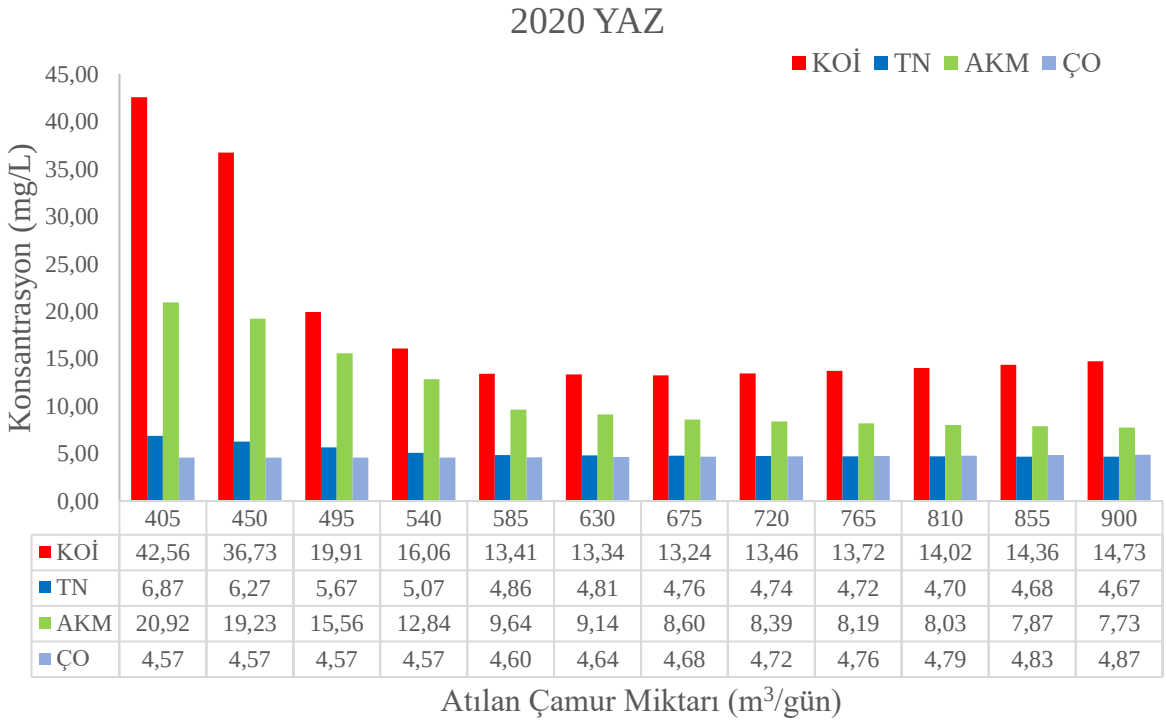
Gerçekleştirilen çalışmada, sistemden uzaklaştırılan çamur miktarı havuz başına 135–300 m³/gün (toplamda 405-900 m^3/gün) aralığında, 15 m³'lük (toplamda 45 m^3/gün) kademelerle artırılarak incelenmiştir. Bulgular, uzaklaştırılan çamur miktarındaki artışın çamur yaşını doğrudan etkilediğini ve atılan çamur miktarı arttıkça sistemdeki çamur yaşının azaldığını göstermektedir. Çamur yaşının düşmesi, reaktördeki biyokütlenin kalış süresini kısaltarak mikrobiyal topluluk yapısında değişimlere neden olmaktadır. Bu durum özellikle yavaş büyüyen mikroorganizmaların sistemde tutunma olasılığını azaltmakta ve azot giderim süreçlerinin verimliliğini olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Öte yandan, daha kısa çamur yaşları, hızlı büyüyen heterotrof mikroorganizmaların baskın hale gelmesine yol açarak organik madde gideriminde belirli avantajlar sağlayabilmektedir. Dolayısıyla, çamur yaşı kontrolü yalnızca sistemin kararlılığı açısından değil, aynı zamanda organik madde ve azot giderim performansı arasındaki dengenin sürdürülebilirliği açısından da kritik bir parametre olarak değerlendirilmektedir.

Simülasyon sonuçları incelendiğinde, atılan çamur miktarının proses performansı üzerindeki etkilerine ilişkin gerçekleştirilen simülasyonlara ait bulgular, Şekil 55-66 arasında sunulmaktadır.



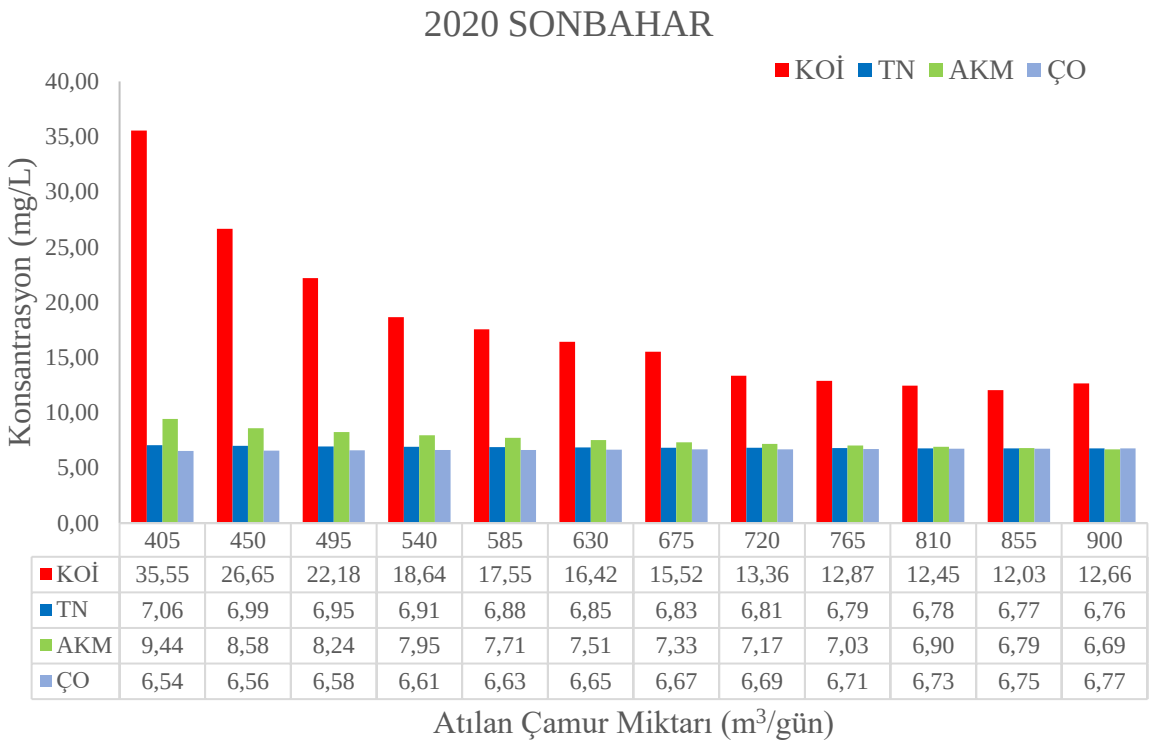
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	35,92	27,56	21,18	17,71	15,45	14,92	14,51	14,04	13,96	13,61	14,07	14,91
TN	6,36	6,32	6,29	6,27	6,26	6,24	6,23	6,22	6,22	6,22	6,22	6,22
AKM	8,97	8,41	8,10	7,85	7,63	7,44	7,28	7,14	7,01	6,90	6,80	6,70
ÇO	4,35	4,39	4,44	4,48	4,52	4,57	4,61	4,65	4,69	4,72	4,76	4,80

Şekil 55. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



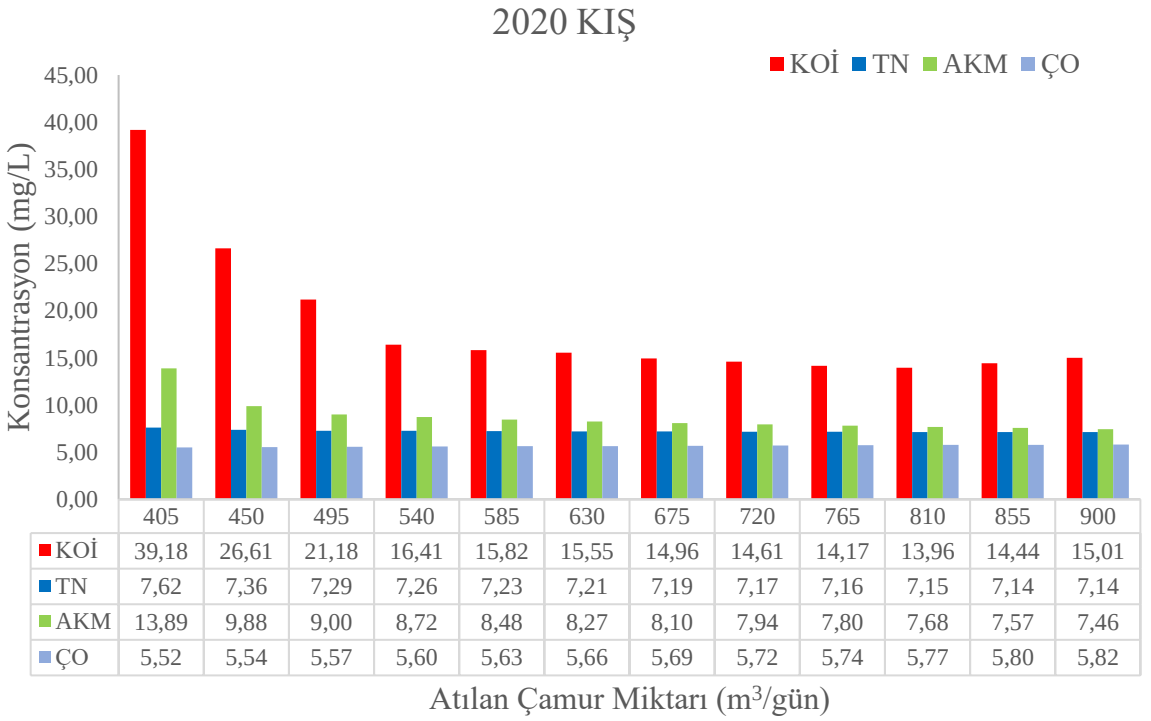
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	42,56	36,73	19,91	16,06	13,41	13,34	13,24	13,46	13,72	14,02	14,36	14,73
TN	6,87	6,27	5,67	5,07	4,86	4,81	4,76	4,74	4,72	4,70	4,68	4,67
AKM	20,92	19,23	15,56	12,84	9,64	9,14	8,60	8,39	8,19	8,03	7,87	7,73
ÇO	4,57	4,57	4,57	4,57	4,60	4,64	4,68	4,72	4,76	4,79	4,83	4,87

Şekil 56. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



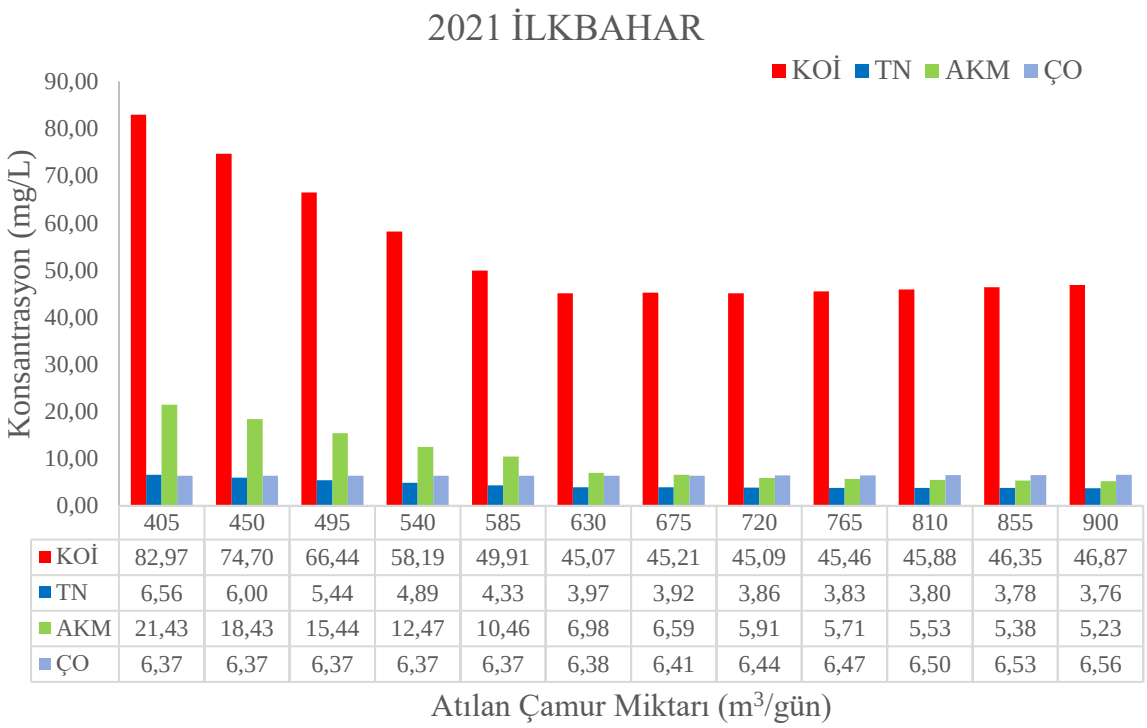
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	35,55	26,65	22,18	18,64	17,55	16,42	15,52	13,36	12,87	12,45	12,03	12,66
TN	7,06	6,99	6,95	6,91	6,88	6,85	6,83	6,81	6,79	6,78	6,77	6,76
AKM	9,44	8,58	8,24	7,95	7,71	7,51	7,33	7,17	7,03	6,90	6,79	6,69
ÇO	6,54	6,56	6,58	6,61	6,63	6,65	6,67	6,69	6,71	6,73	6,75	6,77

