

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE PERFORMANS
DEĞERLENDİRMESİ: ANTALYA İLİ ÖRNEĞİ**

Sedat AKIN

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TEMMUZ 2025

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE PERFORMANS
DEĞERLENDİRMESİ: ANTALYA İLİ ÖRNEĞİ**

Sedat AKIN

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TEMMUZ 2025

ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE PERFORMANS
DEĞERLENDİRMESİ: ANTALYA İLİ ÖRNEĞİ

Sedat AKIN
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

Bu tez 17/07/2025 tarihinde jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Doç. Dr. İbrahim Ethem KARADİREK (Danışman)
Prof. Dr. Aslı Seyhan ÇIĞGIN
Prof. Dr. Bilgehan İlker HARMAN

ÖZET

KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE PERFORMANS DEĞERLENDİRMESİ: ANTALYA İLİ ÖRNEĞİ

Sedat AKIN

Yüksek Lisans, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. İbrahim Ethem KARADİREK

Temmuz 2025; 63 sayfa

Bu tez çalışmasında Antalya il sınırları içerisinde kentsel atıksu arıtımı yapan Lara, Göynük ve Gazipaşa atıksu arıtma tesislerinin 2021–2024 yılları arasındaki performansları istatistiksel yöntemlerle analiz edilmiştir. Çalışmanın amacı, önceden belirlenmiş üç kentsel atıksu arıtma tesisinde gerçekleştirilen arıtım işlemlerinin verimliliğini belirlemek, tesisler arası ve mevsimsel farklılıkları istatistiksel yöntemlerle ortaya koymak ve elde edilen veriler doğrultusunda arıtma süreçlerinin etkinliğini değerlendirmektir. SPSS programı kullanılarak KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP gibi kirletici parametrelerin giderim verimlilikleri incelenmiş; normallik ve homojenlik testleri sonucunda parametrik olmayan testlerden olan Wilcoxon, Kruskal-Wallis H, Mann-Whitney U gibi parametrik olmayan istatistiksel testler uygulanmıştır.

Başta kirletici parametrelerin giriş-çıkış değerleri arasında anlamlı farklar olup olmadığı incelenmiştir. Daha sonrasında kirletici parametrelerin giriş-çıkış değerlerinin yıllara ve mevsimlere göre dağılımın analizi yapılmıştır. Tesisler arası ve mevsimsel karşılaştırmalarda anlamlı farklılıklar saptanmıştır. Analiz sonuçlarına göre, özellikle kış aylarında biyolojik arıtma performansında düşüşler belirlenmiştir. En yüksek giderim verimi Gazipaşa AAT’de, diğerlerine göre düşük giderim verimini ise Göynük AAT’de gözlemlenmiştir. Lara AAT’deki giderim verimleri ise diğer iki tesise göre daha istikrarlı bir performans sergilemiştir. Elde edilen bulgular, arıtma proses tipi, mevsimsel koşullar ve işletme özelliklerinin arıtma etkinliğinde önemli rol oynadığını ortaya koymaktadır. Sonuç olarak, mevsimsel değişkenlik arıtma performansı üzerinde belirgin etkiler oluşturmakta olup, bu etkilerin tesisin uyguladığı biyolojik arıtma prosesi ile doğrudan ilişkili olduğu gözlemlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELE: Arıtma verimliliği, Biyolojik atıksu arıtımı, İstatistiksel analiz, Kentsel atıksu arıtma, SPSS.

JÜRİ: Doç. Dr. İbrahim Ethem KARADİREK

Prof. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGIN

Prof. Dr. Bilgehan İlker HARMAN

ABSTRACT

PERFORMANCE EVALUATION OF URBAN WASTEWATER TREATMENT PLANTS: THE CASE OF ANTALYA PROVINCE

Sedat AKIN

MSc. Thesis in Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. İbrahim Ethem KARADİREK

July 2025; 63 pages

This thesis evaluates the performance of three urban wastewater treatment plants Lara, Göynük, and Gazipaşa located within the administrative boundaries of Antalya Province, through statistical analyses covering the period from 2021 to 2024. The primary objective of the study is to assess the treatment efficiency of these selected facilities, determine inter-plant and seasonal variations using appropriate statistical methods, and evaluate the overall effectiveness of the treatment processes based on the analyzed data. Statistical evaluations were conducted using SPSS software, focusing on the removal efficiencies of key pollutant parameters, namely Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Total Suspended Solids (TSS), Total Nitrogen (TN), and Total Phosphorus (TP). Following assessments of data normality and homogeneity, non-parametric statistical tests such as the Wilcoxon signed-rank test, Kruskal–Wallis H test, and Mann–Whitney U test were applied.

Initially, the study assessed the statistical significance of differences between influent and effluent concentrations of the selected pollutant parameters. Subsequently, the temporal (annual and seasonal) distribution of influent and effluent values was analyzed. Statistically significant differences were observed in both inter-plant and seasonal comparisons. The results indicated a marked decline in biological treatment performance during the winter months. Among the facilities, the Gazipaşa WWTP demonstrated the highest removal efficiency, while the Göynük WWTP showed comparatively lower performance. In contrast, the Lara WWTP exhibited a more stable and consistent treatment efficiency throughout the study period. The findings underscore the critical role of treatment process type, seasonal variability, and operational parameters in determining wastewater treatment performance. In conclusion, seasonal fluctuations significantly influence treatment efficiency, and this effect appears to be closely linked to the specific biological treatment processes implemented at each facility.

KEYWORDS: Biological treatment, SPSS, Statistical analysis, Treatment efficiency, Urban wastewater treatment.

COMMITTEE: Assoc. Prof. Dr. İbrahim Ethem KARADİREK

Prof. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGIN

Prof. Dr. Bilgehan İlker HARMAN

ÖNSÖZ

Bu tez çalışmasının yürütülmesinde bilgi ve deneyimiyle bana rehberlik eden, araştırma süreci boyunca her aşamada desteğini esirgemeyen, sabırlı, anlayışlı ve yapıcı yaklaşımıyla hem bilimsel hem de kişisel gelişime katkı sağlayan, tez sürecindeki kararsızlıklarında sağduyusuyla, zorluklarımda ise cesaretlendirici yaklaşımıyla her zaman yanımda olan, bu süreci daha verimli ve anlamlı kılan değerli danışman hocam Doç. Dr. İbrahim Ethem KARADİREK'e,

Çalışmalarım esnasında gerekli verilerin paylaşımı konusunda tüm kolaylıkları sağlayan Antalya Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğüne,

Her konuda bana destek olan mesai arkadaşlarıma, saha çalışmalarım esnasında desteğini esirgemeyen meslektaşım Çevre Yük. Müh. Gökber YAVUZ'a,

Yoğun iş temposu içinde yüksek lisans yapmamın zorluklarına rağmen beni destekleyen eşim Nuran AKIN'a, zaten kısıtlı olan vaktimizin bir kısmını tez çalışmaları kapsamında çalmak zorunda kaldığım kızlarım Deniz AKIN ve Doğa AKIN'a

Teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ	iii
AKADEMİK BEYAN	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK TARAMASI.....	3
2.1. Kentsel Atıksular	4
2.2. Kentsel Atıksu Arıtımı	5
2.2.1. Birincil Arıtma Yöntemleri.....	6
2.2.2. İkincil Arıtma Yöntemleri	7
2.2.3. İleri Biyolojik Arıtma	10
2.2.4. Atıksu Parametre Oranlarının Arıtma Süreçleri ile İlişkisi	18
2.2.5. Kentsel Atıksu Arıtımı ile İlgili Yasal Çerçeve.....	21
3. MATERYAL VE METOT	23
3.1. Atıksu Arıtma Tesisleri Seçimi ve Veri Temini.....	23
3.1.1. Lara İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis.....	24
3.1.2. Göynük Atıksu Arıtma Tesis.....	25
3.1.3. Gazipaşa Atıksu Arıtma Tesis	26
3.2. Verilen Değerlendirilmesi	26
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	29
4.1. Atıksu Kalite Parametrelerinin İstatistiksel İncelemesi	29
4.1.1. Normallik ve homojenlik testleri	29
4.1.2. Giriş ve çıkış verileri arasındaki farkın incelenmesi	30
4.1.3. Arıtma tesisleri arasındaki farklılıkların incelenmesi.....	30
4.2. Atıksu Parametrelerinin Mevsimsel Dağılım Analizi	33
4.2.1. Mevsimsel farklılıkların genel değerlendirmesi	33
4.2.2. Mevsim çiftleri arasındaki farkların incelenmesi	34
4.3. Yıllara Göre Arıtma Tesislerinin Performans Eğilimleri	40

4.3.1. Yıllık ortalama değerlerin istatistiksel incelemesi.....	40
4.3.2. Yıllık verimlilik oranlarının karşılaştırılması	42
4.3.3. Arıtma proses tiplerine göre karşılaştırma.....	46
4.4. Mevsimsel Değişkenlik Açısından Arıtma Verimliliği Karşılaştırması.....	47
4.4.1. Mevsimsel tanımlayıcı istatistiklerin incelenmesi.....	47
4.4.2. Mevsimler arası istatistiksel farklılıkların değerlendirilmesi	48
4.4.3. Anlamlı fark gözlenen parametrelerin ikili karşılaştırması	52
4.4.4. Mevsimsel farklılıkların tesisler üzerindeki etkisi.....	55
5. SONUÇLAR	56
6. KAYNAKLAR.....	57
7. EKLER	61
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum “Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Performans Değerlendirmesi: Antalya İli Örneği” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

17/07/2025

Sedat AKIN



SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

°C	: Santigrat
Cd	: Kadmiyum
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
Hg	: Cıva
kg	: Kilogram
L	: Litre
m	: Metre
m/s	: Metre/saniye
m ³	: Metreküp
mg	: Miligram
mg/L	: Miligram/Litre
mm	: Milimetre
N	: Azot
N ₂	: Azot gazı
NH ₃	: Amonyak
Ni	: Nikel
NO ₂ ⁻	: Nitrit
NO ₃ ⁻	: Nitrat
P	: Fosfor
Pb	: Kurşun
PO ₄ ³⁻ -P	: Ortafosfat

Kısaltmalar

A/O	: Anaerobik-aerobik
-----	---------------------

A ² /O	: Anaerobik-anoksik-aerobik
AAT	: Atıksu arıtma tesisi
AKM	: Askıda katı madde
AKR	: Ardışık kesikli reaktör
AOA	: Anaerobik-aerobik-anoksik
ASAT	: Antalya Su ve Atıksu İdaresi
BOİ ₅	: Biyolojik oksijen ihtiyacı
ÇTKM	: Çözünmüş toplam katı madde
DNPAO	: Denitrifiye fosfor biriktiren organizmalar
HRT	: Hidrolik bekletme süresi
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
Maks	: Maksimum
MBR	: Membran biyoreaktör
Min	: Minimum
PAO	: Fosfor depolayan organizmalar
Sig.	: Significance
SPSS	: Statistical Package for the Social Sciences
SRT	: Çamur bekletme süresi
TKM	: Toplam katı madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
TOİ	: Toplam oksijen ihtiyacı
TOK	: Toplam organik madde
TP	: Toplam fosfor
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UAKM	: Uçucu askıda katı madde

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Atıksu arıtma prosesleri (Tchobanoglous vd. 2003).....	5
Şekil 2.2. Kentsel Atıksu Arıtıma Tesisi Akım Şeması.....	6
Şekil 2.3. Birincil Çöktürme Tankı (Manohar vd. 2025).....	7
Şekil 2.4. Klasik aktif çamur arıtımı akım şeması (Tchobanoglous vd. 2003).....	9
Şekil 2.5. Oksidasyon hendeği akım şeması (Wang vd. 2009).....	10
Şekil 2.6. Dört basamaklı Bardenpho akım şeması (Emara vd. 2014)	12
Şekil 2.7. Beş basamaklı Bardenpho akım şeması (Emara vd. 2014).....	12
Şekil 2.8. A/O akım şeması (Henze vd. 1997).....	13
Şekil 2.9. A ² /O akım şeması (Tchobanoglous vd. 2003).....	14
Şekil 2.10. Klasik UCT akım şeması (Henze vd. 1997)	15
Şekil 2.11. MUCT akım şeması (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008)	16
Şekil 2.12. VIP akım şeması (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008)	17
Şekil 3.1. AAT'lerin coğrafi konumları	23
Şekil 3.2. Lara AAT proses akım şeması.....	25
Şekil 3.3. Göynük AAT proses akım şeması	25
Şekil 3.4. Gazipaşa AAT proses akım şeması	26
Şekil 4.1. KOİ giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)....	31
Şekil 4.2. BOİ giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)....	32
Şekil 4.3. AKM giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi) .	32
Şekil 4.4. TN giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)	33
Şekil 4.5. TP giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi).....	33
Şekil 4.6. KOİ giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)...	37
Şekil 4.7. BOİ giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi) ...	37
Şekil 4.8. AKM giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi).	38
Şekil 4.9. TN giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi).....	38