Şekil 57. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



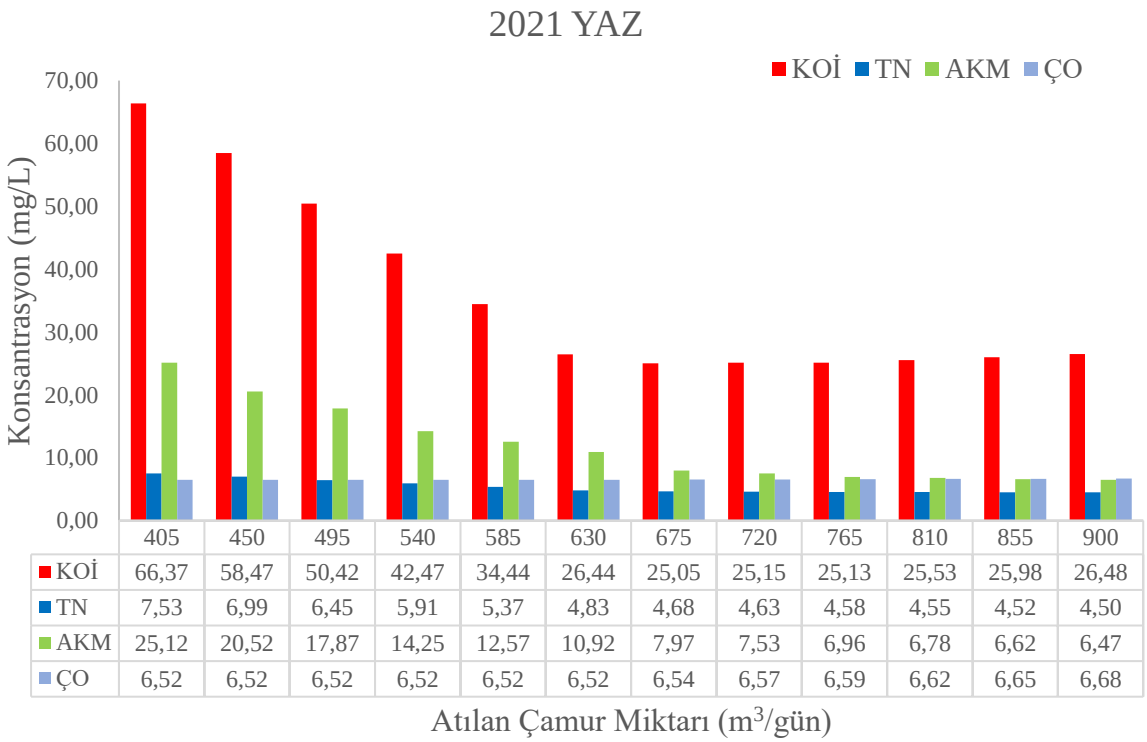
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	39,18	26,61	21,18	16,41	15,82	15,55	14,96	14,61	14,17	13,96	14,44	15,01
TN	7,62	7,36	7,29	7,26	7,23	7,21	7,19	7,17	7,16	7,15	7,14	7,14
AKM	13,89	9,88	9,00	8,72	8,48	8,27	8,10	7,94	7,80	7,68	7,57	7,46
ÇO	5,52	5,54	5,57	5,60	5,63	5,66	5,69	5,72	5,74	5,77	5,80	5,82

Şekil 58. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



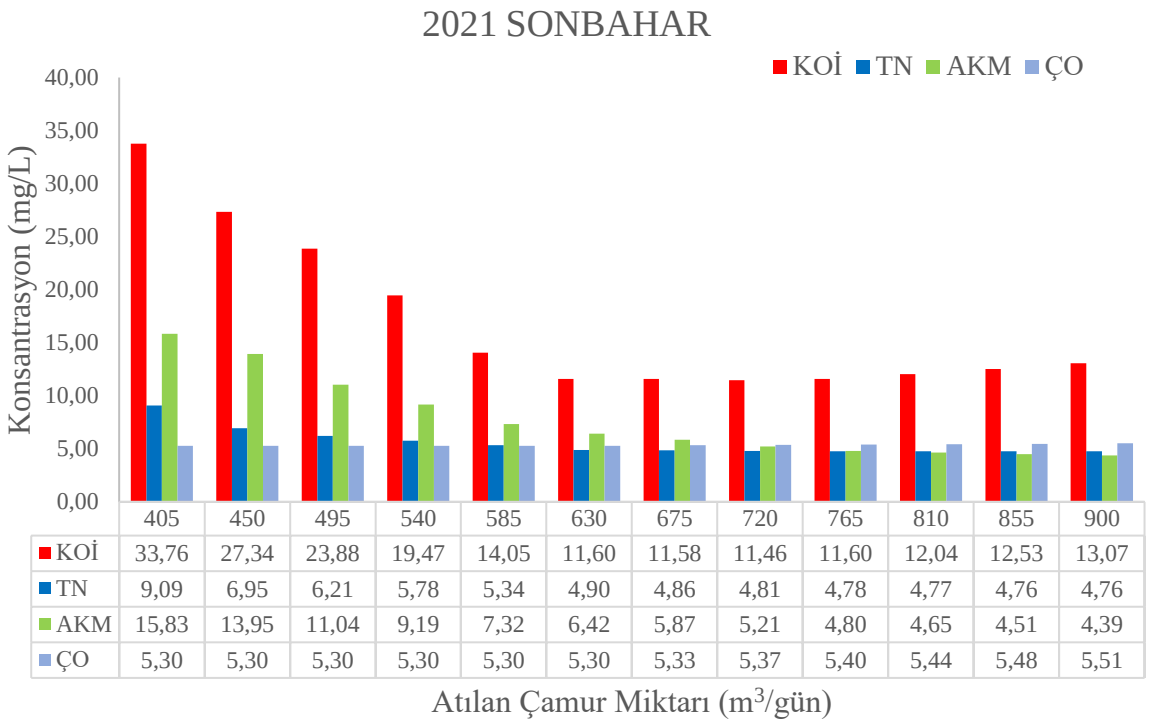
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	82,97	74,70	66,44	58,19	49,91	45,07	45,21	45,09	45,46	45,88	46,35	46,87
TN	6,56	6,00	5,44	4,89	4,33	3,97	3,92	3,86	3,83	3,80	3,78	3,76
AKM	21,43	18,43	15,44	12,47	10,46	6,98	6,59	5,91	5,71	5,53	5,38	5,23
ÇO	6,37	6,37	6,37	6,37	6,37	6,38	6,41	6,44	6,47	6,50	6,53	6,56

Şekil 59. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



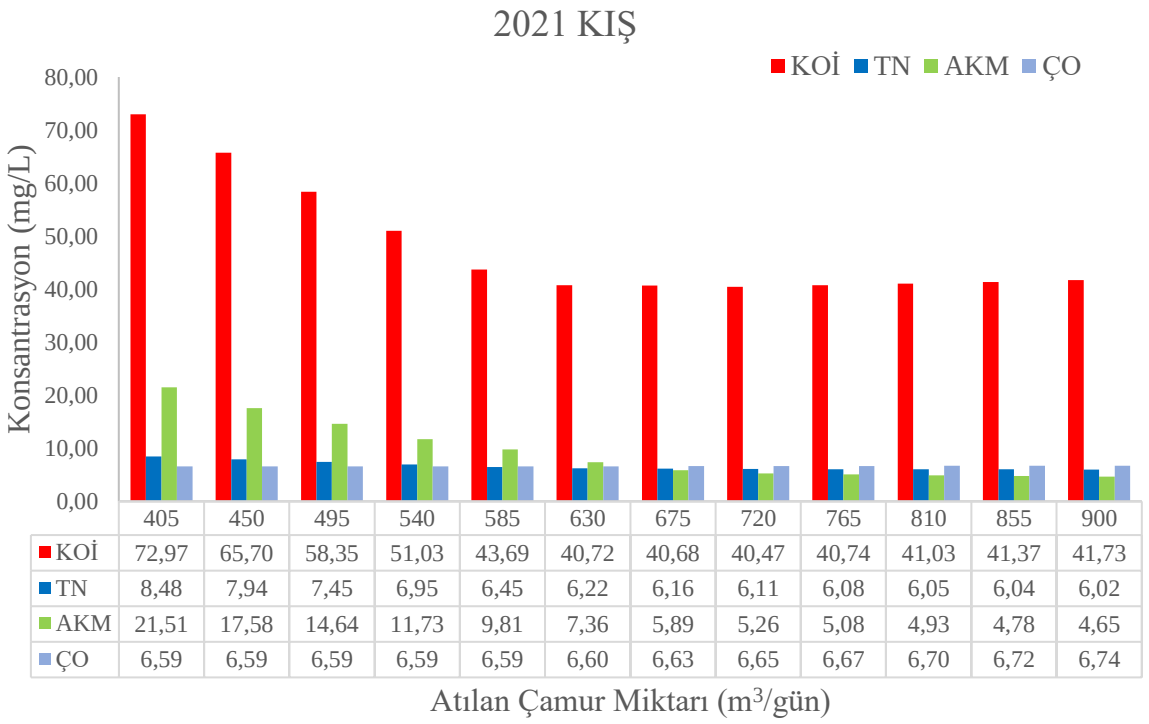
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	66,37	58,47	50,42	42,47	34,44	26,44	25,05	25,15	25,13	25,53	25,98	26,48
TN	7,53	6,99	6,45	5,91	5,37	4,83	4,68	4,63	4,58	4,55	4,52	4,50
AKM	25,12	20,52	17,87	14,25	12,57	10,92	7,97	7,53	6,96	6,78	6,62	6,47
ÇO	6,52	6,52	6,52	6,52	6,52	6,52	6,54	6,57	6,59	6,62	6,65	6,68

Şekil 60. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



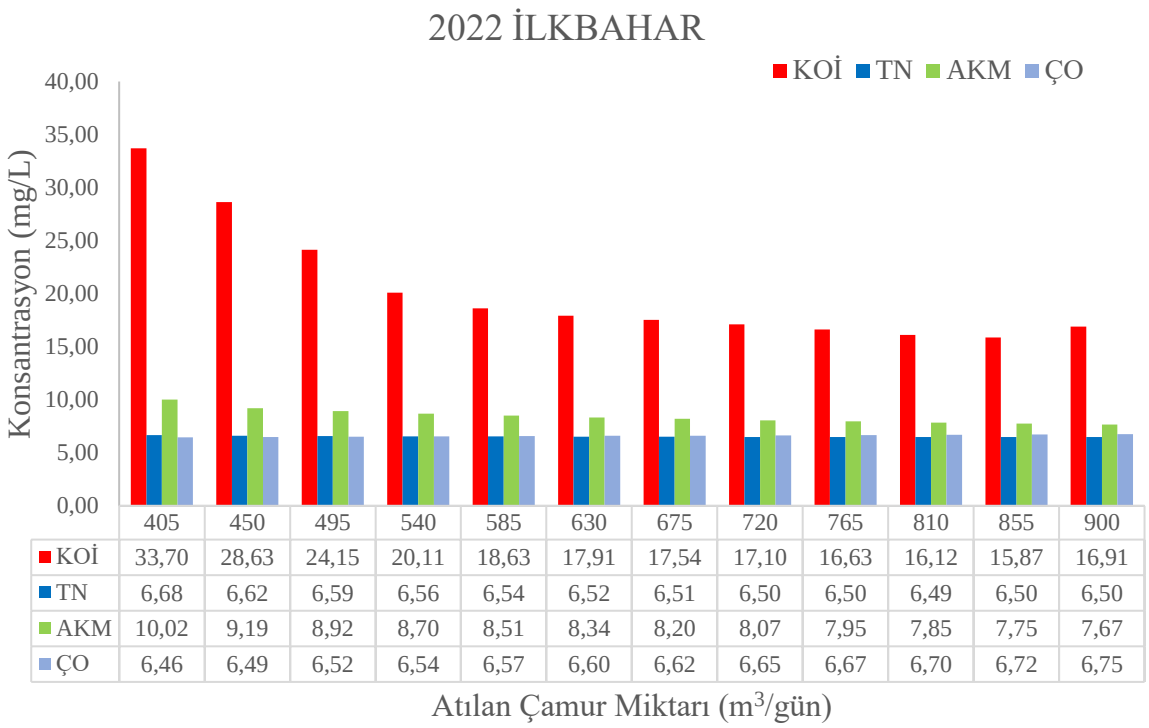
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	33,76	27,34	23,88	19,47	14,05	11,60	11,58	11,46	11,60	12,04	12,53	13,07
TN	9,09	6,95	6,21	5,78	5,34	4,90	4,86	4,81	4,78	4,77	4,76	4,76
AKM	15,83	13,95	11,04	9,19	7,32	6,42	5,87	5,21	4,80	4,65	4,51	4,39
ÇO	5,30	5,30	5,30	5,30	5,30	5,30	5,33	5,37	5,40	5,44	5,48	5,51

Şekil 61. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



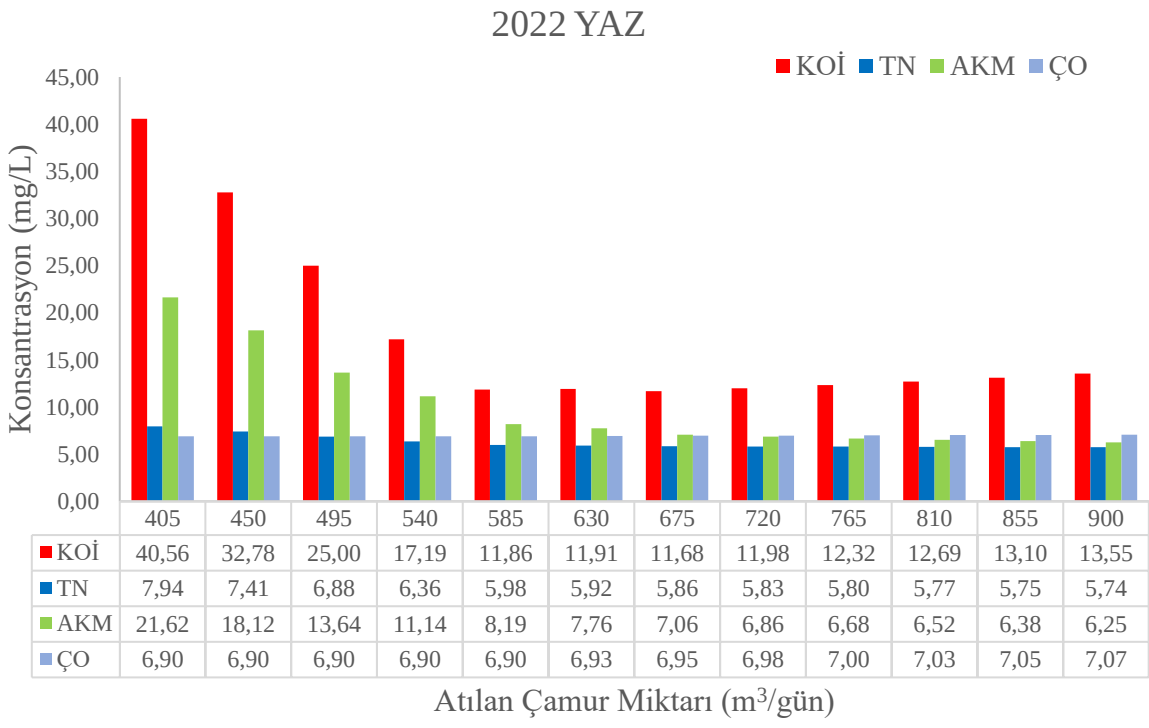
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	72,97	65,70	58,35	51,03	43,69	40,72	40,68	40,47	40,74	41,03	41,37	41,73
TN	8,48	7,94	7,45	6,95	6,45	6,22	6,16	6,11	6,08	6,05	6,04	6,02
AKM	21,51	17,58	14,64	11,73	9,81	7,36	5,89	5,26	5,08	4,93	4,78	4,65
ÇO	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,60	6,63	6,65	6,67	6,70	6,72	6,74

Şekil 62. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



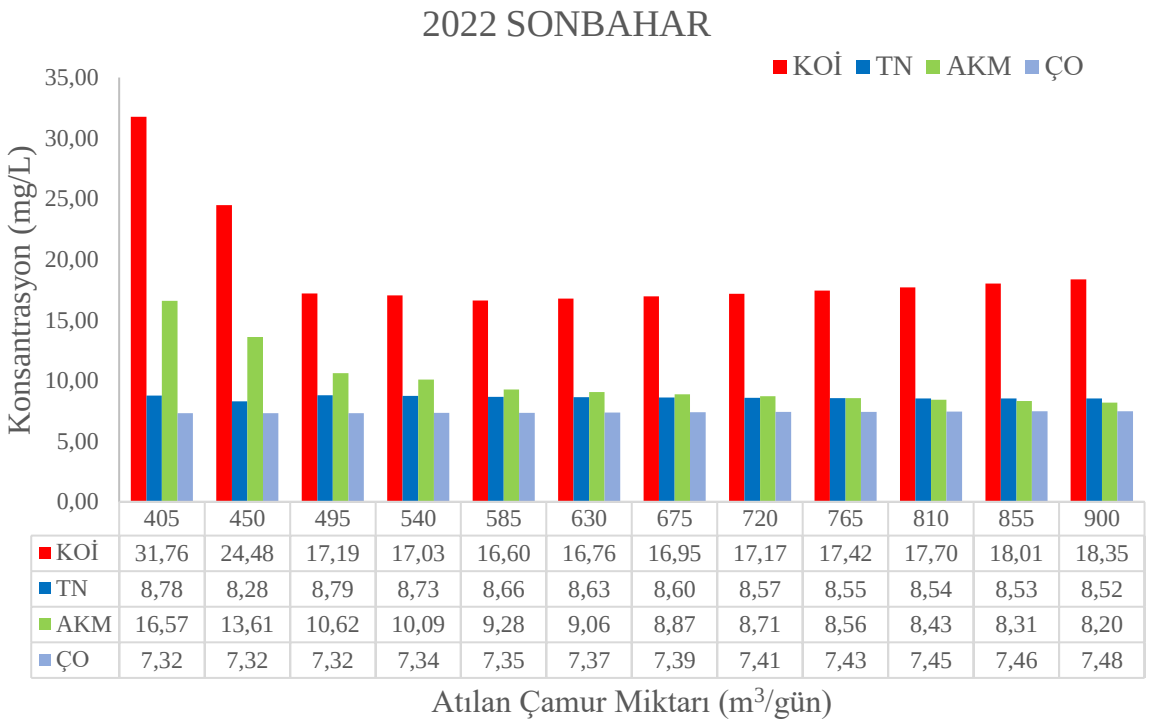
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	33,70	28,63	24,15	20,11	18,63	17,91	17,54	17,10	16,63	16,12	15,87	16,91
TN	6,68	6,62	6,59	6,56	6,54	6,52	6,51	6,50	6,50	6,49	6,50	6,50
AKM	10,02	9,19	8,92	8,70	8,51	8,34	8,20	8,07	7,95	7,85	7,75	7,67
ÇO	6,46	6,49	6,52	6,54	6,57	6,60	6,62	6,65	6,67	6,70	6,72	6,75

Şekil 63. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



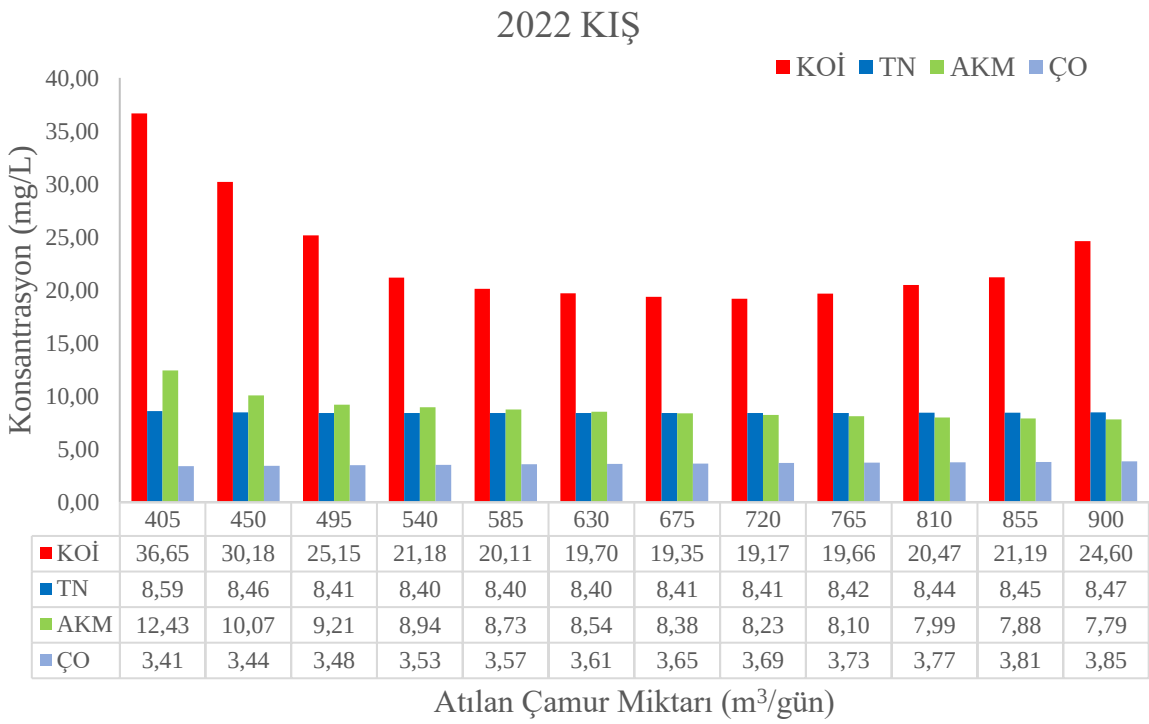
	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	40,56	32,78	25,00	17,19	11,86	11,91	11,68	11,98	12,32	12,69	13,10	13,55
TN	7,94	7,41	6,88	6,36	5,98	5,92	5,86	5,83	5,80	5,77	5,75	5,74
AKM	21,62	18,12	13,64	11,14	8,19	7,76	7,06	6,86	6,68	6,52	6,38	6,25
ÇO	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,93	6,95	6,98	7,00	7,03	7,05	7,07

Şekil 64. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	31,76	24,48	17,19	17,03	16,60	16,76	16,95	17,17	17,42	17,70	18,01	18,35
TN	8,78	8,28	8,79	8,73	8,66	8,63	8,60	8,57	8,55	8,54	8,53	8,52
AKM	16,57	13,61	10,62	10,09	9,28	9,06	8,87	8,71	8,56	8,43	8,31	8,20
ÇO	7,32	7,32	7,32	7,34	7,35	7,37	7,39	7,41	7,43	7,45	7,46	7,48

Şekil 65. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	405	450	495	540	585	630	675	720	765	810	855	900
KOİ	36,65	30,18	25,15	21,18	20,11	19,70	19,35	19,17	19,66	20,47	21,19	24,60
TN	8,59	8,46	8,41	8,40	8,40	8,40	8,41	8,41	8,42	8,44	8,45	8,47
AKM	12,43	10,07	9,21	8,94	8,73	8,54	8,38	8,23	8,10	7,99	7,88	7,79
ÇO	3,41	3,44	3,48	3,53	3,57	3,61	3,65	3,69	3,73	3,77	3,81	3,85

Şekil 66. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden atılan çamur miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi

Yukarıdaki şekillerden simülasyon çıktılarının değerlendirilmesi sonucunda, atık çamur miktarındaki artışın KOİ gideriminde belirli bir seviyeye kadar iyileşme sağladığı, bu kritik

eşik noktasının aşılmasıyla birlikte ise verimlilikte azalma eğiliminin ortaya çıktığı belirlenmiştir. Öte yandan, AKM ve TN gideriminde genel olarak düşüş eğilimi gözlenmiştir.

Son çöktürme havuzlarından yapılan geri devir miktarının etkisi

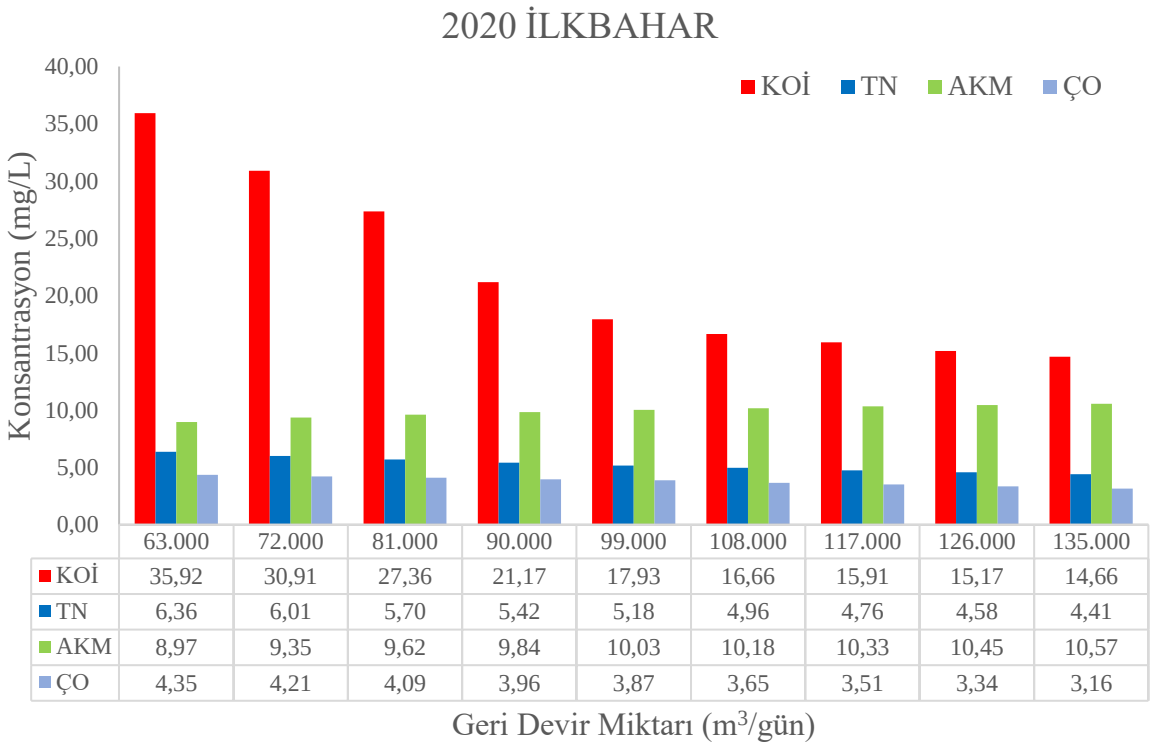
Geri devir oranındaki artış, sistemdeki mikroorganizma biyokütlesinin artırılmasına ve çamur yaşının uzamasına yol açarak biyolojik arıtma performansını önemli ölçüde etkilemektedir. Bu kapsamda, ilgili tablolar aracılığıyla geri devir miktarının optimize edilmesinin, atıksu arıtma süreçlerinin verimliliği ve kararlılığı açısından kritik bir parametre olduğu vurgulanmaktadır.