Şekil 4.10.	TP giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi) ...	39
Şekil 4.11.	TP çıkış değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)...	39
Şekil 4.12.	Yıllara göre KOİ giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)	43
Şekil 4.13.	Yıllara göre BOİ giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi).....	43
Şekil 4.14.	Yıllara göre AKM giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)	44
Şekil 4.15.	Yıllara göre TN giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)	45
Şekil 4.16.	Yıllara göre TP giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)	45
Şekil 4.17.	Mevsimlere göre KOİ verimi (Kruskal-Wallis testi).....	49
Şekil 4.18.	Mevsimlere göre BOİ verimi (Kruskal-Wallis testi).....	49
Şekil 4.19.	Mevsimlere göre AKM verimi (Kruskal-Wallis testi).....	50
Şekil 4.20.	Mevsimlere göre TN verimi (Kruskal-Wallis testi).....	50
Şekil 4.21.	Mevsimlere göre TP verimi (Kruskal-Wallis testi)	51
Şekil 4.22.	Mevsimlere göre KOİ giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)	53
Şekil 4.23.	Mevsimlere göre BOİ giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)	54
Şekil 4.24.	Mevsimlere göre AKM giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi).....	54
Şekil 4.25.	Mevsimlere göre TN giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi).....	55

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Atıksu bileşenleri (Henze vd. 1997)	3
Çizelge 2.2. Farklı ülkelerin yıllık kişi başına düşen kirlilik yükleri (Henze vd. 1997)...	4
Çizelge 2.3. Ham evsel atıksuyun kirletici konsantrasyonları (Henze vd. 1997).....	5
Çizelge 2.4. Atıksu arıtımında kullanılan başlıca biyolojik prosesler (Tchobanoglous vd. 2003)	8
Çizelge 2.5. Farklı proseslerin performans karşılaştırılması	17
Çizelge 2.6. Tipik kentsel atıksuyu bileşimi (Tchobanoglous vd. 2003).....	19
Çizelge 2.7. Belediye atıksularında tipik oranlar (Henze vd. 2002).....	21
Çizelge 3.1. AAT'lere ait özet bilgiler.....	24
Çizelge 4.1. Atıksu kalite parametrelerinin Shapiro-Wilk normallik testi sonuçları.....	29
Çizelge 4.2. Atıksu kalite parametrelerinin Levene homojenlik testi sonuçları	30
Çizelge 4.3. Atıksu kalite parametrelerinin Wilcoxon işaretli sıralar testi sonuçları	30
Çizelge 4.4. Atıksu kalite parametrelerinin Kruskal-Wallis testi sonuçları.....	31
Çizelge 4.5. Atıksu parametrelerinin mevsimsel karşılaştırılması.....	35
Çizelge 4.6. Mann-Whitney U ile mevsim çiftlerinin analizi.....	36
Çizelge 4.7. Yıllara göre parametre bazlı giderim verimliliği.....	40
Çizelge 4.8. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Shapiro-Wilk normallik testi sonuçları.....	42
Çizelge 4.9. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Levene homojenlik testi sonuçları	42
Çizelge 4.10. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Kruskal-Wallis H testi sonuçları	46
Çizelge 4.11. Mevsimlere göre giderim verimliliği.....	48
Çizelge 4.12. Mevsimlere göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Kruskal-Wallis H testi sonuçları	51
Çizelge 4.13. Mann-Whitney U ile mevsim çiftlerinin analizi.....	52

1. GİRİŞ

Dünya genelinde pek çok insanın karşılaştığı yaygın sorunlardan biri, temiz suya ve sanitoryona yetersiz erişimdir. Su açısından zengin olarak kabul edilen bölgelerde bile su kıtlığı yaşanmaktadır (Shannon vd. 2008). Bu sorunların çözülebilmesi için düşük maliyetli, alıcı ortama duyarlı ve enerji tasarruflu atıksu arıtma yöntemlerinin belirlenmesi gerekmektedir. Sanayileşmenin gün geçtikçe daha da artması atıksuyun içerisindeki kirleticilerin alıcı ortam ekosisteminin bozulmasına sebep olmaktadır. Denizler ve nehirler gibi alıcı ortamlarının su kalitesinin bozulmasının başlıca nedenlerinden biri, yetersiz şekilde arıtılmış atıksuların deşarjından kaynaklanmaktadır (Chan vd. 2009). Alıcı ortamdaki su kalitesini bozmamak ve ekosistemi parçalamamak için, atıksu deşarjı konusunda katı düzenlemeler mevcuttur. Birleşmiş Milletler tarafından 2030 Sürdürülebilir Kalkınma Hedefi 6 (SDG 6) sanitasyon, atıksu, su kalitesi, verimlilik gibi konuları ele alarak su kirliliğini azaltmayı amaçlayan rapor yayınlamışlardır. Bu raporda 140 ülkeden elde edilen verilere göre, 2022 yılında haneler tarafından üretilen atıksuyun tahmini %58'inin güvenli bir şekilde arıtıldığı belirtilmiştir (UN 2023). Bu verilere göre 140 ülkedeki insanların neredeyse yarısı sanitasyon hizmetlerinden yoksun bir şekilde yaşamaktadır. Bunlara ek olarak, toplam açığa çıkan atıksuyun yaklaşık olarak %80'ni alıcı ortama verilmeden önce yetersiz şekilde arıtılmaktadır. Bu oran atıksu sistemlerinin gelişmediği yerlerde %90'ın üzerindedir (Karki vd. 2024). Bu durumlar küresel anlamda su kirliliğinin önüne geçebilmek için daha katı düzenlemelerin gelmesi ve uygulanması gerektiğinin bir göstergesidir. Türkiye'de ise, Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) tarafından en son 2023 yılında açıklanan rapora göre belediyeler tarafından deşarj edilen atıksuyun %86,1'i arıtılmaktadır (TÜİK 2023).

Atıksuyun kirlenmesi, evsel, endüstriyel ve tarımsal alanlardaki insan faaliyetleri sonucunda oluşmaktadır. Kimyasal kirleticiler genel olarak sağlık üzerinde etkileri olan toksik maddelerden oluşmaktadır (Crini ve Lichtfouse 2018). Atıksuyu en iyi şekilde arıtabilmek için, atıksuyun içerisindeki tüm çözülmüş maddelerin nitel ve nicel olarak tanımlanması gereklidir. Ancak, gerçek bir atıksu düzensiz bir karışımdan oluşabilmektedir. Atıksu askıda katı madde (AKM), yağlar ve hidrokarbonlar gibi partikül kirleticiler ile birlikte, çözünür ve biyolojik olarak parçalanabilir moleküllerden oluşmaktadır (Anjaneyulu vd. 2005). Atıksuyun kalitesi fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametrelerle tanımlanabilmektedir. Fiziksel parametreler arasında renk, sıcaklık, askıda veya çözülmüş maddeler ile organik ve inorganik katılar, bulanıklık, koku, yağ ve gres bulunmaktadır. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam organik karbon (TOK) ve toplam oksijen ihtiyacı (TOİ) atıksuyun organik içeriğiyle ilgili kimyasal parametrelerdir. İnorganik kimyasal parametreler arasında ise tuzluluk, pH , metaller, klorürler, sülfatlar, azot ve fosfor bulunmaktadır. Biyolojik parametreler arasında koliformlar, spesifik patojenler ve virüsler bulunmaktadır (Crini ve Lichtfouse 2018).

Atıksuyun oluşumunda çeşitli sınıflandırmalar mevcuttur. Atıksular, ana kirletici kaynaklarından ve kirletici kaynağı belli olmayan sulardan oluşmaktadır. Ana kirletici kaynağı olan atıksular, endüstriler gibi tek bir kaynağa ait kirleticileri ifade ederken, ana kirletici kaynağı belli olmayan atıksular, birden fazla kaynaktan yayılan kirleticileri ifade etmektedir (Crini ve Lichtfouse 2019). Bu çalışmanın amacı, merkezi kanalizasyon sistemine bağlı ve Antalya'da hizmet veren üç kentsel atıksu arıtma tesisinin performanslarının değerlendirilmesidir. Bu amaçla, kentsel atıksuların arıtıldığı Lara,

Göynük ve Gazipaşa atıksu arıtma tesislerinin 2021–2024 yılları arasındaki işletme verileri istatistiksel yöntemlerle değerlendirilmiş ve performansları karşılaştırılmıştır.



2. KAYNAK TARAMASI

Atıksuyu giderebilmek için ilk önce giderilecek olan atıksuyun karakterizasyonunu bilmek oldukça önemlidir. Atıksu karakterizasyonu kısaca atıksuyun fiziksel, biyolojik ve kimyasal özelliklerinin belirlenmesidir. Kentsel atıksuların tipik bileşenleri ile bu bileşenlerin çevresel etkileri Çizelge 2.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Atıksu bileşenleri (Henze vd. 1997)

Bileşen	İçerik	Çevresel Etki
Mikroorganizma	Patojenik bakteri, virüs ve kurtçuk yumurtaları	Yüzme suyunda ve kabuklu su canlılarının tüketiminde risk
Biyobozunur organik madde	Akarsu, göl ve fiyortlarda oksijen tüketimi	
Diğer organik maddeler	Deterjanlar, pestisitler, renklendiriciler, solventler, fenoller, siyanür, yağ ve gres	Toksik etki, estetik mahzurlar, biyo-birikim
Nütrientler	Azot, fosfor ve amonyak	Ötrofikasyon, oksijen tüketimi, toksik etki
Metaller	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu ve Ni	Toksik etki, biyo-birikim
Diğer inorganik maddeler	Asitler ve bazlar	Korozyon, toksik etki
Termal etki	Sıcak su	Flora ve fauna için değişen yaşam koşulları
Koku (ve tat)	Hidrojen sülfür	Estetik mahzurlar, toksik etki
Radyoaktivite	Radyoaktif maddeler	

Atıksuyun fiziksel özellikleri, koku, renk, sıcaklık ve bulanıklıktan oluşmaktadır. Atıksu içindeki organik ve inorganik maddelere bağlı olarak rengi değişebilmektedir. Taze atıksu genellikle gri olurken, septik atıksu siyah bir renge sahip olmaktadır. Atıksuların yaydığı kokular genelde organik atıkların ayrışması sonucunda oluşur ve çürük yumurta kokusuna benzemektedir. Atıksuyun ortalama sıcaklığı, mevsimlere ve coğrafi konuma göre değişiklik gösterse de 10-27 °C aralığında değişmektedir (Muttamara 1996). Atıksuyun bulanıklığı ise, atıksu içindeki askıdaki katı maddelere göre değişiklik göstermektedir (Von Sperling 2007).

Atıksuyun kimyasal bileşenleri, organik ve inorganik kimyasal bileşenler olarak ikiye ayrılmaktadır. İnorganik kimyasal bileşenler, metalik olmayan bileşenler, metaller ve gazlardan oluşmaktadır. Metalik olmayan bileşenler, evsel kullanım sonucunda, yüksek mineralli yeraltı sularından ve endüstriyel kullanımından kaynaklanmaktadır. Metalik olmayan kimyasal bileşenler pH, alkalinite, klorürler vb. diğer inorganik bileşenlerden oluşmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Organik maddeler, normalde karbon, hidrojen ve oksijen gibi temel elementlerden oluşmaktadır. Bunun yanı sıra, atıksular fosfor ve azot gibi diğer önemli elementleri de içermektedir (Muttamara 1996). Atıksuda bulunan organik maddelerin %40-60’ı proteinlerden, %25-50’si karbonhidratlardan ve %8-12’si yağlardan oluşmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Atıksuların organik içeriğini belirlemek için kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve/veya toplam organik karbon (TOK) analizleri

yapılmaktadır.