Geri devir çamuru debisinin artırılması, biyolojik reaktördeki mikroorganizma konsantrasyonunu doğrudan etkileyerek çamur yaşının artmasına katkı sağlamaktadır. Çamur yaşının yükselmesi, sistemde daha fazla biyokütle birikmesine ve böylece organik madde ve besin maddesi gideriminde daha yüksek verim elde edilmesine olanak tanır. Ancak, geri devir oranının optimal seviyenin üzerine çıkması durumunda, pompa ve enerji giderleri başta olmak üzere işletme maliyetlerinde artış meydana gelir. Öte yandan, geri devir oranının yetersiz düzeyde tutulması, sistemdeki biyokütlenin önemli bir kısmının dışarı atılmasına neden olarak mikroorganizma yoğunluğunu ve dolayısıyla çamur yaşını azaltır. Bu durum, özellikle yavaş büyüyen mikroorganizmaların sistemde tutunamamasına ve arıtma performansının düşmesine yol açabilir. Bu nedenle, sistem performansı ve işletme maliyetleri açısından optimum bir geri devir oranının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

Yapılan çalışmada, geri devir çamur debisi havuz başına 21.000–45.000 m^3/gün (toplamda 63.000-135.000 m^3/gün) aralığında, 3.000 m^3'lük (toplamda 9.000 m^3/gün) kademelerle artırılarak değerlendirilmiştir. Analiz sonuçları, geri devir debisinin yükseltilmesinin çamur yaşının artmasına doğrudan katkı sağladığını ortaya koymuştur. Geri devir debisinin artırılması, sistemdeki biyokütlenin reaktörde daha uzun süre tutulmasına olanak tanımakta ve böylece özellikle yavaş büyüyen mikroorganizmaların korunmasına imkân vermektedir. Bu durum, biyolojik arıtma performansının kararlılığını güçlendirirken, organik madde ve azot giderim verimliliği üzerinde de olumlu etkiler yaratmaktadır. Bununla birlikte, geri devir oranının aşırı yükseltilmesi, hidrolik yük dağılımı ve çökeltim performansı üzerinde olumsuz sonuçlar doğurabileceğinden, optimum aralığın belirlenmesi sistem verimliliği açısından kritik öneme sahiptir.

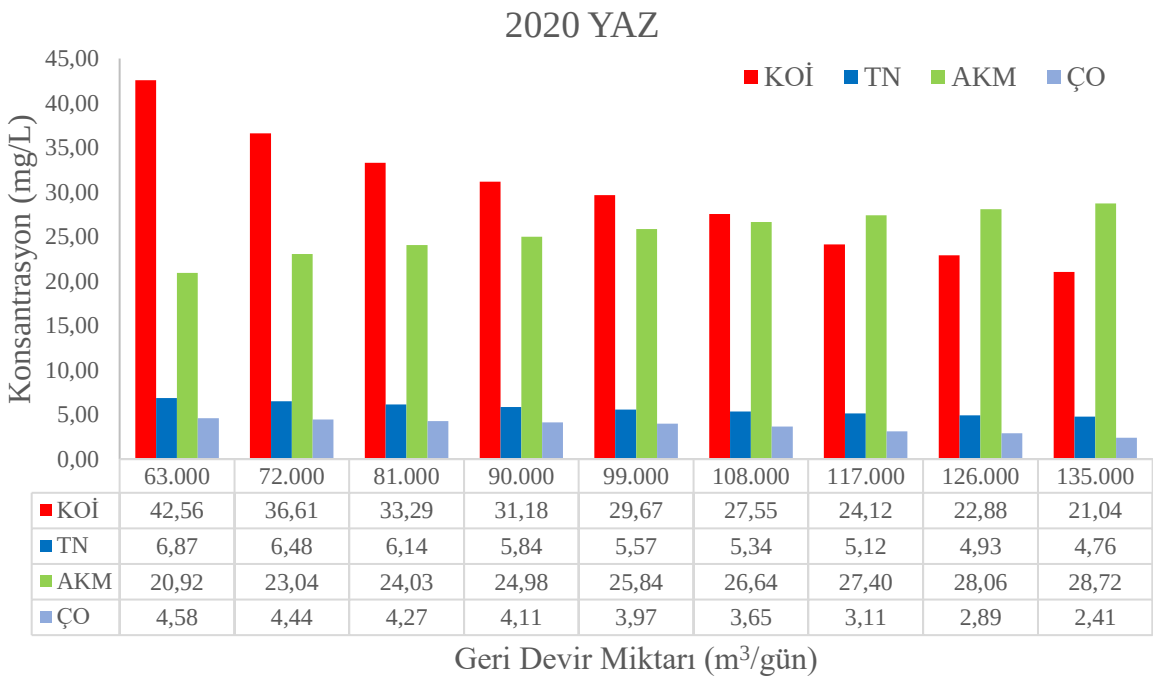
Geri devir miktarlarına ilişkin yapılan değerlendirmelerde, KOİ ve TN gideriminde azalma gözlemlenmiştir. AKM giderim veriminde artış yönünde bir eğilim gözlenmiştir.

Simülasyon sonuçları incelendiğinde, geri devir miktarının arttırılmasının proses performansı üzerindeki etkilerine ilişkin gerçekleştirilen simülasyonlara ait bulgular, Şekil 67–78 arasında sunulmaktadır.



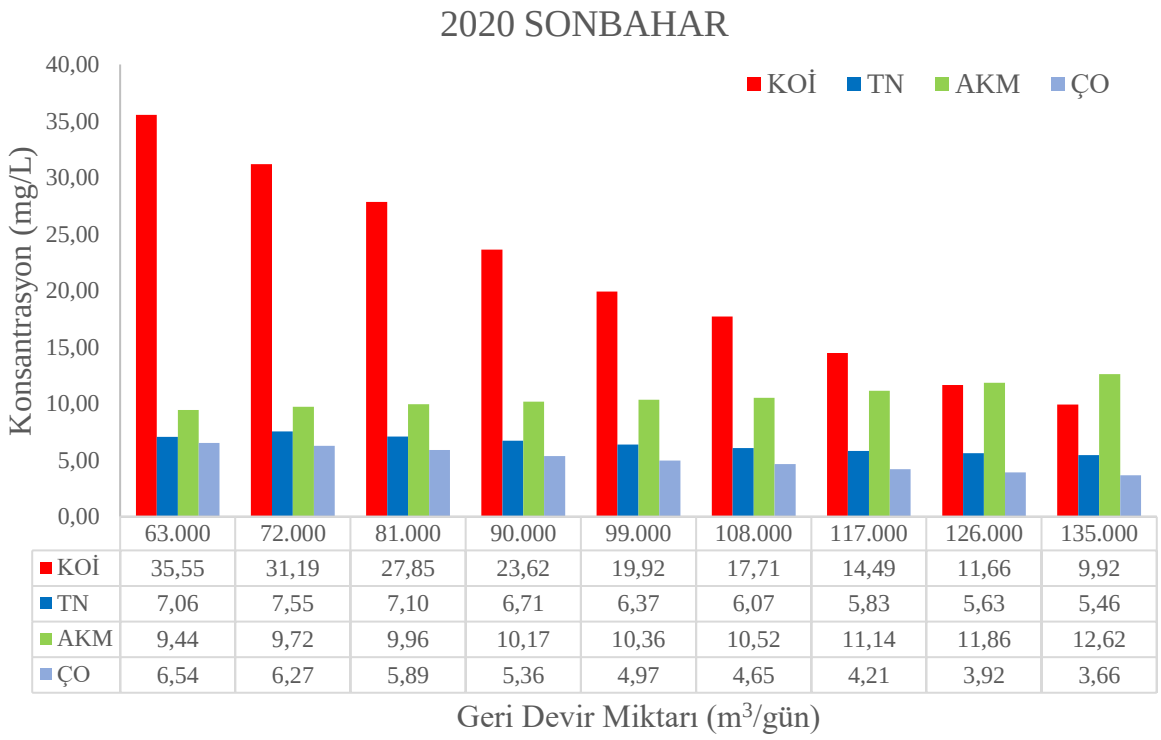
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	35,92	30,91	27,36	21,17	17,93	16,66	15,91	15,17	14,66
TN	6,36	6,01	5,70	5,42	5,18	4,96	4,76	4,58	4,41
AKM	8,97	9,35	9,62	9,84	10,03	10,18	10,33	10,45	10,57
ÇO	4,35	4,21	4,09	3,96	3,87	3,65	3,51	3,34	3,16

Şekil 67. 2020 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



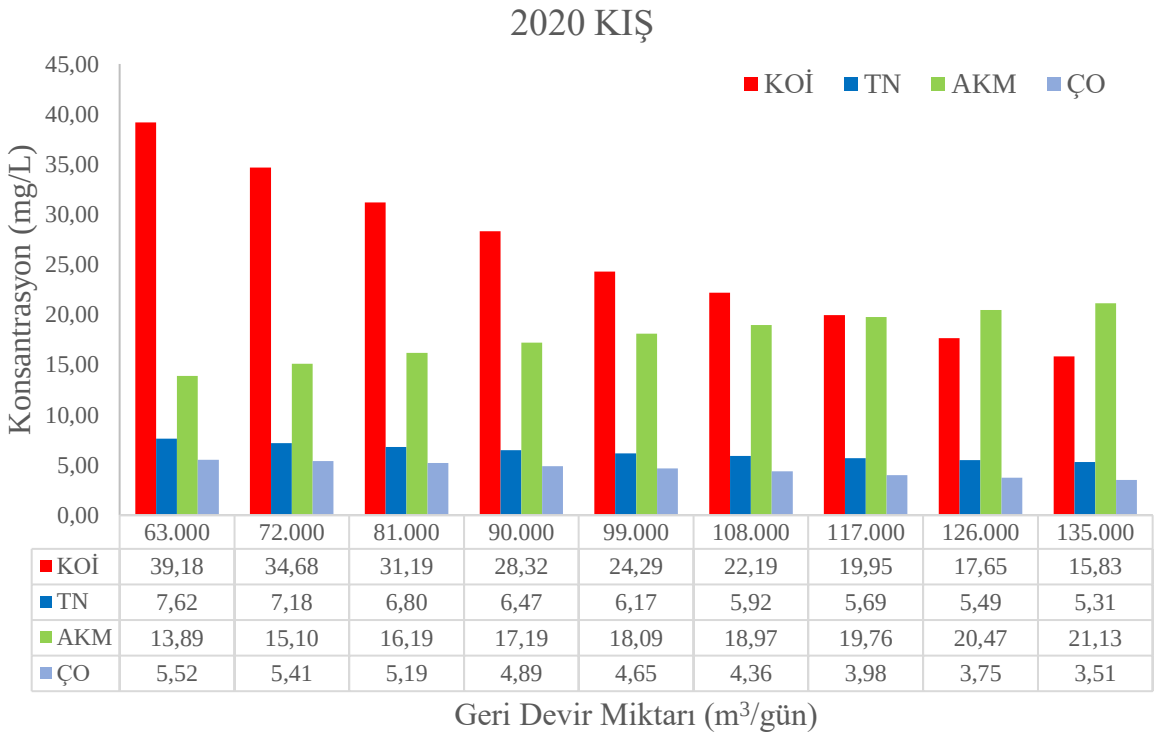
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	42,56	36,61	33,29	31,18	29,67	27,55	24,12	22,88	21,04
TN	6,87	6,48	6,14	5,84	5,57	5,34	5,12	4,93	4,76
AKM	20,92	23,04	24,03	24,98	25,84	26,64	27,40	28,06	28,72
ÇO	4,58	4,44	4,27	4,11	3,97	3,65	3,11	2,89	2,41

Şekil 68. 2020 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



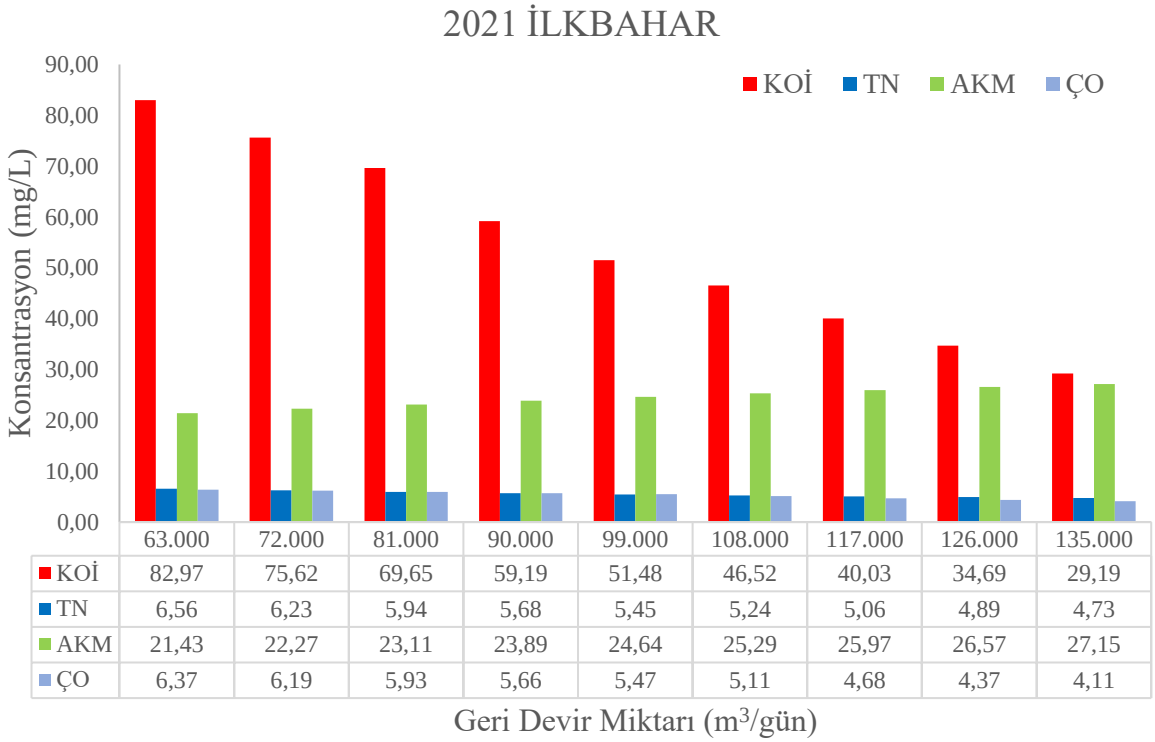
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	35,55	31,19	27,85	23,62	19,92	17,71	14,49	11,66	9,92
TN	7,06	7,55	7,10	6,71	6,37	6,07	5,83	5,63	5,46
AKM	9,44	9,72	9,96	10,17	10,36	10,52	11,14	11,86	12,62
ÇO	6,54	6,27	5,89	5,36	4,97	4,65	4,21	3,92	3,66

Şekil 69. 2020 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



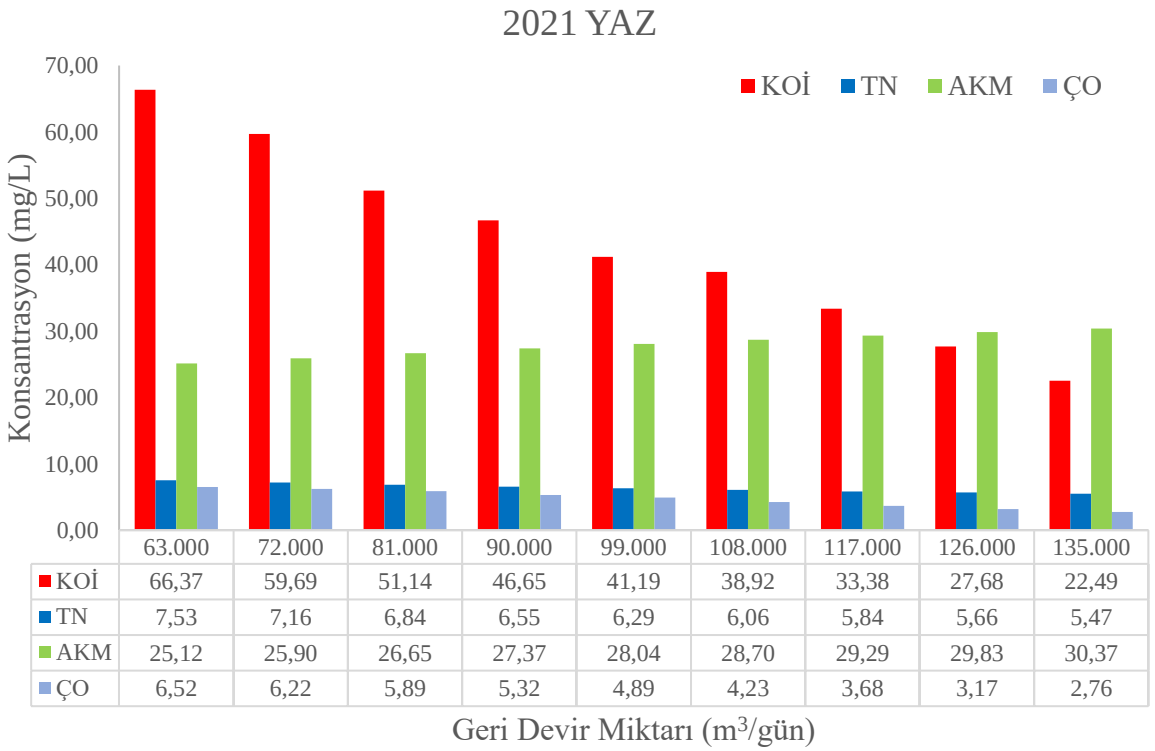
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	39,18	34,68	31,19	28,32	24,29	22,19	19,95	17,65	15,83
TN	7,62	7,18	6,80	6,47	6,17	5,92	5,69	5,49	5,31
AKM	13,89	15,10	16,19	17,19	18,09	18,97	19,76	20,47	21,13
ÇO	5,52	5,41	5,19	4,89	4,65	4,36	3,98	3,75	3,51

Şekil 70. 2020 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



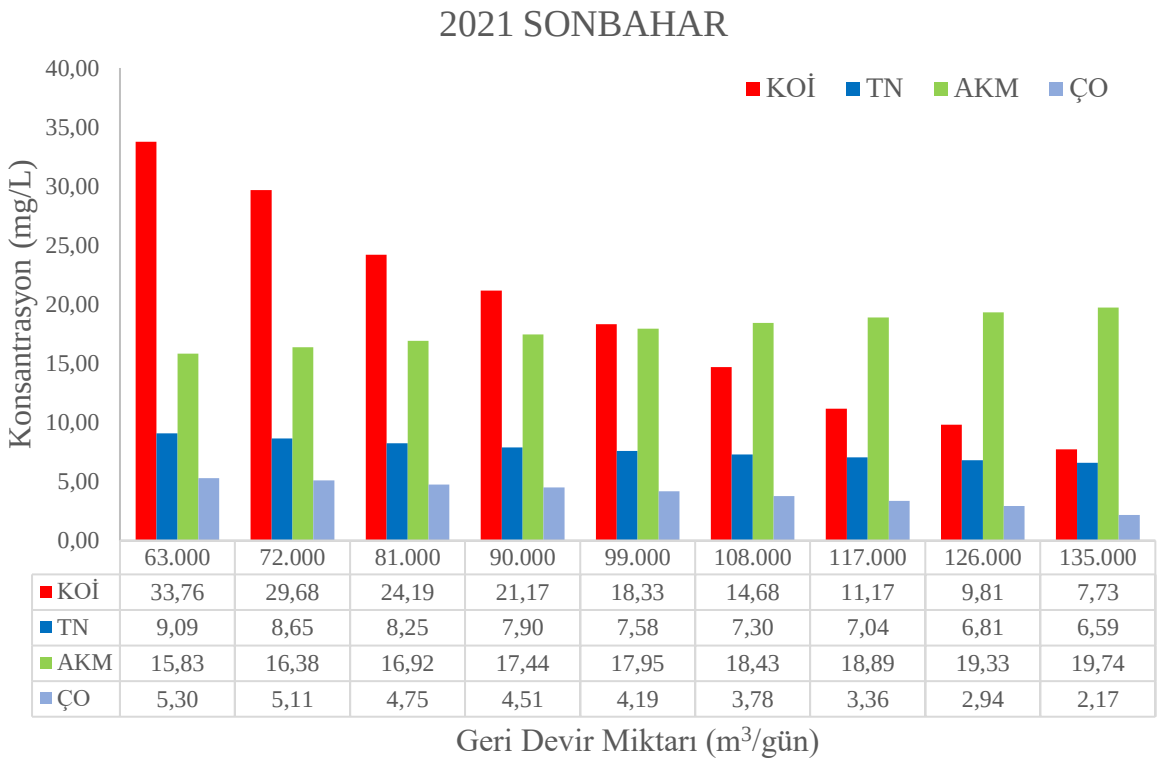
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	82,97	75,62	69,65	59,19	51,48	46,52	40,03	34,69	29,19
TN	6,56	6,23	5,94	5,68	5,45	5,24	5,06	4,89	4,73
AKM	21,43	22,27	23,11	23,89	24,64	25,29	25,97	26,57	27,15
ÇO	6,37	6,19	5,93	5,66	5,47	5,11	4,68	4,37	4,11

Şekil 71. 2021 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



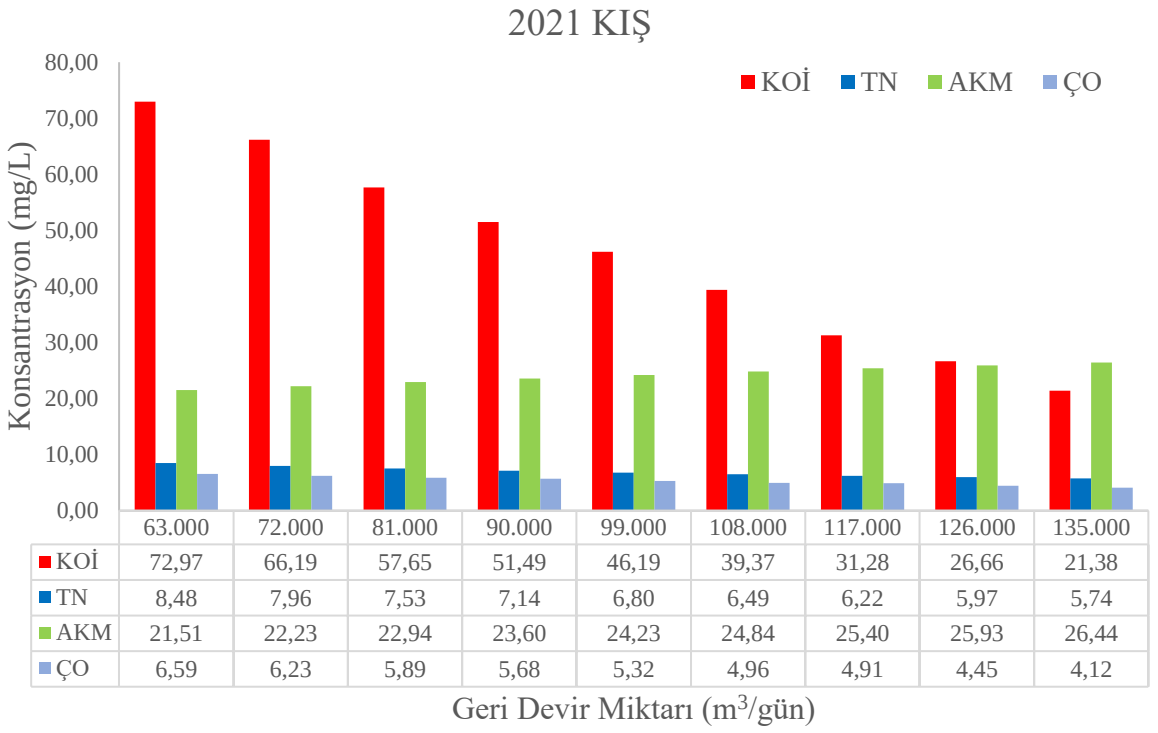
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	66,37	59,69	51,14	46,65	41,19	38,92	33,38	27,68	22,49
TN	7,53	7,16	6,84	6,55	6,29	6,06	5,84	5,66	5,47
AKM	25,12	25,90	26,65	27,37	28,04	28,70	29,29	29,83	30,37
ÇO	6,52	6,22	5,89	5,32	4,89	4,23	3,68	3,17	2,76

Şekil 72. 2021 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



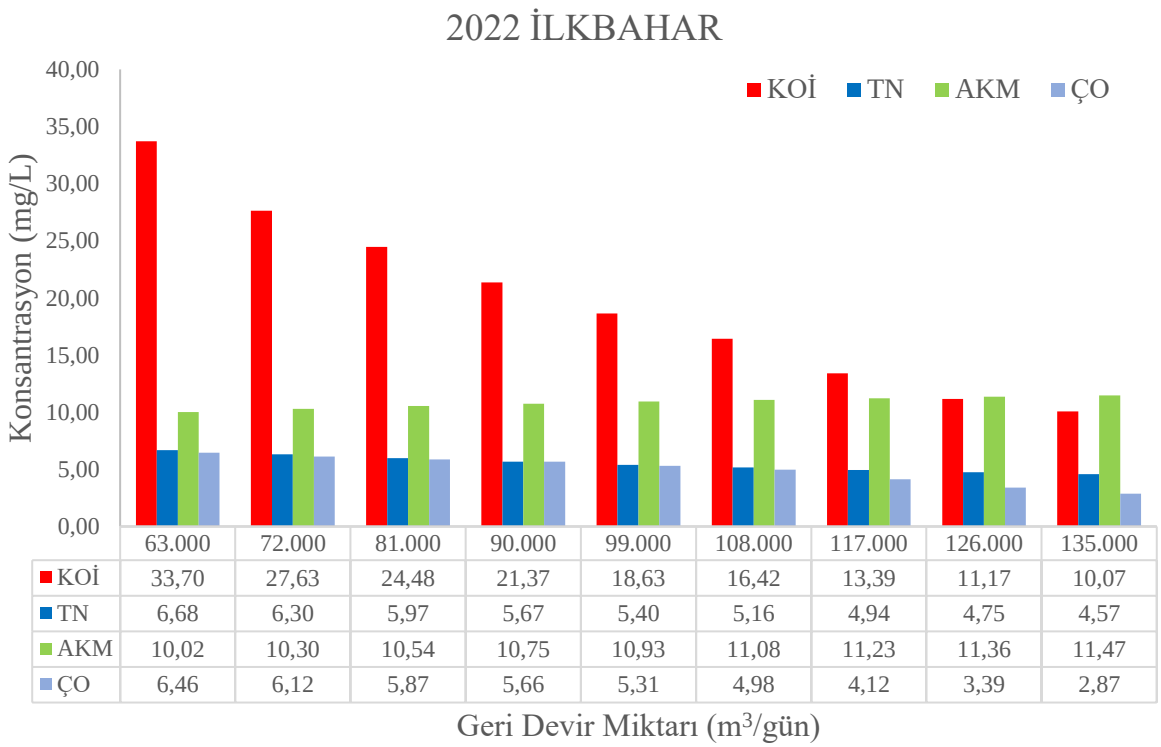
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	33,76	29,68	24,19	21,17	18,33	14,68	11,17	9,81	7,73
TN	9,09	8,65	8,25	7,90	7,58	7,30	7,04	6,81	6,59
AKM	15,83	16,38	16,92	17,44	17,95	18,43	18,89	19,33	19,74
ÇO	5,30	5,11	4,75	4,51	4,19	3,78	3,36	2,94	2,17