Atıksuyun biyolojik özellikleri, bakteriler, protozoalar, mantarlar, algler ve virüslerden oluşmaktadır. Atıksuda en yaygın bulunan bakteriler aerobik veya anaerobik ortamlarda çoğalırken organik maddeleri giderirler (Tchobanoglous vd. 2003). Protozoalar, mantarlar ve algler de çeşitli atıksu arıtma proseslerinde atıksuyun arıtımı amacıyla kullanılmaktadır. Virüsler ise, hayvan ve insan kaynaklı olup, hücre içi parazitlerdir (Muttamara 1996).

2.1. Kentsel Atıksular

Evsel atıksular, evsel faaliyetler sonucu açığa çıkan atıksular olarak tanımlanmaktadır. Evsel atıksular yerleşim bölgelerindeki insanların günlük faaliyetlerinin geçtiği iş yerleri, hastane, okul gibi yerlerden kaynaklanan atıksuları da kapsamaktadır. Kentsel atıksular ise, evsel atıksulara yağmur suyunun karışımı ile oluşan atıksuları ifade etmektedir (KAAY 2006). Kentsel atıksuların farklı kaynak noktaları olduğu ve bu durum bölgeden bölgeye değişiklik gösterebildiği için kentsel atıksuların karakterizasyonu farklı parametreler içerebilmektedir (Eren vd. 2007).

Yerleşim bölgelerinden kaynaklanan atıksu debileri 190-380 L/kişi-gün arasında değişmektedir (Toprak 2011). Kentsel atıksuların miktarı ve karakterizasyonu, kanalizasyon sistemine bağlı olan yerleşim yerinin su kullanım alışkanlıklarına göre değişiklik göstermektedir. Kişi başına su tüketiminin ortalama %60-90 atıksu haline gelmektedir. Soğuk havalarda veya soğuk iklime sahip ülkelerde bu oran daha yüksek iken; peyzaj sulamanın fazla olduğu yarı kurak bölgelerde ise bu oran daha düşük olmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003).

Kentsel atıksuların karakterizasyonunu, iklim değişikliği, insanların yaşam standartları ve kültürel alışkanlıkları gibi birçok faktör etkilemektedir. Bu yüzden, kentsel atıksularının değerlendirilebilmesi için günlük veya yıllık kişi başına düşen kirletici yük miktarlarının hesaplanması gerekmektedir. Çizelge 2.2’de farklı ülkelerin yıllık kişi başına düşen kirlilik yükleri verilmiştir.

Çizelge 2.2. Farklı ülkelerin yıllık kişi başına düşen kirlilik yükleri (Henze vd. 1997)

Ülkeler	BOİ (kg/kişi-yıl)	AKM (kg/kişi-yıl)	Toplam N (kg/kişi-yıl)	Toplam P (kg/kişi-yıl)
Türkiye	10-15	15-25	3-5	0,4-0,6
Danimarka	20-25	30-35	5-7	1,5-2
Brezilya	20-25	20-25	3-5	0,6-1
Mısır	10-15	15-25	3-5	0,4-0,6
Hindistan	10-15			
İtalya	18-22	20-30	3-5	0,6-1
İsveç	25-30	30-35	4-6	0,8-1,2
Uganda	20-25	15-20	3-5	0,4-0,6
ABD	30-35	30-35	5-7	1,5-2
Almanya	20-25	30-35	4-6	1,2-1,6

Atıksu toplama sistemlerinde bulunan ham evsel atıksuyun kirletici

konsantrasyonları Çizelge 2.3'te verilmektedir. Orta yoğunluklu atıksu için verilen değerler, atıksu debisinin 460 L/kişi-gün baz alınarak verilmiştir. Düşük ve yüksek yoğunluklu atıksu farklı sızma miktarlarını yansıtmaktadır. Her atıksuyun karakterizasyonu aynı olmadığı için Çizelge 2.3'te verilen değerler ortalama değerdir.

Çizelge 2.3. Ham evsel atıksuyun kirletici konsantrasyonları (Henze vd. 1997)

Kirleticiler	Birim	Konsantrasyonlar		
		Düşük	Orta	Yüksek
TKM	mg/L	390	720	1230
AKM	mg/L	120	210	400
BOİ ₅	mg/L	110	190	350
TOK	mg/L	80	140	260
KOİ	mg/L	250	430	800
Toplam N	mg/L	20	40	70
Toplam P	mg/L	4	7	12
Yağ ve gres	mg/L	50	90	100

2.2. Kentsel Atıksu Arıtımı

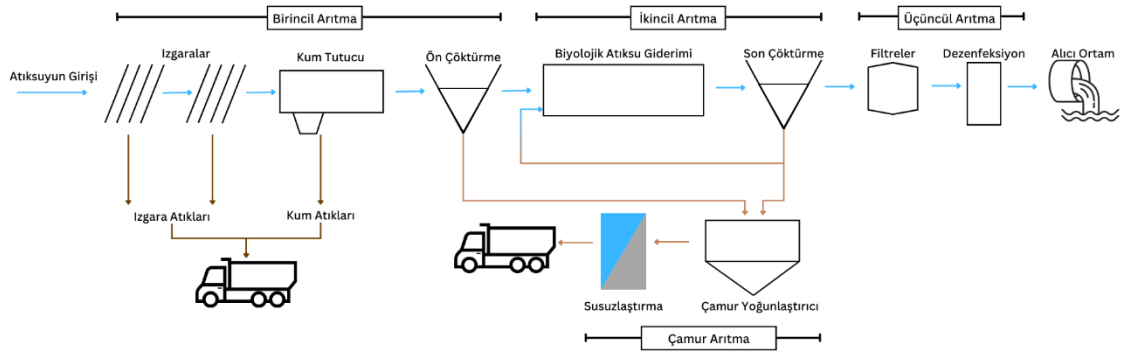
Suyun çeşitli kullanımları sonucu kirlenmiş olan su kanalizasyon sistemleriyle toplanarak atıksu arıtma sistemlerine gelmektedir. Atıksu, alıcı ortama deşarj edilmeden önce alıcı ortamın ekolojik sistemini bozmayacak hale getirilmesi için fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri uygulanmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Şekil 2.1'de atıksu arıtma yöntemlerine örnekler gösterilmektedir. Fiziksel arıtmanın amacı, atıksu içindeki katı maddeleri fiziksel işlemlerle gidererek, atıksuyu sonraki arıtma proseslerine hazırlamaktır. Kimyasal arıtmanın amacı, atıksuya kimyasal maddeler ekleyerek kimyasal yapısının bozulması ile kirleticilerin atıksudan ayrılmasını sağlamaktır. Biyolojik arıtmanın amacı ise, mikroorganizmalar kullanarak atıksudaki organik maddelerin giderilmesidir. Son yıllarda, atıksuyu arıtabilmek için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri geliştirilmiştir. Ama sadece tek bir yöntem belirlemek doğru değildir. Atıksuyu istenilen kalitede ve ekonomik bir şekilde arıtabilmek için genellikle farklı yöntemlerin bir kombinasyonu uygulanmaktadır (Crini ve Lichtfouse 2019).



Şekil 2.1. Atıksu arıtma prosesleri (Tchobanoglous vd. 2003)

Kentsel atıksuların arıtılması, Şekil 2.2'de görüldüğü üzere birincil, ikincil,

üçüncül arıtma ve oluşan çamurun arıtılması olmak üzere dört temel aşamaya ayrılmaktadır.



Şekil 2.2. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Akım Şeması

2.2.1. Birincil Arıtma Yöntemleri

Birincil arıtma fiziksel ayırma ve çöktürme işlemlerinde oluşmaktadır. Birincil arıtma sırasında ham atıksuda bulunan askıda katı maddeler ile birlikte yüzen ahşap, kâğıt, plastik, çöp vb. iri katı parçaların uzaklaştırılmasını sağlamak için ızgara sistemleri kullanılır. Ardından, kum ve aşırı miktarda yağ ve gres uzaklaştırmak için kum ve yağ tutucu tankları kullanılır (Sonune ve Ghate 2004). Son olarak, organik katı, koloidal ve daha ince askıda parçacıkları sistemden uzaklaştırmak için çöktürme tankları kullanılır (Gangaraju vd. 2021).

2.2.1.1. Izzaralar

Izzara prosesinin temel amacı, nispeten büyük ve askıda kalmış maddeleri sistemden uzaklaştırarak, diğer mekanik ekipmanları korumak ve tesis içindeki borular, vanalar ve diğer ekipmanların tıkanmasını önlemektir. Izzara sistemleri seçiminde kullanılan en önemli kriterler ızgara açıklığı ve debidir (Spellman 2008). Izzara sistemleri metal plakalara sahip olup, atıksuyun akış yönüne göre 30-60° eğimli bir açıya göre tasarlanmaktadır (Gangaraju vd. 2021). Üst kısmında toplanan maddeler daha önceden belirlenmiş şekilde bertaraf edilir.

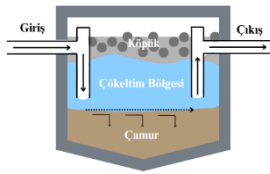
2.2.2.2. Kum Tutucu

Kum tutucular, ızgaralardan geçen ince taneli inorganik maddeleri uzaklaştırarak arıtma tesislerindeki ekipmanların aşınmasını önler ve çamur yönetimini kolaylaştırır (Spellman 2008). Böylece, pompalar, borular ve diğer mekanik bileşenler daha uzun ömürlü olur. Kum tutucular genellikle uzun ve dar dikdörtgen tanklar şeklinde tasarlanır ve atıksuyun akış hızını optimize ederek istenilen boyuttaki inorganik parçacıkların çökmesini sağlar (Tchobanoglous vd. 2003). Eğer atıksuyun debisi çok düşük olursa, organik maddeler de çökebilir, bu da çamur yönetimini zorlaştırabilir ve biyolojik arıtma süreçlerini olumsuz etkileyebilir. Eğer atıksuyun debisi çok yüksek olursa, kum ve benzeri inorganik maddeler tutulamaz ve sistemde ilerleyerek pompalar ile diğer ekipmanlara zarar verebilir. Bu yüzden kum tutucular genellikle 0,2-0,4 m/s arasında bir debide çalışacak şekilde tasarlanmaktadır (Spellman 2008). Atıksu arıtma tesislerinde,

atıksuyun özelliklerine bağlı olarak havalandırmalı kum tutucular, girdap tipi kum tutucular, yer çekimli kum tutucular gibi çeşitli tipte kum giderme tankları kullanılmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003).

2.2.2.3. Birincil Çöktürme Tankı

Birinci çöktürme tankı, birincil arıtmanın son aşamasını oluşturmaktadır. Izgara ve kum tutuculardan geçen askıda katı maddeleri gidermek için çöktürme uygulanmaktadır. Çöktürme, atıksuyun tankta yaklaşık olarak 2-6 saat boyunca bırakılarak daha ağır askıda katı maddelerin tankın dibine çökerek sistemden ayrılmasıdır (Gangaraju vd. 2021). Şekil 2.3’de gösterildiği gibi, atıksu pompaların yardımıyla diğer arıtma aşamasına geçerken, çöken katı maddeler çamur olarak adlandırılır ve çamur bertaraf proseslerine yönlendirilir.



Şekil 2.3. Birincil Çöktürme Tankı (Manohar vd. 2025)

Birincil arıtma sonrasında giriş atıksuyunda bulunan BOİ’nin %25-50’si giderilirken, AKM’nin %50-70’i ve yağ-gresin %65’i giderilmektedir (Sonune ve Ghate 2004). Böylece birincil arıtma, ikincil arıtmanın yükünü hafifleterek ikincil arıtma öncesi bir hazırlık sağlamaktadır.

2.2.2. İkincil Arıtma Yöntemleri

İkincil arıtmanın amacı, birincil arıtmada kullanılan proseslerle arıtılamayan organik maddelerin ve askıda katı maddelerin arıtılmasıdır. İkincil arıtmaya gelen katı maddelerin boyut açısından dağılım yaklaşık %30 askıda, %6 kolloidal ve yaklaşık %65 çözünmüş katıdır. Birincil arıtmanın amacı askıda katı maddeyi olabildiğince gidermek olduğu için, ikincil arıtmaya gelen atıksuda çözünmüş ve kolloidal organik maddeler daha fazladır (Sonune ve Ghate 2004). Çözünmüş ve kolloid organik maddeler birincil arıtma ile arıtılamadığı için, ikincil arıtmada bu maddelerin mikroorganizmalar tarafından tüketilmesi sağlanmaktadır (Turan 2014). Uygun tipteki mikroorganizmalar oksijenin olduğu kontrollü ortamlarda oksijeni solunum yapmak için kullanırken, organik katıları çoğalmak için kullanarak popülasyonlarını artırırlar (Gangaraju vd. 2021). Organik katılar giderildikçe BOİ konsantrasyonu azalmaktadır.