Şekil 73. 2021 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



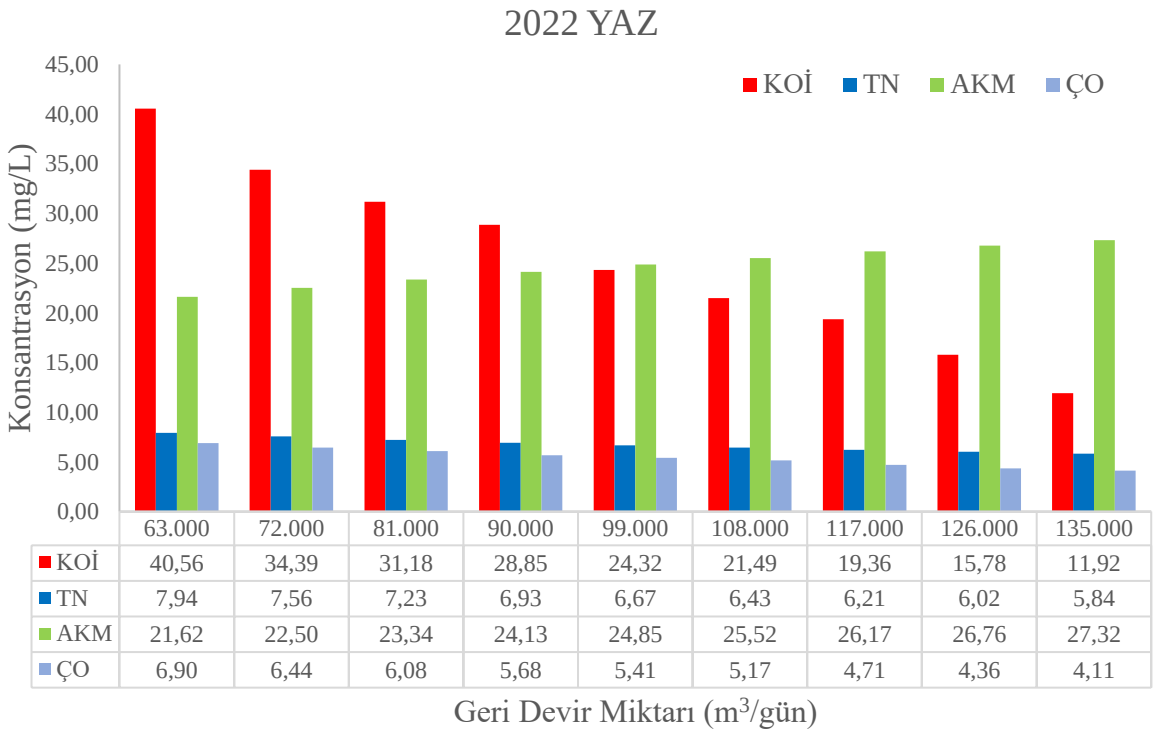
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	72,97	66,19	57,65	51,49	46,19	39,37	31,28	26,66	21,38
TN	8,48	7,96	7,53	7,14	6,80	6,49	6,22	5,97	5,74
AKM	21,51	22,23	22,94	23,60	24,23	24,84	25,40	25,93	26,44
ÇO	6,59	6,23	5,89	5,68	5,32	4,96	4,91	4,45	4,12

Şekil 74. 2021 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



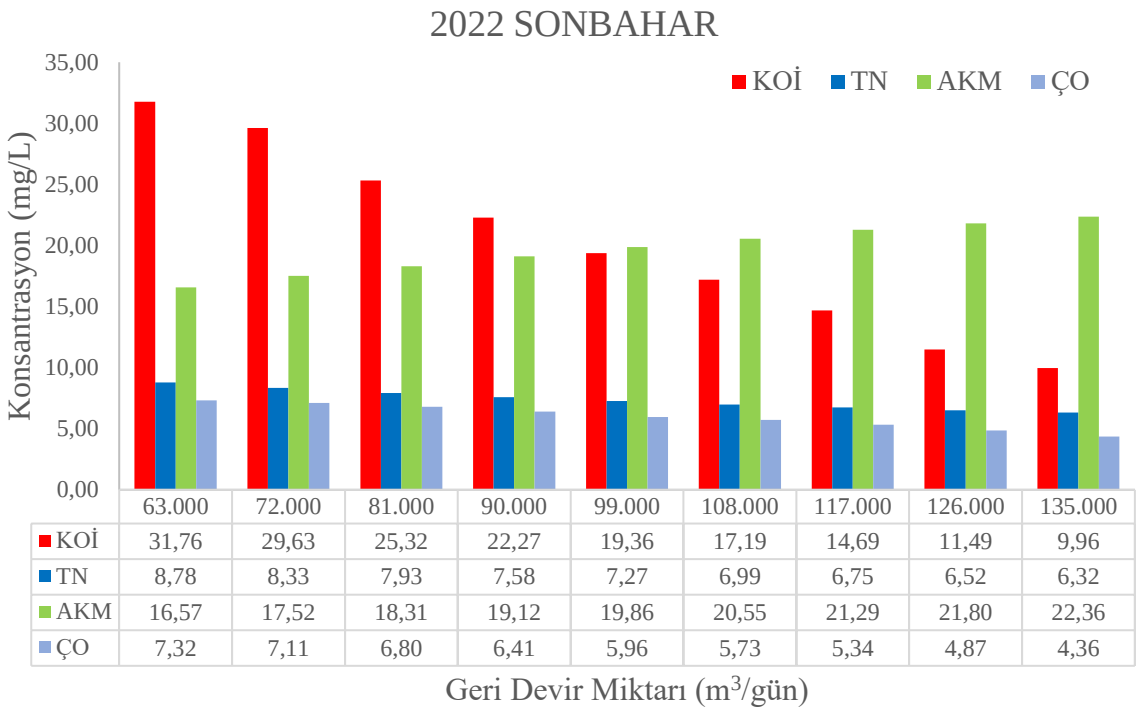
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	33,70	27,63	24,48	21,37	18,63	16,42	13,39	11,17	10,07
TN	6,68	6,30	5,97	5,67	5,40	5,16	4,94	4,75	4,57
AKM	10,02	10,30	10,54	10,75	10,93	11,08	11,23	11,36	11,47
ÇO	6,46	6,12	5,87	5,66	5,31	4,98	4,12	3,39	2,87

Şekil 75. 2022 yılı ilkbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



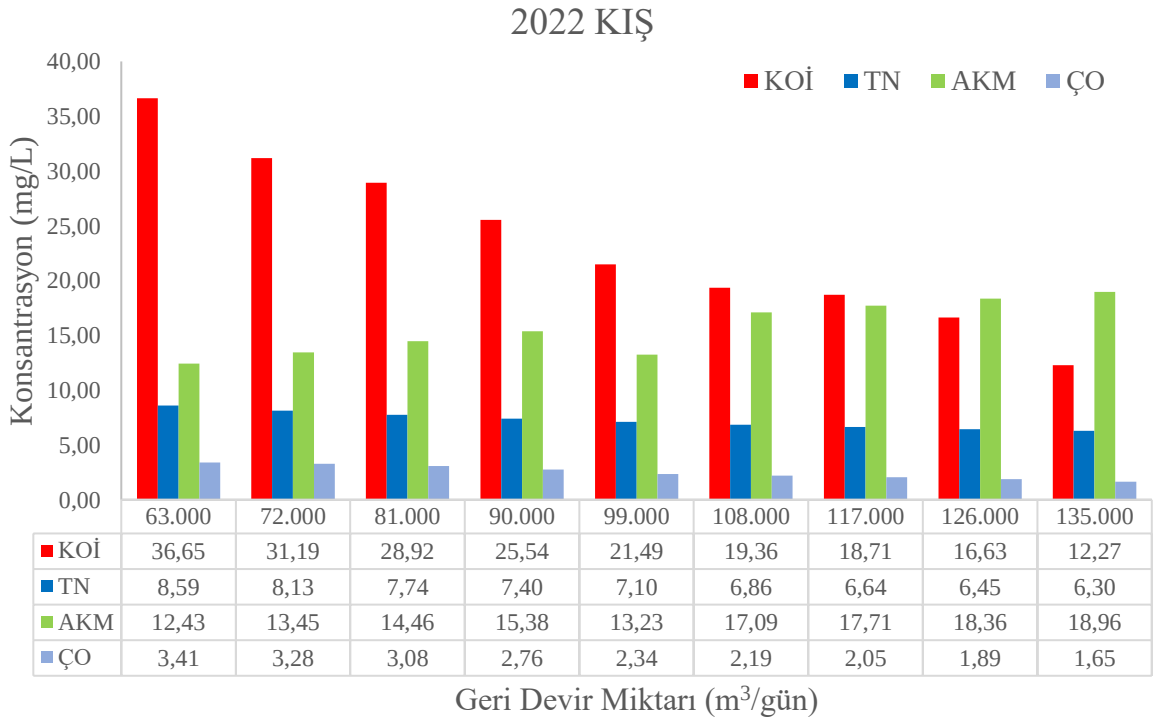
	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	40,56	34,39	31,18	28,85	24,32	21,49	19,36	15,78	11,92
TN	7,94	7,56	7,23	6,93	6,67	6,43	6,21	6,02	5,84
AKM	21,62	22,50	23,34	24,13	24,85	25,52	26,17	26,76	27,32
ÇO	6,90	6,44	6,08	5,68	5,41	5,17	4,71	4,36	4,11

Şekil 76. 2022 yılı yaz mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	31,76	29,63	25,32	22,27	19,36	17,19	14,69	11,49	9,96
TN	8,78	8,33	7,93	7,58	7,27	6,99	6,75	6,52	6,32
AKM	16,57	17,52	18,31	19,12	19,86	20,55	21,29	21,80	22,36
ÇO	7,32	7,11	6,80	6,41	5,96	5,73	5,34	4,87	4,36

Şekil 77. 2022 yılı sonbahar mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi



	63.000	72.000	81.000	90.000	99.000	108.000	117.000	126.000	135.000
KOİ	36,65	31,19	28,92	25,54	21,49	19,36	18,71	16,63	12,27
TN	8,59	8,13	7,74	7,40	7,10	6,86	6,64	6,45	6,30
AKM	12,43	13,45	14,46	15,38	13,23	17,09	17,71	18,36	18,96
ÇO	3,41	3,28	3,08	2,76	2,34	2,19	2,05	1,89	1,65

Şekil 78. 2022 yılı kış mevsiminde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürücüden yapılan geri devir miktarına karşılık KOİ, TN, AKM ve ÇO konsantrasyonları değişimi

Yukarıdaki şekillerin değerlendirilmesi sonucunda elde edilen simülasyon çıktıları, geri devir oranındaki artışın KOİ ve TN gideriminde azalma eğilimine yol açtığını ortaya koymuştur. Buna karşılık, AKM gideriminde ise artış yönünde bir eğilim tespit edilmiştir.

SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin havalandırma havuzlarına ilişkin modelleme çalışmalarında, GPS-X simülasyon yazılımı içerisinde yer alan ve biyolojik süreçlerin detaylı şekilde temsil edilmesine olanak sağlayan Mantis modeli kullanılmıştır. Bu kapsamda, havalandırma havuzlarının performansına etki eden temel işletme ve çevresel parametreler analiz edilerek, farklı senaryolara dayalı simülasyonlar gerçekleştirilmiştir. Uygulanan modelleme çalışmaları sonucunda elde edilen veriler, sahadan temin edilen gerçek ölçüm sonuçlarıyla karşılaştırılarak modelin doğruluğu ve öngörü kapasitesi değerlendirilmiştir. Çalışmada mevsimlere göre arıtma verimliliği üzerine yoğunlaşılmış, bu bağlamda Erzurum gibi soğuk iklim koşullarının hâkim olduğu bölgelerde biyolojik arıtma süreçlerinin karşılaştığı zorlukların daha iyi anlaşılması hedeflenmiştir.

Gerçekleştirilen simülasyon çalışmasının doğruluğu ve güvenilirliği, büyük ölçüde kullanılan model kütüphanesine ve girilen başlangıç parametrelerinin sayısal değerlerine bağlıdır. Bu nedenle, modelleme sürecinde kullanılan verilerin dikkatli ve özenli bir şekilde tanımlanması büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada kullanılan bazı giriş verileri, GPS-X yazılımının varsayılan değerleri üzerinden belirlenmiş olup; özellikle tasarım hesaplamalarında kullanılan bazı parametreler, benzer ölçekteki mevcut tesislerin tipik işletme aralıkları dikkate alınarak varsayılmıştır. Bu tür varsayımlar, modelin sahadaki gerçek koşulları tam olarak yansıtmasını sınırlayabilmektedir. Arıtma verimliliği ise doğrudan reaktördeki hidrolik kalış süresi, sistemin çamur yaşı ve biyolojik reaksiyonların kinetik özellikleri ile ilişkilidir. Bu nedenle, simülasyon sonuçlarının güvenilirliği, kullanılan kinetik ve stokiyometrik parametrelerin sahaya özgü koşullarla ne ölçüde uyumlu olduğuna bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir.

Sonuç olarak, bu çalışma, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin arıtma performansının değerlendirilmesinde GPS-X modelleme aracının etkinliğini ortaya koymayı amaçlamıştır. 2020–2022 yılları arasında yürütülen analizlerde gerek ham atıksu gerekse arıtılmış çıkış suyuna ait KOİ, TN, AKM ve ÇO gibi temel parametreler ayrıntılı olarak incelenmiş; böylece tesisin operasyonel verimliliğine ilişkin kapsamlı bilgiler elde edilmiştir. Yapılan simülasyonlar, GPS-X modelinin mevcut işletme koşullarını yüksek doğrulukla temsil edebildiğini ve arıtma süreçlerinde meydana gelebilecek değişiklikleri öngörerek uygun işletme stratejilerinin geliştirilmesine katkı sağladığını ortaya koymuştur. Bu yönüyle model hem mevcut performans izleme hem de ileriye dönük senaryoların değerlendirilmesi açısından güçlü ve güvenilir bir mühendislik aracı olarak öne çıkmaktadır.