Kentsel atıksuyun arıtımı amacıyla genellikle biyolojik arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Organik madde 0,5 veya daha yüksek BOİ₅/KOİ oranına sahip atıksulardan biyolojik arıtma ile kolayca arıtılabilmektedir (Chan vd. 2009). Bunlara ek olarak, biyolojik arıtma, düşük arıtma maliyetlerinin yanı sıra ikincil kirliliğin olmaması nedeniyle de diğer yöntemlere göre avantajlı olmaktadır (Sponza ve Uluköy 2005). Biyolojik arıtma prosesleri olarak aerobik ve/veya anaerobik prosesler kullanılmaktadır. Aerobik proseslerde, aerobik mikroorganizmalar tarafından serbest veya çözünmüş oksijenin kullanımıyla atıksu içindeki organik maddeler biyokütle ve karbondioksit

(CO₂) dönüştürülmektedir. Anaerobik proseslerde ise atıksu içindeki organik maddeler oksijen yokluğunda üç adımda metan (CH₄), CO₂ ve suya (H₂O) parçalanmaktadır (Chan vd. 2009). Biyolojik olarak parçalanabilir KOİ konsantrasyonu 1000 mg/L'den az olan atıksularda genellikle aerobik prosesler kullanılırken, KOİ konsantrasyonu 4000 mg/L'nin üzerinde olan atıksularda anaerobik proseslerin kullanılması daha uygun olmaktadır (Sikosana vd. 2019).

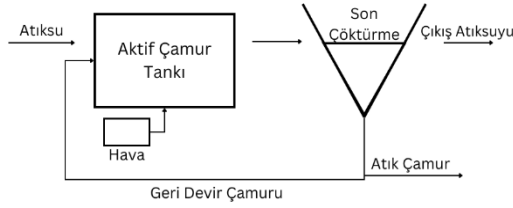
Biyolojik arıtma yöntemleri askıda büyüme ve bağlı büyüme sistemleri olmak üzere iki ana başlık altında toplanmaktadır. Askıda büyüme sistemlerinde arıtma işlemini yapan mikroorganizmaların bulunduğu tanka hava verilerek, mikroorganizmaların enerji ihtiyacı için organik maddeleri parçalayarak çoğalmaları teşvik edilir. Bağlı büyüme sistemlerinde ise, mikroorganizmalar kaya, çakıl veya cüruf gibi farklı yüzeylere tutunarak biyofilm oluşturur. Atıksu, biyofilme kaplı yüzeylerden geçerken organik kirleticiler mikroorganizmalar tarafından tüketilir (Zeman 2012). Her iki yöntemin tipik arıtma uygulamaları Çizelge 2.4'de gösterilmektedir.

Çizelge 2.4. Atıksu arıtımında kullanılan başlıca biyolojik prosesler (Tchobanoglous vd. 2003)

Prosesler	Askıda büyüme	Bağlı büyüme	Hibrid	Lagün
Aerobik Prosesler	Aktif çamur, Havalandırılmış lagün, Aerobik çürütücü	Damlatmalı filtreler RBC'ler Paket yatak reaktörleri	Damlatmalı filtreler/aktif çamur	Aerobik lagün
Anoksik Prosesler	Askıda büyüme denitrifikasyonu	Bağlı büyüme denitrifikasyonu	-	-
Anaerobik Prosesler	Anaerobik temas prosesleri, Anaerobik çürütücü	Anaerobik doldurulmuş yataklı reaktör, Anaerobik akışkan yataklı reaktör	UASB/bağlı büyüme	Anaerobik lagün
Fakültatif	-	-	-	Fakültatif lagün

Askıda büyüme sistemleri farklı konfigürasyonlara sahip olup, uygulama alanına ve arıtım hedeflerine göre çeşitlenmektedir. En yaygın kullanılan konfigürasyonlardan biri klasik aktif çamur prosesi olup, bunun yanı sıra uzun havalandırılmalı, oksidasyon hendeği, tam karışım ve ardışık kesikli reaktör gibi çeşitli askıda çoğalma konfigürasyonları da bulunmaktadır. Her bir konfigürasyon, prosesin verimliliğini artırmak, enerji tüketimini optimize etmek veya belirli kirleticileri daha etkin bir şekilde gidermek amacıyla geliştirilmiştir.

Organik ve inorganik maddelerle birlikte canlı ve ölü mikroorganizmalardan oluşan biyolojik olarak aktif olan çamura aktif çamur denilmektedir (Toprak 2011). Aktif çamur, içindeki mikroorganizmalar organik kirleticileri gidererek atıksuyun arıtılmasını sağlamaktadır. Heterotrofik bakteriler, organik maddelerin giderilmesini sağlarken, ototrofik bakteriler azotun giderilmesini sağlamaktadır. Klasik aktif çamur prosesi Şekil 2.4'de gösterildiği gibi çalışmaktadır.



Şekil 2.4. Klasik aktif çamur arıtımı akım şeması (Tchobanoglous vd. 2003)

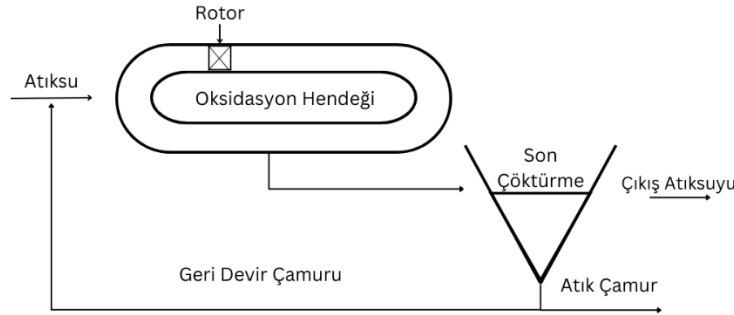
Klasik aktif çamur prosesi, havalandırma ünitesine sahip aktif çamur tankı ve son çöktürme tankından oluşmaktadır. Son çöktürme tankında aktif çamurun atıksudan ayrılması sağlanır ve atıksu diğer ünitelere doğru devam eder. Çöken aktif çamurun bir kısmı geri devrettirilir ve kalan kısmı ise atık çamur olarak sistemden uzaklaştırılır (Guender 2000). Aerobik mikroorganizmalar, askıda kalma özellikleri sayesinde çözünmüş organik maddeleri biyokimyasal süreçler yoluyla parçalayarak uzaklaştırır. Bu süreçte bakteriler, söz konusu organik bileşikler hücre yapısı bileşenlerine dönüştürmek veya metabolik enerji sağlamak amacıyla oksidasyona uğratarak kullanılır (Guender 2000).

Uzun havalandırmalı aktif çamur prosesi, klasik aktif çamur prosenin düşük yüklemeli bir varyasyonu olup, özellikle küçük ve orta ölçekli atıksu arıtma tesislerinde yaygın olarak kullanılan bir sistemdir. Bu proses, klasik aktif çamur sisteminden farklı olarak birincil çöktürme tankına sahip değildir (McCarty ve Brodersen 1962). Atıksudaki organik maddelerin biyolojik olarak parçalanması ve çamurun aerobik olarak çürütülmesi amacıyla, üretilen biyolojik çamur havalandırma tankına yönlendirilir ve burada difüzörler yardımıyla 18 ila 36 saat arasında oksijen verilir (Turan 2014). Böylece, çamurun stabilizasyonu sağlanırken, uzun havalandırma süresi nedeniyle enerji tüketimi artar. Prosesin son aşamasında, havalandırma tankından çıkan karışım ikincil çöktürme tankına aktarılır. Burada biyokütle sıvı fazdan ayrılır ve bir kısmı geri devrettirilirken, fazla çamur sistemden uzaklaştırılır (McCarty ve Brodersen 1962).

Tam karışımli aktif çamur prosesi, genellikle orta ve yüksek organik yük içeren atıksuların arıtımında tercih edilmektedir. Havalandırma tankında sürekli karışım sağlanarak organik maddelerin ve mikroorganizmaların homojen dağılımının sağlanması amaçlanmaktadır. Sürekli bir karışım gerektiği için enerji tüketimi yüksek olmaktadır. Havalandırma işlemi difüzörler ile sağlanır ve böylece atıksu ile biyokütlenin sürekli askıda kalması sağlanır. Tam karışımli aktif çamur prosesinde, hacimsel yükleme oranı ve F/M oranı, geleneksel ve kademeli havalandırma işlemlerinde kullanılan oranlardan daha yüksektir (Wang vd. 2009). Tam karışımli aktif çamur prosesi, geleneksel ve kademeli havalandırma prosesleriyle benzer arıtma verimleri sağlasa da tam karışım prosesinde kullanılan yüksek F/M oranı, atıksuda daha fazla çözünmüş organik madde kalmasına neden olabilir. Bu durum, çıkış suyunun kalitesinin düşmesine yol açabilmektedir.

Oksidasyon hendeği, biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin giderilmesinde uzun çamur bekletme süreleri (SRT) kullanılarak uygulanan modifiye edilmiş bir aktif çamur prosesidir. Tipik oksidasyon hendekleri, Şekil 2.5’de gösterildiği gibi genellikle oval ya da dairesel şekilde olup, rotor ya da yüzeysel havalandırıcılar gibi mekanik havalandırma sistemleriyle havalandırılmaktadır. Yatay ya da dikey olarak yerleştirilen havalandırıcılar, hendekte sirkülasyon, oksijen transferi ve havalandırma

süreçlerini sağlar (Wang vd. 2009). Oksidasyon hendeği prosesi genellikle düşük debili atıksu akışlarına sahip yerler için tercih edilmektedir (Durak 2020).



Şekil 2.5. Oksidasyon hendeği akım şeması (Wang vd. 2009)

Ardışık kesikli reaktörler (AKR), aktif çamur prosesinin bir varyasyonunu temsil ederek diğer aktif çamur prosesleri gibi BOİ, KOİ ve nütrientleri giderebilmek için birçok mikroorganizmayı içerisinde barındırır (Wang vd. 2009). AKR'ler doldurma ve boşaltma döngüsüne dayanan temel bir arıtma sürecini temsil eder. Atıksu, içindeki kirletici bileşenlerin giderilmesi amacıyla reaktöre alınır ve arıtma sürecinin ardından sistemden boşaltılır. AKR reaktörü, tek bir tankta dengeleme, havalandırma ve çöktürme süreçlerini gerçekleştiren entegre bir arıtma sistemidir. Arıtma sistemi içerisinde yer alan döngüler, hidrolik bekletme süresi (HRT) ve çamur bekletme süresi (SRT) çeşitlendirilebilir olduğundan dolayı tek bir reaktörde bile geniş bir arıtma kapsamı sağlamaktadır (Jafarinejad 2017). AKR'ler farklı proseslerle birlikte kullanılarak ön veya son arıtma prosesi olarak da kullanılabilir (Mane ve Munavalli 2012). Ayrıca, uygun işletme koşulları sağlandığında AKR'ler, denitrifikasyon gibi biyolojik azot giderimi süreçlerinde de etkin şekilde kullanılabilir (Jafarinejad 2017).

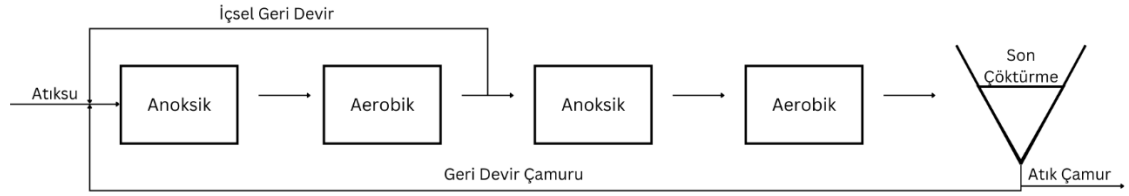
2.2.3. İleri Biyolojik Arıtma

Konvansiyonel biyolojik atıksu arıtma sistemleri, esas olarak kolay çözünebilen organik karbon bileşiklerinin giderimini hedefleyen süreçlerdir ve bu nedenle BOİ ve KOİ gibi parametrelerin azaltılmasında etkilidir (Tchobanoglous vd. 2003). Bununla birlikte, ikincil arıtma prosesleri azot ve fosfor gibi inorganik besin maddelerinin gideriminde sınırlı bir etkiye sahiptir. Bu bileşiklerin arıtılmadan alıcı su ortamlarına deşarj edilmesi, birincil üretici organizmalar olan fitoplankton ve siyanobakteriler gibi çeşitli organizmalar için gerekli olan besin girdisini artırarak, sucul ortamlarda ötrofikasyon riskini önemli ölçüde yükseltmektedir (Correll 1998). Ötrofikasyon, sudaki çözünmüş oksijen seviyesinin düşmesine, ışık geçirgenliğinin azalmasına, toksik alg türlerinin çoğalmasına ve ekosistem işlevlerinde bozulmalara yol açan ciddi bir çevresel sorundur (Schindler 2006). Bu nedenle, azot ve fosforun etkin şekilde giderilebilmesi için, geleneksel arıtım süreçlerinin ötesine geçilerek biyolojik veya kimyasal bazlı ileri arıtma teknolojilerinin entegrasyonu gerekmektedir. Bu kapsamda, biyolojik azot giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçleri; biyolojik fosfor giderimi için ise ileri biyolojik fosfor giderimi sağlayan A^2/O , UCT, Bardenpho prosesleri gibi anaerobik-anoksik-aerobik döngülere dayalı gelişmiş aktif çamur sistemleri yaygın olarak uygulanmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003).

Biyolojik azot giderimi, atıksuda bulunan amonyum ve nitrat gibi azot bileşiklerinin mikroorganizmalar tarafından dönüştürülerek sistemden uzaklaştırılması esasına dayanan iki aşamalı bir süreçtir. Bu süreçler, sırasıyla nitrifikasyon ve denitrifikasyon olmak üzere iki temel mikrobiyolojik mekanizma ile gerçekleştirilir. Nitrifikasyon, ototrofik bakteriler aracılığıyla oksijenli (aerobik) koşullarda gerçekleşen bir oksidasyon sürecidir. Bu aşamada, *Nitrosomonas* türü bakteriler amonyum (NH_4^+) bileşiklerini nitrite (NO_2^-) oksitlerken, *Nitrobacter* türü bakteriler ise bu nitriti nitrata (NO_3^-) dönüştürür (Tchobanoglous vd. 2003). Ardından gelen denitrifikasyon süreci ise, anoksik koşullarda gerçekleşen bir indirgeme reaksiyonudur. Bu aşamada, fakültatif anaerobik mikroorganizmalar nitrata sırasıyla nitrite, nitrik okside, nitroz okside ve son olarak azot gazına (N_2) indirger. Azot gazı gaz fazında atmosfere geçerek sistemden uzaklaştırılır. Bu işlem, mikroorganizmaların elektron alıcısı olarak nitrata kullanmaları ve aynı zamanda organik bir karbon kaynağına ihtiyaç duymaları sayesinde gerçekleşir (Tchobanoglous vd. 2003).

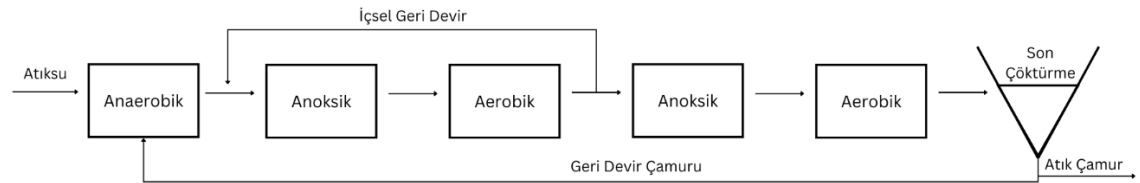
Fosfor giderimi ise genellikle ileri biyolojik fosfor giderimi yöntemi ile sağlanmakta olup, bu süreçte fosfor depolayan organizmalar (PAO) önemli rol oynamaktadır. PAO'lar, anaerobik koşullarda uçucu yağ asitlerini hücre içine alarak enerji ihtiyacını karşılamak amacıyla hücre içi polifosfat rezervlerini parçalar ve bu süreç sonucunda ortama inorganik fosfat salınımı gerçekleşir. Takip eden aerobik fazda ise PAO'lar dış ortamdan fosforu tekrar alarak hücre içinde granül polifosfat şeklinde depolarlar. Bu döngü sonucunda fazla çamurla birlikte önemli miktarda fosfor sistemden uzaklaştırılmış olur (Mino vd. 1998).

Dört aşamalı Bardenpho prosesi, biyolojik azot giderimi amacıyla tasarlanmış, sürekli akışlı ve askıda büyüme esasına dayanan gelişmiş bir biyolojik arıtma sistemidir. Bu proses, ardışık olarak düzenlenmiş iki anoksik ve iki aerobik tanktan oluşur ve her bir tank farklı bir mikrobiyolojik işlevi yerine getirmek üzere optimize edilmiştir (Şekil 2.6). İlk reaktör tankında anoksik koşullar altında sistemin ikinci tankından geri devirle gelen atıksu nitrat bakımından zengin karışım sıvısı ve gelen atıksu burada bir araya gelir. Atıksudaki organik madde elektron vericisi olarak kullanarak denitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesi sağlanır (Tchobanoglous vd. 2003). Bu aşamada, toplam azotun yaklaşık %60-70'lik bir bölümü azot gazı formunda atmosfere verilir (Emara vd. 2014). İkinci tankta aerobik ortam sağlanarak bu aşamada nitrifikasyon prosesi gerçekleşir. Amonyak (NH_4^+), önce nitrite (NO_2^-), ardından nitrata (NO_3^-) dönüştürülür. Bu aşamanın sonucunda, atıksuyun bir kısmı birinci tanka geri devredilirken kalan kısmı üçüncü tanka gelir. Üçüncü tankta sistem ikinci anoksik aşamasına geçiş sağlanır. İkinci tankta oluşan nitratların bir kısmı buraya taşınır. İkinci denitrifikasyon prosesi gerçekleşerek azot giderimi maksimum seviyeye çıkartılır. Dördüncü tankta, son aerobik ortam sağlanır. Kalan azot bileşikleri burada tamamen giderilir (Tchobanoglous vd. 2003). Bu son aerobik faz ayrıca, takip eden son çöktürme havuzunda biyokütlenin daha etkin çökmesini kolaylaştırır (Emara vd. 2014). Bardenpho prosesinin bu dört aşamalı yapısı, özellikle düşük karbon/azot oranına sahip evsel atıksularda bile etkin azot giderimi sağlayabilmesi açısından tercih edilmektedir (Henze vd. 1997).



Şekil 2.6. Dört basamaklı Bardenpho akım şeması (Emara vd. 2014)

Beş basamaklı Bardenpho prosesi, dört basamaklı Bardenpho prosesine kıyasla biyolojik azot gideriminin yanı sıra ve fosfor giderimi de gelişmiş bir atıksu arıtma teknolojisidir (Şekil 2.7). Fosfor giderimi sağlamak amacıyla dört basamaklı Bardenpho prosesinin önüne anaerobik tank eklenerek beş basamaklı Bardenpho prosesi geliştirilmiştir (Emara vd. 2014). Bu ilave tank sayesinde biyolojik fosfor giderimi için gerekli olan anaerobik-aerobik ortamlar sağlanmış olmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Beş basamaklı Bardenpho prosesinin anaerobik tank ile başlaması biyolojik fosfor giderimi için kritik bir öneme sahiptir. Çünkü anaerobik ortamda PAO'lar enerji elde etmek amacıyla hücrelerinde depoladıkları polifosfatı parçalayarak ortama fosfor salınımı gerçekleştirmektedir. Devam eden anoksik ve aerobik ortamlarda ise, PAO'lar aktif hale gelerek daha önce anaerobik fazda saldıkları fosfatı yeniden absorplamakta ve hücre içi polifosfat formunda depolamaktadır (Mino vd. 1998). Beş basamaklı Bardenpho prosesi özellikle ileri düzey azot ve fosfor gideriminin zorunlu olduğu arıtma tesislerinde tercih edilmektedir (Tchobanoglous vd. 2003). Bununla birlikte, sistemin işletme ve tasarım açısından daha karmaşık olması, daha fazla yer ihtiyacı ve işletme maliyetini de beraberinde getirmektedir. Ancak gelişmiş çevresel performansı nedeniyle, özellikle fosfor kirliliğinin hassas olduğu su havzalarında beş basamaklı Bardenpho prosesi dört basamaklı versiyona göre daha etkin ve sürdürülebilir bir çözüm olarak öne çıkmaktadır (Oehmen vd. 2007).



Şekil 2.7. Beş basamaklı Bardenpho akım şeması (Emara vd. 2014)

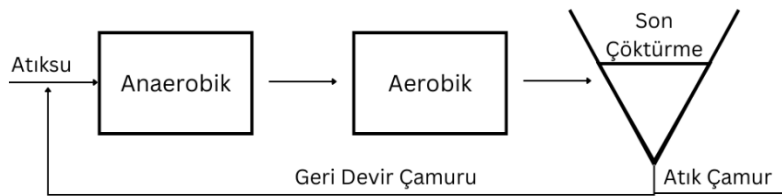
Manav Demir vd. (2016) yaptıkları çalışmada, evsel nitelikli atıksuların ileri biyolojik arıtımı amacıyla modifiye edilmiş beş basamaklı Bardenpho prosesini, 8,6 m³ hacminde pilot ölçekli bir reaktörde uygulanmıştır. Proseste HRT 16 saat, SRT ise 15 gün olarak uygulanmıştır. Sistem kararlı dengeye ulaştığında %87 KOİ, %86 TKN, %93 NH₄⁺-N, %89 TP, %88 PO₄³⁻-P ve %94 AKM giderim verimi elde edilmiştir. Özellikle ikinci aerobik tankın varlığı, prosesin genel verimliliğini artırmış ve sabit dönemde nitrifikasyon bakterilerinin artışı ile azot giderim performansının iyileştiği ortaya konulmuştur.

Balçık (2013) yaptığı çalışmada, evsel atıksulardan azot ve fosfor gibi besin maddelerinin etkin bir şekilde giderilmesi amacıyla modifiye beş basamaklı Bardenpho prosesini geliştirmiş ve bu prosesin, mevcut iki kademeli Kaskat prosesiyle

karşılaştırması yapılmıştır. Her iki sistem aynı işletme koşullarında çalıştırılmış ve KOİ, azot, fosfor gibi parametreler açısından arıtma verimleri değerlendirilmiştir. Sonuçlar, her iki prosesin de yüksek giderim verimleri sağladığını göstermiştir. Modifiye 5 basamaklı Bardenpho prosesi özellikle %99,2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi ile öne çıkarken, Kaskat sistemi %95,4 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi sağlamıştır. Her iki sistemde nütrient giderimi açısından tatmin edici performans göstermiştir. Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesinin, mevcut Kaskat sistemine alternatif olarak evsel atıksuların ileri biyolojik arıtımında başarıyla uygulanabilir bir yöntem olduğu önerilmiştir.

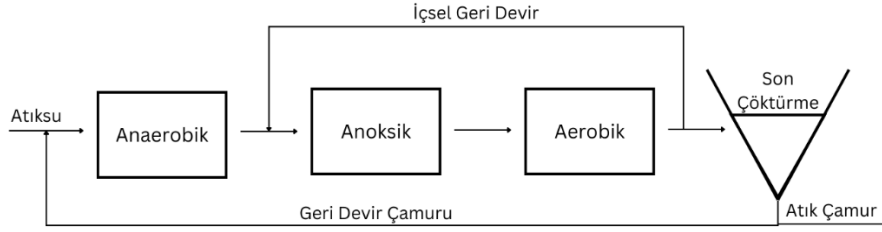
Uysal ve Üstünyıldız (2016) yaptıkları çalışmada, evsel atıksulardan azot ve fosfor gibi besin maddelerinin giderilmesi amacıyla 4 ay süreyle laboratuvar ortamında kurulan pilot ölçekli beş basamaklı modifiye Bardenpho prosesi test edilmiştir. Prosesin klasik yapısına ek olarak, fosfor giderimini artırmak amacıyla sisteme beşinci bir anaerobik bölge dahil edilmiştir. Toplam hacmi 74 L olan reaktörle gerçekleştirilen çalışmada, sistemin yedi farklı bölgesinden düzenli olarak numuneler alınmış ve KOİ, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, PO_4 gibi parametrelerin giderim verimleri takip edilmiştir. Prosesin giderim performansı %98,6 KOİ, %95 $\text{NH}_3\text{-N}$, %83,3 $\text{NO}_3\text{-N}$, %90 $\text{NO}_2\text{-N}$ ve %70,6 PO_4 olarak belirlenmiştir. Test edilmiş olan beş basamaklı modifiye Bardenpho prosesinin evsel atıksuların biyolojik arıtımı ve besi maddesi giderimi açısından etkili sonuçlar verdiğini göstermiştir.