Bu çalışma aynı zamanda, GPS-X modelleme yazılımının atıksu arıtma tesislerinin performans değerlendirmesinde sahip olduğu potansiyeli açık bir şekilde ortaya koymaktadır. Modelin, Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi özelinde yürütülen simülasyonlarda yüksek doğrulukla çalışması hem mevcut proseslerin takibinde hem de gelecekteki senaryoların öngörülmesinde güvenilir bir araç olduğunu göstermektedir. GPS-X'in, farklı işletme koşullarının ve tasarım parametrelerinin tesise olan etkilerini öngörebilme kabiliyeti; proses iyileştirmeleri, enerji optimizasyonu ve kapasite planlaması gibi kritik alanlarda karar vericilere önemli avantajlar sunmaktadır. Bu bağlamda model, yalnızca mevcut performansın değerlendirilmesiyle sınırlı kalmayıp; aynı zamanda tesisin işletme stratejilerinin belirlenmesinde ve ileriye dönük yatırım kararlarının şekillendirilmesinde etkili bir karar destek mekanizması olarak işlev görmektedir.

Kalibrasyon sürecine, μ_{maxH} parametresi ile başlanmıştır. GPS-X yazılımında tanımlı varsayılan parametre değerleri (μ_{maxH}: 3,2 1/d; K_{SH}: 5 mg KOİ/L; μ_{maxA}: 0,9 1/d; K_{SA}: 0,7 mg N/L) referans alınarak yürütülen analizler sonucunda, μ_{maxH} için en uygun değer 1,75 1/d olarak belirlenmiştir. Ardından, K_{SH} üzerinde gerçekleştirilen kalibrasyon çalışmaları sonucunda 20 mg KOİ/L değeri optimal sonuç vermiştir. Ancak, bu değerin modelin sonraki aşamalarında konsantrasyon hesaplarında tutarsızlıklara yol açması nedeniyle, K_{SH}'ın 5 mg KOİ/L olarak kullanılması uygun bulunmuştur. Bu iki parametreye ilişkin optimizasyonların ardından, μ_{maxA} ve K_{SA} üzerinde yapılan değerlendirmeler, söz konusu parametrelerin model çıktıları üzerinde anlamlı bir değişiklik oluşturmadığını ortaya koymuştur.

GPS-X simülasyon yazılımı kullanılarak 2020–2022 yılları arasındaki işletme koşulları temel alınarak aylık, mevsimsel ve yıllık ölçeklerde modelleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalar kapsamında, havalandırma havuzlarının performansı değerlendirilmiş ve KOİ giderim veriminin ortalama %89,33, AKM giderim veriminin %91,76 ve TN giderim veriminin ise %73,59 düzeyinde olduğu hesaplanmıştır. Ancak, aynı döneme ait gerçek işletme verileri ile karşılaştırma yapıldığında, KOİ giderim veriminin ortalama %85,53, AKM giderim veriminin %89,98 ve TN giderim veriminin %73,24 seviyelerinde gerçekleştiği belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre modelleme ile saha verileri arasında uyumlu bir sonuç gözlemlenmiştir.

GPS-X simülasyon yazılımı kullanılarak gerçekleştirilen modelleme çalışmalarında, 2020 ile 2022 yılları arasındaki işletme koşulları dikkate alınmış; atıksu sıcaklığının ortalama 10°C olduğu ve tesisin deniz seviyesinden yaklaşık 1850 metre yükseklikte konumlandığı varsayılmıştır. Bu sınır koşulları altında yürütülen simülasyon sonuçlarına göre, çıkış suyu kalitesine ilişkin ortalama KOİ 28,67 mg/L, AKM 8,24 mg/L ve TN 8,30 mg/L olarak hesaplanmıştır. Aynı döneme ait sahadan elde edilen ölçüm verilerinin KOİ 51,01 mg/L, AKM

19,30 mg/L ve TN ise 7,26 mg/L seviyelerinde olduğu görülmektedir. Bu farklılıklar, modelleme ile gerçek işletme verileri arasındaki uyumsuzluğu ortaya koymakta ve modelin bazı süreçleri tam olarak yansıtamadığını düşündürmekte ve sistemdeki biyolojik ve hidrolik süreçlerin modellenmesinde daha fazla kalibrasyon çalışmasına ihtiyaç duyulduğunu göstermektedir.

GPS-X yazılımı kullanılarak tesiste farklı senaryoların etkisi araştırılmıştır. Senaryolardan ilkinde havalandırma havuzlarına verilen hava debisinin kademeli olarak azaltılmasının biyolojik arıtma performansı üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Hava debisinin düşürülmesi, ÇO seviyelerinin azalmasına yol açarak aerobik koşulları zayıflatmış; bu durum özellikle KOİ gideriminde verim kaybına, nitrifikasyon sürecinde yavaşlamaya ve TN giderim kapasitesinde azalmaya neden olmuştur. Ayrıca yetersiz oksijen koşulları AKM konsantrasyonunun artmasına sebep olmuştur. Bununla birlikte simülasyon sonuçları, hava debisinin azaltılmasıyla KOİ ve AKM giderim verimlerinde azalma ve TN gideriminde ise belirli bir eşik değere kadar azalma, sonrasında artma eğilimi olduğunu göstermiştir. Analizler, havalandırma stratejisinin yalnızca enerji verimliliği açısından değil, aynı zamanda sistemin kararlılığı, çıkış suyu kalitesi ve sürdürülebilirliği açısından kritik bir parametre olduğunu ortaya koymuştur.

İkinci senaryoda ise sistemden uzaklaştırılan çamur miktarının biyolojik arıtma performansı üzerindeki etkileri incelenmiştir. Uzaklaştırılan çamur miktarının artırılması, reaktördeki mikroorganizma miktarını azaltarak çamur yaşının kısalmasına neden olmuştur. Elde edilen sonuçlar, KOİ giderim verimlerinde belirli bir eşik değere kadar artış, sonrasında ise azalma eğilimi olduğunu; AKM ve TN giderim veriminde ise genel bir düşüş gözlendiğini göstermektedir. Bulgular, çamur yaşı kontrolünün hem arıtma performansı hem de işletme verimliliği açısından kritik bir parametre olduğunu ortaya koymaktadır.

Son senaryoda da geri devir debisinin biyolojik arıtma performansı üzerindeki etkileri incelenmiştir. Geri devir oranının artırılması, reaktördeki mikroorganizma biyokütlesini yükselterek çamur yaşının uzamasına ve böylece organik madde ile besin maddesi gideriminde verim artışına katkı sağlamaktadır. Ancak, geri devir oranının optimal seviyenin üzerine çıkması işletme maliyetlerini artırırken, yetersiz geri devir oranı biyokütle kaybına ve özellikle yavaş büyüyen mikroorganizmaların tutunamamasına neden olarak arıtma performansını olumsuz etkilemektedir. Analiz sonuçları, KOİ ve TN gideriminde azalma; AKM gideriminde genel olarak artma eğilimi olduğunu göstermektedir. Bulgular, optimum geri devir oranının belirlenmesinin hem arıtma verimliliği hem de sistem kararlılığı açısından kritik olduğunu vurgulamaktadır.

Sistemde gözlemlenen performans dalgalanmalarının temelinde, süreç içerisinde yaşanan teknik aksaklıklar yatmaktadır. Özellikle 2020–2022 yılları arasında havalandırma sisteminde kullanılan difüzör ekipmanlarında meydana gelen arızalar, tesisin işletme verimliliğini ciddi ölçüde olumsuz etkilemiştir. Difüzörlerdeki performans kaybı, oksijen transfer verimliliğinin düşmesine neden olmuş; bu durumu telafi edebilmek adına havalandırma havuzlarına verilen hava miktarı artırılmıştır. Ancak bu yaklaşım, özellikle enerji tüketiminde kayda değer bir artışa yol açarak hem ekonomik hem de çevresel açıdan sürdürülebilirliği zorlaştırmıştır. Yaşanan bu olumsuzlukların giderilmesi ve sistemin yeniden optimum koşullarda işletilebilmesi amacıyla, 2024 yılı içerisinde mevcut difüzörlerin tamamı modern ve yüksek verimli modellerle değiştirilmiştir. Bu iyileştirme sayesinde oksijen transfer kapasitesinin artırılması, enerji verimliliğinin sağlanması ve arıtma performansının istikrarlı bir düzeye çıkarılması hedeflenmiştir.

Tesisin karşı karşıya olduğu en önemli problemlerden biri, kış aylarında hava sıcaklıklarının sıklıkla sıfırın altına düşmesidir. Düşük sıcaklık koşulları, özellikle biyolojik arıtma süreçlerinin etkinliğini olumsuz yönde etkilemekte; mikrobiyal aktivitenin yavaşlamasına bağlı olarak organik madde giderim veriminde belirgin azalmalar meydana gelmektedir. Bu durum, sistemin genel performansında düşüşe ve arıtılmış su kalitesinde mevsimsel dalgalanmalara yol açmaktadır. Ayrıca, havalandırma sistemlerinin enerji verimliliği de soğuk hava koşullarından etkilenmekte olup, işletme maliyetlerinde artış gözlenmektedir. Bu nedenle, soğuk iklim koşullarının arıtma verimliliği üzerindeki etkilerinin dikkate alınarak süreçlerin iklime uygun şekilde optimize edilmesi büyük önem taşımaktadır.

KAYNAKLAR

Aladağ, E., 2011. Erzurum Kenti için Aktif Çamur Tesisi Tasarımı ve Modellenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.

Alex, J., Binh To, T., Hartwig, P., 2002. Improved design and optimization of aeration control for WWTPs by dynamic simulation. Water Science and Technology, Vol 45, 365–372.

Amaral, A., Schraa, O., Rieger, L., Gillot, S., Fayolle, Y., Bellandi, G., Amerlinck, Y., Mortier, S. T. F. C., Gori, R., Neves, R., Nopens, I., 2017. Towards advanced aeration modelling: from blower to bubbles to bulk. Water Science and Technology, Vol 75, 507-517.

Amerlinck, Y., De Keyser, W., Urchegui, G., Nopens, I., 2016. A realistic dynamic blower energy consumption model for wastewater applications. Water Science and Technology, Vol 74, 1561–1576.

Anonim, 2021. ESKİ Genel Müdürlüğü Erzurum Atıksu Arıtma Tesisi. Erzurum, http://www.eski.gov.tr/atiksu-aritma-tesisi

Arnell, M., 2016. Performance Assessment of Wastewater Treatment Plants – Multi-Objective Analysis Using Plant-Wide Models. PhD thesis, Department of Biomedical Engineering, Lund University, Lund, Sweden.

Asadi, M., McPhedran, K., 2021. Estimation of greenhouse gas and odour emissions from a cold region municipal biological nutrient removal wastewater treatment plant. Journal of Environmental Management, Vol 281.

ASCE, 2006. Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water. The American Society of Civil Engineers.

ASCE, 2007. Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water. The American Society of Civil Engineers.

Bagatur, T., Baylar, A., Sekardag, N., 2002. The effect of nozzle type on air entrainment by plunging water jets. Water Quality Research Journal, Vol 37, 599-612.

Beck, E., 1984. Water and wastewater-treatment chemicals specifiers guide. Pollution Engineering, Vol 16, 23-29.

Belize, F., Boursier, H., Daumer, M. L., Guiziou, F., Paul, E., 2007. Modelling of biological processes during aerobic treatment of piggery wastewater aiming at process optimisation. Bioresource Technology, Vol 98, 3298-3308.

Bidstrup, S. M., Grady Jr, C. P. L., 1988. SSSP: Simulation of single-sludge processes. Water pollution Control Federation, Vol 60, 351-361.

Bin, A. K., 1993. Gas entrainment by plunging liquid jets. Chemical Engineering Science, Vol 48, 3585-3630.

Brown, L. C., Baillod, C. R., 1982. Modeling and interpreting oxygen transfer data. Journal of the Environmental Engineering, Vol 108, 607-628.

Cai, Y., Luo, Y-H., Long, X., Zaidi, A. A., Shi, Y., Zhou, D., Rittmann, B. E., 2022. Wastewater treatment for ships experiencing large temperature changes： the activated sludge/membrane-biofilm reactor. Chemosphere, Vol 307, 135852.

Chachuat, B., Roche, N., Latifi, M. A., 2001. Dynamic optimisation of small size wastewater treatment plants including nitrification and denitrification processes. Computers & Chemical Engineering, Vol 25, 585-593.

Chanson, H., Aoki, S., Hoque, A., 2004. Physical modelling and similitude of air bubble entrainment at vertical circular plunging jets. Chemical Engineering Science, Vol 59, 747-758.

Chanson, H., Brattberg, T., 1998. Air entrainment by two-dimensional plunging jets: the impingement region and the very-near flow field. American Society of Mechanical Engineers Fluids Engineering Division Summer Meeting June 21-25, 1998, Washington, DC.

Chen, C. Y., 1993. Comparative-studies on the primary-treatment of municipal waste-water for ocean disposal. Water Science and Technology, Vol 28, 1-7.

Chen, X., Ding, Z., Ding, J., Wang, Y., 2018. Study on low intensity aeration oxygenation model and optimization for shallow water. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Vol 113, 012203.

Cheng, C., Ribarova, I., 1999. Activated sludge system modelling and simulations for improving the effluent water quality. Water Science and Technology, Vol 39, 93-98.

Dan, N. H., Pye, T. T. M., Thanh, B. X., Hoinkis, J., Luu, T. L., 2021. The application of intermittent cycle extended aeration systems (ICEAS) in wastewater treatment. Journal of Water Process Engineering, Vol 40, 101909.

Danckwerts, P., 1951. Significance of liquid-film coefficients in gas absorption. Industrial & Engineering Chemistry, Vol 43, 1460–1467.

Descoins, N., Deleris, S., Lestienne, R., Trouve, E., Marechal, F., 2012. Energy efficiency in waste water treatments plants: Optimization of activated sludge process coupled with anaerobic digestion. Energy, Vol 41, 153-164.

Dyagelev, M. Y., Isakov, V. G., Grakhova, E. V., 2019. Denitrification rates determination in the process of removing nitrogen from wastewater. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Vol 687, 066072.

Dyagelev, M. Y., Nepogodin, A. M., Grakhova, E. V., 2020. Determination of the flotation effectiveness of industrial waste water in a laboratory. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Vol 962, 042077.