Biyolojik fosfor giderimi için geliştirilmiş olan en temel proses olan A/O prosesi ardışık anaerobik ve aerobik tanktan oluşmaktadır (Şekil 2.8). Bu prosesin amacı biyolojik fosfor giderimi olup, bu sistemde biyolojik azot giderimi hedeflenmemektedir (Henze vd. 1997). A/O prosesi özellikle azot yükü düşük ancak fosfor yükü yüksek olan belediye atıksularının arıtılmasında ekonomik ve etkili bir çözüm olarak öne çıkmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Bu yüzden ileri düzeyde fosfor giderimi gerekli olan yerlerde az alan kaplaması ve işletim kolaylığı sayesinde yaygın olarak tercih edilmektedir.



Şekil 2.8. A/O akım şeması (Henze vd. 1997)

A^2O prosesi, A/O prosesinin biyolojik azot giderimi de içerecek şekilde geliştirilmiş bir versiyonudur (Şekil 2.9). A/O prosesine ek olarak bir anoksik tank entegre eklenmiştir. Anoksik tankta denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için, nitrifikasyonun sağlandığı aerobik tanktan anoksik tanka iç geri devir uygulanmaktadır. Bu geri devir sayesinde, aerobik ortamda nitrata dönüşen amonyum azotu, anoksik ortamda azot gazına indirgenerek sistemden uzaklaştırılmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). A^2O prosesinde, fosfor giderimi anaerobik-aerobik çevrimin sağlanması ile mümkün olurken, sistem aynı zamanda etkili bir azot giderimi de sunmaktadır. Bu prosesin sonunda çıkış suyunda filtrasyon uygulanmaksızın fosfor konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altına indirilebildiği, uygun filtrasyon uygulamalarıyla ise bu değer 1.5 mg/L'nin altına düşürülebildiği bildirilmektedir (Tchobanoglous vd. 2003).



Şekil 2.9. A²/O akım şeması (Tchobanoglous vd. 2003)

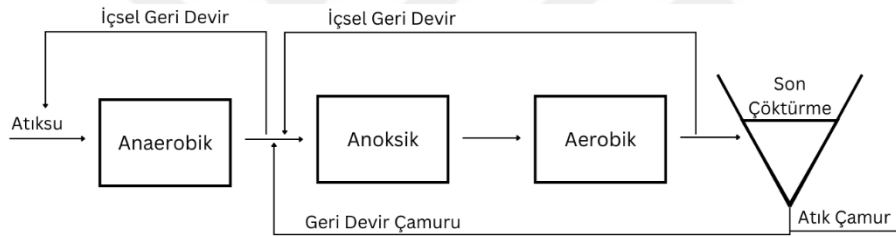
Mines Richard (1996) yaptığı çalışmada, sekiz adet tam ölçekli, ileri atıksu arıtma tesisini üç farklı biyolojik azot ve fosfor giderimi konfigürasyonu kullanılarak değerlendirilmiştir. Bu tesislerden elde edilen on iki aylık işletme verileri değerlendirilmiştir. Çalışmada 5 basamaklı Bardenpho Prosesi, A²/O Prosesi ve oksidasyon hendekleri bu incelenmiştir. Proseslerin hepsi 5 mg/L BOİ, 5 mg/L AKM, 3 mg/L TN ve 1 mg/L TP çıkış atıksuyu limitlerini sağlamışlardır. A²/O ve 5 basamaklı Bardenpho proseslerinde, toplam fosforun sürekli olarak 1 mg/L'nin altına indirilmesi için bazen çöktürme havuzlarına kimyasal dozaj yapılması gerekebilmektedir. Ayrıca sistemlerin biyolojik verimliliği ve işletme kolaylığı açısından uygun olduğu ifade edilmiştir.

Peng vd. (2006) yaptıkları çalışmada, laboratuvar ölçekli bir A²/O sisteminde denitrifiye fosfor biriktiren organizmaların (DNPAO'lar) varlığını ve biyolojik besin maddesi giderimine olan katkılarını incelemiştir. Ayrıca, aşırı havalandırmanın biyolojik fosfor giderimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Deneysel bulgular, klasik A²/O prosesine kıyasla anoksik fazda fosfor alımının gerçekleşebileceğini ve DNPAO'ların sisteme anlamlı bir katkı sunduğunu ortaya koymuştur. Deneyler sonucunda %92,3 KOİ giderimi, %95,5 fosfor giderimi, %96 NH₄⁺-N giderimi ve %79,5 toplam azot giderimi sağlanmıştır. Ayrıca, çamur analizleri, anoksik fazdaki fosfor alım hızının aerobik fazdaki %69'una ulaştığını göstermiştir. Bununla birlikte, anoksik fosfor alımının yüksek olduğu koşullarda havalandırmanın uygun şekilde ayarlanmaması durumunda, aerobik ortam sonunda oluşan aşırı havalandırmanın fosfor giderim performansını olumsuz etkilediği tespit edilmiştir. Araştırma ayrıca, anoksik fazdaki nitrat konsantrasyonu ile anaerobik ortama verilen farklı organik substrat türlerinin, sistemin genel biyolojik besin giderimi performansı üzerinde belirleyici etkiler yarattığını ortaya koymuştur.

Xu vd. (2011) yaptıkları çalışmada, denitrifikasyon fosfor giderimini optimize etmek amacıyla yeni bir anaerobik/aerobik/anoksik (AOA) proses geliştirilmiş ve değerlendirilmiştir. Anaerobik karışık sıvının bir kısmının son anoksik bölgeye yönlendirilmesiyle, anoksik koşullarda karbon kaynağı sağlanarak fosfor ve azot giderimi artırılmıştır. Üç aylık işletme süresince, AOA prosesi ile %93,0 NH₄⁺-N, %70,3 TN ve %87,3 ortofosfat (PO₄³⁻-P) giderim verimi elde edilmiştir. Kütle dengesi analizi, anoksik bölgede eşzamanlı olarak hem fosfor hem de nitrat gideriminin gerçekleştiğini, aerobik bölgede ise eşzamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon yoluyla TN gideriminin sürdürüldüğünü göstermiştir. Elde edilen sonuçlar, AOA prosesinin kentsel atıksuların ileri biyolojik arıtımında etkin bir alternatif olabileceğini ortaya koymaktadır.

Kentsel atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılan proseslerden biri olan Cape

Town Üniversitesi (UCT) prosesi, A^2/O prosesiyle benzer tank dizilimine sahip olmakla birlikte, iç ve dış geri devri düzenlemeleri bakımından farklılık göstermektedir (Şekil 2.10). UCT prosesi, anaerobik koşulların sürekliliğini sağlamak ve anaerobik tanktaki nitrat varlığını en aza indirerek biyolojik fosfor salınımını optimize etmek amacıyla tasarlanmıştır (Henze vd. 1997). UCT prosesinin en ayırt edici özelliği, son çöktürme tankından gelen çamur geri devrinin doğrudan anaerobik tank öncesine değil, anoksik tankın öncesine yönlendirilmesidir. Bu sayede, geri devir çamurunda bulunan nitrat, anaerobik tanka ulaşmadan önce anoksik tankta denitrifikasyona uğratarak anaerobik koşulların korunması sağlanmaktadır (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008). Bu durum anaerobik tankta fosfor salınımının daha verimli gerçekleşmesini sağlamaktadır. Anaerobik koşullarda fosfat salınımı arttıkça, aerobik koşullarda PAO hücreleri tarafından alınan fosfor miktarı da artmakta, böylece fosfor giderim verimi yükselmektedir. Ayrıca, anoksik tanktan anaerobik tanka yapılan karışım geri devri, çözülmüş BOI açısından zengin içeriğiyle anaerobik fermentasyonu desteklemekte, bu da fosfor gideriminin etkinliğini artırmaktadır (Coşkun vd. 2018). Aerobik tanktan anoksik tanka yapılan içsel geri devir ise sistemde sürekli nitrifikasyon ve denitrifikasyon döngüsünün sürdürülebilirliğini sağlamaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Dolayısıyla, UCT prosesi hem fosfor salınım verimini hem de azot giderim kapasitesini dengeleyen gelişmiş bir biyolojik arıtma yaklaşımı sunmaktadır.

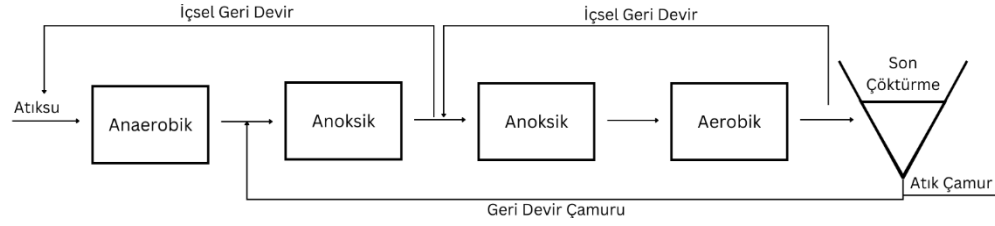


Şekil 2.10. Klasik UCT akım şeması (Henze vd. 1997)

Modifiye UCT prosesi (MUCT), klasik UCT prosesine ilave olarak bir adet daha anoksik tank içermesiyle ayırt edilmektedir (Şekil 2.11). Bu tasarım değişikliğinin temel amacı, PAO'lar tarafından anaerobik reaktörde gerçekleşen fosfor salınımı sürecine nitrat veya nitritin olumsuz etkisini en aza indirmektir. Bu doğrultuda, sistem içindeki içsel geri devir akımları optimize edilerek, anaerobik reaktörde tam anlamıyla anaerobik bir ortamın sürdürülebilirliği sağlanmaktadır (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008). Modifiye UCT prosesi aynı zamanda anoksik ortamda gerçekleşen denitrifikasyonla fosfor giderimi sayesinde, sistemin KOI gereksinimini azaltarak daha verimli bir fosfor giderimi elde edilmesine olanak tanır (Ge vd. 2011). Ancak MUCT prosesinde, özellikle düşük giriş KOI/TN ve KOI/TP oranlarına sahip atıksular arıtırken yüksek verimlerde biyolojik azot ve fosfor giderimi sağlanması mümkün olmayabilmektedir (Ge vd. 2011).

Vaiopoulou vd. (2007) yaptıkları çalışmada, karbon, azot ve fosforun entegre giderimini sağlayan UCT konsepti ile kademeli denitrifikasyon sistemini birleştiren pilot ölçekli bir aktif çamur sistemi tanıtmıştır. Deneysel sistemde, anaerobik bir seçici bölüm ve sonraki anoksik ve oksik bölmelere kademeli atıksu beslemesi yer almaktadır. 48-120 L/gün arası debilerle ve 7-18 saatlik hidrolik bekletme süreleriyle çalıştırılan sistem, bir yıl boyunca yüksek arıtma verimleri sağlamıştır. UCT prosesi ile %88 KOI , %92 BOI , %93-99 NH_4^+-N , %87-97 TKN, %70 TN, %72 PO_4-P ve %26-45 TP giderim verimleri

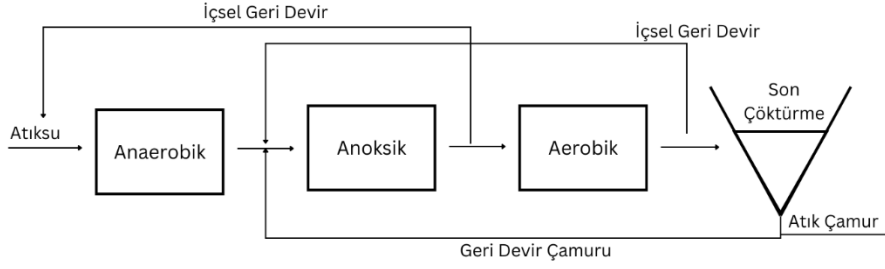
elde edilmiştir. Fosfor giderimi gelen atıksudaki fosfat dalgalanmaları nedeniyle orta düzeyde kalmıştır. Kısacası bu çalışmada UCT prosesi, besi maddelerinin etkili giderimi ve iyi çamur kontrolü ile atıksu arıtımında başarılı bir pilot uygulamadır.



Şekil 2.11. MUCT akım şeması (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008)

Vaiopoulou ve Aivasidis (2008) yaptıkları çalışmada, UCT prosesi ile kademeli denitrifikasyon kaskatını birleştiren pilot ölçekli bir aktif çamur sistemi geliştirmiştir. Deney düzeneği, bir anaerobik seçici tank ve ardından gelen üç anoksik-oksik tank çiftinden oluşmaktadır. Sisteme 48-168 L/gün aralığında debilerle ham atıksu beslenmiş, HRT 5-18 saat arasında tutulmuştur. DeneySEL sürecin genelinde %94 KOİ, %98 BOİ, %93 PO₄-P, %83 TN, %94 TKN ve %99 NH₄⁺-N giderim verimleri elde edilmiştir. En yüksek performans, 96 L/gün debi ve yaklaşık 9 saatlik HRT’de, beslemenin %60’ı anaerobik bölgeye, %25’i ikinci anoksik tanka ve %15’i son anoksik tanka verildiğinde elde edilmiştir. Kısacası önerilen proses, yüksek arıtım verimi, enerji tasarrufu, iyi çamur çökmesi ve operasyonel güvenilirlik sağlamıştır.

Virginia Initiative Plant (VIP) prosesi, biyolojik azot ve fosfor giderimini entegre bir yapıda gerçekleştirmeye yönelik olarak geliştirilmiş, A²/O ve UCT prosesleriyle benzer tank dizilimine sahip olmakla birlikte, iç ve dış geri devri düzenlemeleri bakımından farklılık göstermektedir (Şekil 2.12). UCT prosesinde, son çöktürme havuzundan gelen çamur geri devri doğrudan anoksik tankın öncesine verilerek, anaerobik tankta nitrat-nitrit birikimi engellenmekte ve böylece biyolojik fosfor salınımı optimize edilmektedir (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008). A²/O prosesinde ise çamur geri devri doğrudan anaerobik reaktöre yönlendirilmekte olup, bu durum anaerobik ortamın tam anlamıyla korunmasında zaman zaman yetersiz kalabilmektedir. Ayrıca, her iki proseste de aerobik reaktör çıkışından anoksik reaktöre yapılan içsel geri devir sayesinde denitrifikasyon süreci sağlanmaktadır. VIP prosesi ise bu iki prosesin güçlü yönlerini birleştirirken, ek bir içsel geri devir hattı ile farklılaşır. VIP prosesinde hem son çöktürme havuzundan gelen çamur, hem de aerobik tank çıkışı anoksik tanka geri devredilir. Bununla birlikte, VIP prosesinin ayırt edici özelliği, anoksik tank çıkışından anaerobik reaktörün öncesine yapılan ek bir içsel geri devir hattının bulunmasıdır. Bu yapı sayesinde, anaerobik bölgeye ulaşan atıksudaki çözünmüş organik madde içeriği zenginleştirilmekte ve anaerobik koşullarda fosfor salınımı için daha elverişli bir ortam oluşturulmaktadır (Coşkun vd. 2018). Ayrıca yapılan pilot çalışmalar, VIP prosesinde anaerobik bölgedeki karbon kaynağının daha etkili kullanımıyla, hem daha düşük çözünmüş oksijen ihtiyacına ulaşılabildiğini hem de prosesin genel enerji tüketiminin azaltılabildiğini göstermektedir (Coşkun vd. 2018). Bu durum, VIP prosesini özellikle düşük KOİ/TN oranlarına sahip atıksuların arıtılmasında avantajlı hale getirmektedir.



Şekil 2.12. VIP akım şeması (Vaiopoulou ve Aivasidis 2008)

Çeşitli çalışmalarda uygulanan biyolojik arıtma proseslerinin KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN ve TP giderim verimlerine göre karşılaştırılması Çizelge 2.5’de sunulmuştur.

Çizelge 2.5. Farklı proseslerin performans karşılaştırılması

Proses	KOİ giderimi (%)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi (%)	TN giderimi (%)	TP giderimi (%)	Kaynak
Beş basamaklı Modifiye Bardenpho	%87	%93	-	%89	Manav Demir vd. (2016)
Beş basamaklı Modifiye Bardenpho	%88	%99,2	%88	%87,6	Balçık (2013)
Beş basamaklı Modifiye Bardenpho	%98,6	%95 ($\text{NH}_3\text{-N}$)	-	%70,6 (PO_4)	Uysal ve Üstünyıldız (2016)
A^2/O	%92,3	%96	%79,5	%95,5 (P)	Peng vd. (2006)
$\text{A}/\text{O}/\text{A}$	-	%93	%70,3	%87,3 ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)	Xu vd. (2011)
UCT + Kademeli denitrifikasyon	%88	%93-99	%70	%26-45	Vaiopoulou vd. (2007)
UCT + Kademeli denitrifikasyon	%94	%99	%83	%93 ($\text{PO}_4\text{-P}$)	Vaiopoulou ve Aivasidis (2008)

Kavak (2016) yaptığı çalışmada, atıksu arıtma tesislerinde uygulanan farklı arıtma yöntemlerinin etkinliği incelenmiş ve araştırma bölgesi olarak Kayseri ili seçilmiştir. Araştırma kapsamında, Kayseri’de yer alan beş farklı atıksu arıtma tesisinde yerinde gözlem ve analizler gerçekleştirilmiştir. Söz konusu tesislerde pH, AKM, KOİ ve BOİ parametrelerinin giriş ve çıkış konsantrasyonları belirlenmiş, değerlendirmelerde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği esas alınmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, aktif çamur prosesinde %98 AKM, %96 KOİ ve %99 BOİ giderimi olmuştur. SBR prosesinde %92 AKM, %91 KOİ ve %96 BOİ giderimi olmuştur. MBR prosesinde %96 AKM, %95 KOİ ve %99 BOİ giderimi olmuştur. Doğal Arıtma yönteminde ise %82 AKM, %56 KOİ ve %60 BOİ giderimi gerçekleştiği tespit edilmiştir. Özellikle MBR prosesinin çıkış suyu kalite değerleri AKM 5 mg/L, KOİ 28 mg/L ve BOİ 2 mg/L değerleri dikkat çekici bulunmuştur.

Çiğdem (2019) yaptığı çalışmada, Tokat Merkez Atıksu Arıtma Tesisi proses ve işletme açısından ayrıntılı olarak incelenmiştir. Belirli periyotlarda alınan giriş ve çıkış atıksuları analiz edilmiştir. Tesisin %91 BOİ, %86 KOİ ve %90 AKM giderim verimleri sağladığı tespit edilmiştir. Bu sonuçlar tasarım hedefleri ve yasal gereklilikler açısından yeterli görülmekle birlikte, TN ve TP giderim verimlerinin artırılması gerektiği ortaya konmuştur.

Akyüz (2011) yaptığı çalışmada, Osmanbey Atıksu Arıtma Tesisi'nin ilk işletmeye alındığı dönemde proses verimliliğini değerlendirmek, işletim sorunlarını belirlemeyi ve çözüm önerileri geliştirmeyi amaçlamıştır. Ekim 2009-Mayıs 2010 tarihleri arasında yürütülen çalışmalarda, KOİ, AKM, pH, çözünmüş oksijen ve bulanıklık gibi parametreler izlenmiştir. Aktif çamur sisteminde %51,16, yapay sulak alan sisteminde %72,41, stabilizasyon havuzunda %27,54 ve beş basamaklı Bardenpho prosesinde %62,17 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. En istikrarlı ve yüksek verimin yüzey altı akışlı yapay sulak alan sisteminde sağlandığı ve bu sistemin atıksularının arıtımı için en uygun alternatif olduğu sonucuna varılmıştır.

2.2.4. Atıksu Parametre Oranlarının Arıtma Süreçleri ile İlişkisi

Evsel atıksularının kimyasal, fiziksel ve biyolojik bileşenleri, arıtma sistemlerinin tasarımı, işletimi ve performansının belirlenmesinde temel belirleyici unsurlardır. Tchobanoglous vd. (2003) tarafından sunulan Çizelge 2.6'da tipik bir evsel atıksuyun düşük, orta ve yüksek konsantrasyon aralıklarında sahip olabileceği bileşenleri göstermektedir. Toplam katı madde (TKM), çözünmüş toplam katı madde (ÇTKM), AKM, BOİ₅ ve KOİ gibi parametreler, atıksu yükünü ve arıtma gereksinimini ortaya koymaktadır. Örneğin, BOİ₅ değeri 110-350 mg/L arasında değişmekte olup, bu değerler biyolojik arıtma sistemlerinin boyutlandırılmasında doğrudan kullanılmaktadır. KOİ değerinin 250-800 mg/L aralığında olması ise organik madde yükünün yalnızca biyolojik süreçlerle değil, aynı zamanda kimyasal arıtma yöntemleriyle de desteklenmesi gerektiğini gösterebilir (Tchobanoglous vd. 2003).

Atıksuların karakterizasyonu yalnızca bileşenlerin mutlak konsantrasyonlarını değil, aynı zamanda bu bileşenler arasındaki oranları da kapsamaktadır. Organik karbon, azot ve fosfor gibi temel parametreler arasındaki oranlar, uygulanacak arıtma proseslerinin tipi, boyutlandırılması ve işletme stratejileri üzerinde belirleyici rol oynamaktadır (Henze vd. 1997; Tchobanoglous vd. 2003). Bu kapsamda, BOİ/KOİ, KOİ/TN, KOİ/TP, KOİ/N/P ve UAKM/AKM gibi oranlar, özellikle biyolojik arıtma süreçlerinin etkinliğini belirlemek açısından kritik öneme sahiptir. Organik maddenin biyolojik olarak parçalanabilirliğini değerlendirmek amacıyla kullanılan BOİ/KOİ oranı, arıtma prosesinin seçiminde ilk dikkate alınması gereken parametrelerden biridir. Oranın 0,5'in üzerinde olması, organik yükün büyük bir kısmının mikroorganizmalar tarafından parçalanabileceğine işaret ederken, 0,3'ün altındaki değerler, biyolojik ayrışmaya dirençli, toksik bileşiklerin varlığına işaret etmektedir (Tchobanoglous vd. 2003). Bu tür durumlarda, biyolojik arıtma süreçlerinin yetersiz kalabileceği ve ileri arıtma proseslerin devreye alınması gerekmektedir. Özellikle endüstriyel atıksularla karışık gelen evsel atıksularında bu oranlar daha da düşmekte ve biyolojik sistemlerin dengesini bozmaktadır (Tchobanoglous vd. 2003). Düşük BOİ/KOİ oranları nedeniyle ön arıtım ya da kimyasal arıtma tekniklerinin uygulanması gerekebilmektedir.

Çizelge 2.6. Tipik kentsel atıksuyu bileşimi (Tchobanoglous vd. 2003)

Parametre	Birim	Düşük	Orta	Yüksek
Toplam Katı Madde (TKM)	mg/L	390	720	1230
Çözünmüş Toplam Katı Madde (ÇTKM)	mg/L	270	500	860
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	120	210	400
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ ₅)	mg/L	110	190	350
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	250	430	800
Toplam Organik Karbon (TOK)	mg/L	80	140	260
Toplam Azot (TN)	mg/L	20	40	70
Organik Azot	mg/L	8	15	25
Serbest Amonyak	mg/L	12	25	45
Toplam Fosfor (TP)	mg/L	4	7	12
Klorürler	mg/L	30	50	90
Sülfatlar	mg/L	20	30	50
Uçucu Organik Bileşikler	mg/L	<100	100-400	>400

Arslan ve Ayberk (2004) yaptıkları çalışmada, İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan örneklerde BOİ/KOİ oranının 0,09-0,36 olduğunu ve bu atıksuyun biyolojik arıtmaya uygun olmadığını belirtmişlerdir. Benzer şekilde Arslan vd. (2009) yaptıkları çalışmada, bitkisel yağ üretiminden kaynaklanan atıksularda BOİ/KOİ oranlarının 0,15-0,2 civarında olduğunu ve bu değerlerin biyolojik arıtmada tatmin edici bir verimlilik sağlamayacağını belirtmişlerdir. Ancak, her iki çalışmada da yapılan detaylı KOİ fraksiyon analizi, atıksuların önemli bir kısmının parçalanabilir organik maddeler içerdiğini ve uygun ön arıtım ya da iyileştirme teknikleri ile biyolojik yöntemlerin desteklenebileceğini göstermiştir. Bu nedenle, BOİ/KOİ oranının yanı sıra organik madde fraksiyonlarının da değerlendirilmesi, doğru proses tasarımı açısından önem arz etmektedir (Henze vd. 2002).