Dyagelev, M. Y., Pavlov, I. I., Nepogodin, A. M., Grakhova, E. V., Lapina, A. A., 2021. The review of aeration systems for biological wastewater treatment. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Vol 839, 042035.

Elachola, F. F., 2022. Analysis and Simulation of Waste Water Treatment Plant by Using GPS-X Software. International Journal for Research in Applied Science & Engineering Technology, Vol 10, 3493-3495.

Esperança, M. N., Mendes, C. E., Rodriguez, G. Y., Cerri, M. O., Bettega, R., Badino, A. C., 2020. Sparger design as key parameter to define shear conditions in pneumatic bioreactors. Biochemical Engineering Journal, Vol 157, 107529.

Fang, D., Zhao, G., Xu, X., Zhang, Q., Shen, Q., Fang, Z., Huang, L., Ji, F., 2018. Microbial community structures and functions of wastewater treatment systems in plateu and cold regions. Bioresource Technology, Vol 249, 684-693.

Fu, C. S., Poch, M., 1995. System identification and real-time pattern recognition by neural networks for an activated sludge process. Int. J. Systems Sci., Vol 21, 57-69.

Funatsu, K., Hsu, Y-C., Noda, M., Sugawa, S., 1988. Oxygen transfer in the water-jet vessel. Chemical Engineering Communications, Vol 73, 121-139.

Garcia-Lopez, E., Alcazar, P., Cid, C., 2021. Identification of biomolecules involved in the adaptation to the environment of cold-loving microorganisms and metabolic pathways for their production. Biomolecules, Vol 21, 651-670.

Gerardi, M. H., 2002. Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process. Wiley-Interscience, 193 p, Kanada.

Gleick, P., 1996. Fresh water. Earth Observations and Global Change Decision Making, 1995: A National Partnership, Vol 5, 71-80.

Gonzalez-Martinez, A., Sihvonen, M., Munoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Mikola, A., Vahala, R., 2018. Microbial ecology of full-scale wastewater treatment systems in the Polar Arctic Circle: archaea, bacteria and fungi. Scientific Reports, Vol 8.

Gorrasi, S., Pesciaroli, C., Barghini, P., Pasqualetti, M., Fenice, M., 2019. Structure and diversity of the bacterial community of an Arctic estuarine system (Kandalaksha Bay) subject to intense tidal currents. Journal of Marine Systems, Vol 196, 77-85.

Gulliver, J. S., Hibbs, D. E., McDonald, J. P., 1997. Measurement of an effective saturation concentration for gas transfer with a plunging water jet. Journal of Hydraulic Engineering,, Vol 123, 86-97.

Gujer, W., Henze, M., 1991. Activated sludge modelling and simulation. Water Science and Technology, Vol 23, 1011-1023.

Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Loosdrecht, M. C. M. v., 1999. Activated sludge model No.3. Water Science and Technology, Vol 39, 183-193.

Güçlü, D., 2007. Tam Ölçekli Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinin Bilgisayar Programı Kullanılarak Modellenmesi ve Arıtma Performanslarının İncelenmesi. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.

Harremoes, P., Capodaglio, A. G., Hellstrom, B. G., Henze, M., Jensen, K. N., Lynggaard-Jensen, A., Otterpohl, R., Soeberg, H., 1993. Wastewater treatment plants under transient loading-performance, modelling and control. Water Science and Technology, Vol 27, 71-115.

Hasanen, A., Orivuori, P., Aittamaa, J., 2006. Measurements of local bubble size distributions from various flexible membrane diffusers. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, Vol 45, 291-302.

Henze, M., Grady Jr, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. v. R., Matsuo, T., 1986. Activated Sludge Model No.1. IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, 38 p, İngiltere.

Henze, M., Grady Jr, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. v. R., Matsuo, T., 1987. A general-model for single-sludge waste-water treatment systems. Water Research, Vol 21, 505-515.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. v. R., 1995. Wastewater and biomass characterization fort he activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal. Water Science and Technology, Vol 31, 13-23.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. v. R., Loosdrecht, M. C. M. v., 1999. Activated sludge model No.2d, ASM2D. Water Science and Technology, Vol 39, 165-182.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Loosdrecht, M. C. M. v., 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, 121 p, London.

Higbie, R., 1935. The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short periods of exposure. Transactions of the American Institute of Chemical Engineers, Vol 31, 365–377.

Jackson, M. L., Collins, W., 1964. Scale-up of a venturi aerator. Industrial & Engineering Chemistry, Vol 3, 386-393.

Jasim, N. A., 2020. The design for wastewater treatment plant (WWTP) with GPS X modelling. Civil & Environmental Engineering, Vol 7, 1723782.

Jeppsson, U., 1996. Modelling aspects of wastewater treatment processes. Lund Institute of Technology, İsveç.

Jiang, P., Stenstrom, M., 2012. Oxygen transfer parameter estimation: impact of methodology. Journal of Environmental Engineering-ASCE, Vol 138, 137–142.

Johnson, P. L., 1984. Prediction of Dissolved Gas Transfer in Spillway and Outlet Works Stilling Basin Flows. Gas Transfer at Water Surfaces. Gas Transfer at Water Surfaces, 605–612.

Kalinske, A., 1969. Economic evaluation of aerator systems. Environmental Science & Technology, Vol 3, 229-234.

Karaduman, Ö., 2011. Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisinin Modellenmesi ve Mevcut Problemlerinin Bilgisayar Simülasyonu ile çözülmesi. Yüksek Lisans Tezi, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.

Kırım, G., 2015. Atıksu Arıtma Tesislerinin Model Desteği ile İyileştirilmesi ve Optimizasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Kim, H., McAvoy, T. J., Anderson, J. S., Hao, O. J., 2000. Control of an alternating aerobic-anoxic activated sludge system – Part 2: optimization using a linearized model. Control Engineering Practise, Vol 8, 279-289.

Kirke, B., El Gezawy, A., 1997. Design and model tests for an efficient mechanical circulator/aerator for lakes and reservoirs.

Krause S, Cornel P, Wagner M, 2003. Comparison of different oxygen transfer testing procedures in full-scale membrane bioreactors. Water Science and Technology, Vol 47, 169– 176. Water Research, Vol 31, 1283-1290.

Kricke, F., 2009. Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen. Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt Deutschland.

Latif, E. F., 2022. Economic comparison between wastewater treatment systems using simulation software. Desalination and Water Treatment, Vol 264, 91-101.

Lewis, W. K., Whitman, W. G., 1924. Principles of gas absorption. Industrial & Engineering Chemistry, Vol 16, 1215–1220.

Liwarska-Bizukojc, E., Biernacki, R., 2010. Identification of the most sensitive parameters in the activated sludge model implemented in BioWin software. Bioresource Technology, Vol 101, 7278-7285.

Luo, Y., Yao, J., Wang, X., Zheng, M., Guo, D., Chen, Y., 2020. Efficient municipal wastewater treatment by oxidation ditch process at low temperature: Bacterial community structure in activated sludge. Science of The Total Environment, Vol 703.

Mahendraker, V., Mavinic, D. S., Rabinowitz, B., 2005. Comparison of oxygen transfer parameters from four testing methods in three activated sludge processes. Water Quality Research Journal-Canada, Vol 40, 164–176.

Maryns, F., Bauwens, W., 1997. The application of the activated sludge model no 1.to a river environment. Water Science and Technology, Vol 36, 201-208.

Mesquita, D. P., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Coelho, M. A. Z., 2008. Study of saline wasteater influence on activated sludge flocs through automated image analysis. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol 84, 554-560.

Motarjemi, M., Jameson, G., 1978. Mass transfer from very small bubbles—the optimum bubble size for aeration. Chemical Engineering Science, Vol 33, 1415-1423.

Mu'azu, N. D., Alagha, O., Anil, I., 2020. Systematic Modeling of Municipal Wastewater Activated Sludge Process and Treatment Plant Capacity Analysis Using GPS-X. Sustainability, Vol 12, 8182.

Munoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Hurtado-Martinez, M., Santana, F., Gonzalez-Lopez, J., Mack, L., Gonzalez-Martinez, A., 2020. Polar Arctic Circle biomass enhances performance and stability of aerobic granular sludge systems operated under different temperatures. Bioresource Technology, Vol 300, 122650.

Munz, C., Roberts, P. V., 1989. Gas- and liquid-phase mass transfer resistances of organic compounds during mechanical surface aeration. Water Research, Vol 23, 589-601.

Münch, E. V., Lant, P., Keller, J., 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. Water Research, Vol 30, 277-284.

Mykytczuk, N. C. S., Foote, S. J., Omelon, C. R., Southam, G., Greer, C. W., Whyte, L. G., 2013. Bacterial growth at -15 °C; molecular insights from the permafrost bacterium Planococcus halocryphilus Or1. Microbial Ecology and Functional Diversity of Natural Habitats, Vol 7, 1211-1226.

Nepogodin, A. M., Isakov, V. G., Grakhova, E. V., Dyagelev, M. Y., 2020. The experience of laboratory flotation equipment for treating wastes from dairy. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Vol 548, 052070.

NFEN-12255-15, 2004. European Standard: Wastewater Treatment Plants – Part 15: Measurement of the Oxygen Transfer in Clean Water in Aeration Tanks of Activated Sludge Plants. 17.

Novak, R., 1968. Techniques and factors involved in aerator selection and evaluation. Journal (Water Pollution Control Federation), Vol 40, 452-463.

Nuhoğlu, A., 2000. Erzincan Kenti Evsel Atıksularının Karakterizasyonu ve Atıksu Arıtma Tesisinin GPS-X Bilgisayar Programı Kullanılarak Modellenmesi. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.

Özdinçer, B., 2009. Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin Optimizasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.

Painmanakul, P., Hebrard, G., 2008. Effect of different contaminants on the α-factor: Local experimental method and modeling. Chemical Engineering Research and Design, Vol 86, 1207-1215.

Patry, G. P., Takacs, I., 1990. Modular/multi-purpose modelling system fort he simulation and control of wastewater treatment plants: an innovative approach. Instrumentation, Control and Automation of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, Japan.

Peng, Z., Gao, D., Xiang, T., Wang, X., 2019. Achieving stable and efficient single-stage deammonifacation using plug flow reactor. Environmental Science and Pollution Research, Vol 26, 28031-28039.

Petersen, B., 2000. Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models. Doktora Tezi, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste biologische Wetenschappen, Belçika.

Pillai, N., Wheeler, W., Prince, R., 1971. Design and operation of an extended aeration plant. Journal (Water Pollution Control Federation), Vol 43, 1484-1498.

Pimp-Herrera, D. O., Fayolle, Y., Pegeot, S., Huguenot, D., Esposito, G., van Hullebusch, E. D., Pechaud, Y., 2018. Gas-liquid oxygen transfer in aerated and agitated slurry systems with high solid volume fractions. Chemical Engineering Journal, Vol 350, 1073-1083.

Rosso D, Stenstorm M K, 2006. Surfactant effects on alpha factors in full-scale wastewater aeration systems. Water Science and Technology, Vol 54, 143–153.

Rustum, R., Adeloye, A. J., 2007. Replacing outliers and missing values from activated sludge data using kohonen self-organizing map. Journal of Environmental Engineering, Vol 133, 909-916.

Schraa, O., Rieger, L., Alex, J., 2017. Development of a model for activated sludge aeration systems: linking air supply, distribution, and demand. Water Science and Technology, Vol 75, 552–560.

Seyssiecq, I., Ferrasse, J. H., Roche, N., 2003. State -of-the-art: rheological characterisation of wastewater treatment sludge. Biochemical Engineering Journal, Vol 16, 41-56.

Shi, X., Liu, W., Nie, Z., Li, Q., Liang, X., Zhao, W., Qu, H., Bian, D., 2023. Seasonal effects on pilot-scale high-concentration activated sludge systems in cold regions. Journal of Water Process Engineering, Vol 52, 103575.

Siliakus, M. F., Oost, J. v. d., Kengen, S. W. M., 2017. Adaptations of archaeal and bacterial membranes to variations in temperature, pH and pressure. Extremophiles, Vol 21, 651-670.

Spellman, F. R., 2003. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations. Lewis Publishers, 670 p, Amerika Birleşik Devletleri.

Steyer, J-P., Buffiere, P., Rolland, D., Moletta, R., 1999. Advanced control of anaerobic digestion processes through disturbances monitoring. Water Research, Vol 33, 2059-2068.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition). McGraw-Hill, 1846 p, Boston.

Tojo, K., Miyanami, K., 1982. Oxygen transfer in jet mixers. The Chemical Engineering Journal, Vol 24, 89-97.

Topkaya, P., 2008. Computer Simulation of a Complete Biological Treatment Plant. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

US EPA, 2012. Guidelines for Water Reuse. United States Environmental Protection Agency, 643 p, Amerika Birleşik Devletleri.

Whitman, W. G., 1962. The two film theory of gas absorption. International Journal of Heat and Mass Transfer, Vol 5, 429-433.

Vanrolleghem, P., Anselme, P., Thonart, P., Verstraete, W., 1990. Formation and control of odorous compounds in piggery manure. Forum for Applied Biotechnology, Belçika.

Zhou, X., Wu, Y., Shi, H., Song, Y., 2012. Evaluation of oxygen transfer parameters of fine-bubble aeration system in plug flow aeration tank of wastewater treatment plant. Journal of Environmental Sciences, Vol 25, 295-301.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı:	Murat Berk KURT
Doğum tarihi:	
Doğum Yeri:	
Uyruğu:	
Adres:	
Tel:	
E-mail:	
Eğitim	
Lise:	Erzurum Anadolu Lisesi
Lisans:	Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi
Yabancı Dil Bilgisi	
İngilizce:	İyi
Tezden Üretilmiş Yayınlar	
Kurt, M. B., Nuhoglu, A., 2025. Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Havalandırma Havuzlarının Durumu ve Havalandırıcıların Performansının İyileştirilmesi. Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Uluslararası Multidisipliner Bilimsel Araştırma Kongresi, Sivas, Türkiye.	