Azot giderimi açısından önemli bir gösterge olan KOİ/TN oranı, denitrifikasyon süreci için gerekli karbon miktarının değerlendirilmesini sağlamaktadır. Azotlu bileşiklerin indirgenerek azot gazına dönüşümünü sağlayan denitrifikasyon için yeterli miktarda organik karbon kaynağı gereklidir. Literatürde bu sürecin optimum düzeyde gerçekleşebilmesi için KOİ/TN oranının 8-12 arasında olması gerektiği vurgulanmaktadır (Grady Jr vd. 2011). KOİ/TN oranının düşük olduğu durumlarda, sistemin azot giderim verimi azalmakta ve dışarıdan karbon kaynağı eklenmesi gerekliliği doğmaktadır (Winkler vd. 2012). Bu tür müdahaleler, işletme maliyetlerini artırdığı gibi prosesin kontrolünü de karmaşıktırmaktadır. Dolayısıyla bu oran, özellikle azot gideriminin hedeflendiği biyolojik arıtma tesislerinde tasarım kriteri olarak göz önünde bulundurulmalıdır.

KOİ/TP oranı ise fosfor giderimi için önemlidir. Biyolojik fosfor giderimi, PAO varlığına ve bu organizmaların enerji kaynağı olarak karbon kullanımına dayanmaktadır. Bu nedenle, biyolojik fosfor gideriminin sürdürülebilirliği açısından atıksuda yeterli düzeyde organik madde bulunması gereklidir. Punrattanasin (1997) yapılan çalışmada, KOİ/TP oranının biyolojik besi maddesi giderimi süreçlerindeki performansı üzerindeki etkileri incelenmiştir. Bu çalışmada, KOİ/TP oranının 30'un üzerinde olması durumunda fosfor gideriminin daha etkin gerçekleştiği gözlemlenmiştir. You vd. (2001) yapılan

çalışmada, KOİ/TP oranları 30'u aştığında %98 KOİ ve %76 TN giderim verimlilikleri sağladıklarını görmüşlerdir. Ancak KOİ/TP oranları 12 olduğunda TP giderme verimi %41 iken oran 20 olduğunda TP giderme veriminin %31,8 olduğu tespit edilmiştir. Kısacası, her iki çalışmada KOİ/TP oranının 30'un altında olması durumunda fosfor giderim verimliliğinin azaldığı belirtilmiştir. KOİ/TP oranının düşük olması hem fosfor giderim performansını olumsuz etkilemekte hem de sistemde dengesizliklere yol açmaktadır. Bu bağlamda, karbon-fosfor dengesini sağlamak için ileri fosfor giderim stratejileri veya kimyasal çöktürme teknikleri uygulanabilmektedir (Smolders vd. 1994).

Mikrobiyal büyüme ve arıtma verimliliği açısından besin maddeleri arasındaki dengeyi ifade eden KOİ/N/P oranı da biyolojik arıtma sistemlerinde büyük öneme sahiptir. Bu oran çoğunlukla 100:5:1 olarak önerilmektedir (Slade vd. 2011). Bu denge, özellikle karbon, azot ve fosforun birlikte giderildiği gelişmiş biyolojik arıtma sistemlerinde mikroorganizmaların optimum performans göstermesi açısından kritik öneme sahiptir. Bu oranlardan sapmalar, biyokütle üretiminin azalmasına, çökme problemlerine ve süreç içi dengesizliklere yol açabilmektedir. Örneğin azot eksikliği, hücre sentezini sınırlandırarak arıtma performansını düşürebilmekte, fazla azot ise özellikle anaerobik koşullarda amonyak birikimiyle toksik etki oluşturabilmektedir (Henze vd. 2002).

Katı madde bileşimi açısından değerlendirilen UAKM/AKM oranı ise, askıda katı maddelerin ne kadarının uçucu nitelikte olduğunu göstermektedir. UAKM/AKM oranı, biyolojik aktivitenin ve canlı mikrobiyal yükün dolaylı bir göstergesi olarak kullanılmakta olup, bu oranın 0,6-0,8 aralığında olması sistemin sağlıklı çalıştığını işaret eder (Tchobanoglous vd. 2003). Bu oran, çamur stabilizasyonu, susuzlaştırma verimi ve enerji üretimi gibi süreçlerde kritik bir kontrol parametresi olarak değerlendirilmektedir. Özellikle yüksek inorganik madde içeriğine sahip atıksularda bu oran düşmekte ve çamur işleme maliyetleri artmaktadır.

Çizelge 2.7, atıksu karakterizasyonunda sıkça kullanılan bazı önemli oranları göstermektedir. Bu oranlar, arıtılabilirlik açısından süreç verimliliğinin değerlendirilmesinde kullanılmaktadır. Örneğin KOİ/BOİ₅ oranının 2-2,5 aralığında olması, organik maddelerin büyük ölçüde biyolojik yollarla parçalanabilir olduğunu, ancak bu oranın 3,5'in üzerine çıkması durumunda biyolojik arıtmanın yetersiz kalabileceğini ve ileri arıtma gerekebileceğini gösterir. Benzer şekilde, KOİ/TN oranı 12'nin üzerine çıktığında denitrifikasyon için yeterli karbon kaynağı olduğu varsayılabilir (Henze vd. 2002).

Bu oranların belirli zamanlarda dalgalanma göstermesi mümkündür. Henze vd. (2002), özellikle hafta sonlarında KOİ/TN oranının düşme eğiliminde olduğunu ve bu durumun, denitrifikasyon süreçlerinde karbon kaynağı yetersizliğine bağlı olarak operasyonel problemlere neden olabileceğini belirtmiştir. Dolayısıyla, arıtma sistemlerinin bu gibi değişkenliklere yanıt verebilecek esneklikte tasarlanması kritik önemdedir. Ayrıca bu oranların mevsimsel değişimlere, endüstriyel deşarjlara veya yağmur suyu etkilerine bağlı olarak zamanla değişebileceği de göz önünde bulundurulmalıdır. Bu nedenle sürekli izleme ve veri analizi, proses kontrolü açısından büyük önem taşımaktadır.

Çizelge 2.7. Belediye atıksularında tipik oranlar (Henze vd. 2002)

Oran	Düşük	Tipik	Yüksek
KOİ/BOİ	1,5-2	2-2,5	2,5-3,5
KOİ/TN	6-8	8-12	12-16
KOİ/TP	20-35	35-45	45-60
BOİ/TN	3-4	4-6	6-8
BOİ/TP	10-15	15-20	20-30
KOİ/UA KM	1,2-1,4	1,4-1,6	1,6-2
UA KM/A KM	0,4-0,6	0,6-0,8	0,8-0,9
KOİ/TOK	2-2,5	2,5-3	3-3,5

2.2.5. Kentsel Atıksu Arıtımı ile İlgili Yasal Çerçeve

Kentleşme, hızlı nüfus artışı ve sanayileşme hem dünyada hem de Türkiye’de çevresel kaynaklar üzerinde ciddi baskılara yol açmakta ve bu durum su kaynaklarının miktar ve kalite açısından bozulmasına neden olmaktadır (Momeni vd. 2019). Bu süreçlerin bir sonucu olarak ortaya çıkan atıksu miktarı, özellikle büyükşehirlerde ve sanayi bölgelerinde hızla artmakta, bu da su kaynakları üzerinde ciddi bir kirlilik baskısı oluşturmaktadır (UNEP 2016). Atıksuyun miktarı kadar karakterizasyonu da taşıdığı risklerin değerlendirilmesinde kritik bir rol oynamaktadır. Çünkü atıksular, patojen mikroorganizmalar, ağır metaller, organik kirlleticiler, azot ve fosfor gibi çevre ve insan sağlığı açısından tehlike arz eden birçok bileşeni içerebilmektedir (Tchobanoglous vd. 2003).

Atıksuların yeterince arıtılmadan alıcı ortama deşarj edilmesi durumunda, su kaynaklarında ötrofikasyon, yeraltı suyu kirliliği, biyolojik çeşitlilik kaybı ve halk sağlığını tehdit eden su kaynaklı hastalıkların yayılması gibi ciddi çevresel ve sağlık sorunları meydana gelebilmektedir (WHO 2019). Ayrıca, evsel ve endüstriyel kaynaklı atıksuların doğrudan veya yetersiz arıtılarak alıcı ortama verilmesi, toplum sağlığını tehdit eden mikrobiyolojik ve kimyasal kirleticilerin su döngüsüne geri dönmesine neden olmaktadır. Bu nedenle atıksuların kaynağında toplanması, uygun biçimde arıtılması ve güvenli şekilde uzaklaştırılması hem çevresel sürdürülebilirlik hem de halk sağlığı açısından bir zorunluluk haline gelmiştir.

Bu bağlamda, ulusal ve uluslararası düzeyde geliştirilen yasal düzenlemeler atıksu yönetimi konusunda önemli bir çerçeve sunmaktadır. Türkiye’de 2872 sayılı Çevre Kanunu’yla yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği ve ilgili diğer mevzuatlar, atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarj standartlarını belirlemekte ve bu süreçleri denetlemektedir. Aynı zamanda Avrupa Birliği mevzuatıyla uyumlu olarak hazırlanan 91/271/EEC sayılı Kentsel Atıksu Arıtımı Direktifi, Türkiye’nin yasal düzenlemelerine entegre edilmiş ve arıtma tesislerinin kurulması ile işletilmesine yönelik ciddi adımlar atılmıştır.

Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı’nın resmi internet sitesinde yayımladığı bilgilere göre, 2022 yılı sonunda Türkiye’de bulunan atıksu arıtma tesislerinin sayısı 1315’e ulaşmıştır. Belediyeler tarafından alıcı ortama deşarjı yapılan atıksuyun %86,1’i arıtılmış olup, atıksuyun %52,7’sine ileri arıtma, %25,2’sine biyolojik,

%21,7'sine fiziksel ve %0,4'üne doğal arıtma uygulanmıştır (TÜİK 2023).

08.01.2006 tarihli ve 26047 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, özellikle nüfusu 2.000 ve üzeri olan yerleşim birimlerinden kaynaklanan kentsel atıksuların çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesini amaçlar (ÇŞİDB 2006). Yönetmelik, arıtma tesislerinin planlanması, yapımı, işletilmesi ve denetimi gibi süreçleri düzenlemekte, aynı zamanda hassas ve az hassas su alanları için farklı arıtma düzeyleri ve standartlar öngörmektedir. Buna ek olarak yönetmelikte, organik ve hidrolik yüklerdeki mevsimsel değişimlerin yanı sıra yerel iklim koşulları da göz önünde bulundurularak tesislerin performans kriterleri tanımlanmıştır.

31.12.2004 tarihli ve 25687 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği hem evsel hem de endüstriyel atıksular için geçerli olan temel teknik düzenlemeleri içermektedir (ÇŞİDB 2022). Yönetmelik, alıcı ortamların sınıflandırılması, deşarj standartlarının belirlenmesi, atıksu arıtma tesislerinin projelendirme esasları ve izleme yükümlülüklerini tanımlar. Ayrıca kanalizasyon sistemine bağlanan işletmeler için ön arıtma yükümlülüğü de getirmektedir. Bu kapsamda, yetkili kurum ve kuruluşlar tarafından periyodik analizler yapılmakta ve sonuçlar belirlenmiş usuller doğrultusunda değerlendirilmektedir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Atıksu Arıtma Tesisleri Seçimi ve Veri Temini

Antalya ili, özellikle yaz aylarında artan turizm faaliyetleri nedeniyle mevsimsel nüfus değişimleri yaşayan bir bölgedir. Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre, 2024 yılında Antalya'nın resmi nüfusu yaklaşık 2,7 milyon kişi olarak kaydedilmiştir (TÜİK, 2024). Antalya, bu nüfus büyüklüğüyle Türkiye'nin en kalabalık beşinci ili konumundadır. Özellikle yaz aylarında artan turizm faaliyetleri nedeniyle ildeki nüfus geçici olarak önemli ölçüde artmaktadır. Bu mevsimsel nüfus dalgalanmaları, atıksu üretiminde de belirgin artışlara yol açmakta ve arıtma tesislerinin tasarım ve işletme süreçlerinde esneklik ve kapasite yönetimi açısından özel stratejiler geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır. Antalya'nın bu dinamik nüfus yapısı, atıksu yönetimi ve çevresel sürdürülebilirlik açısından önemli bir etken olarak değerlendirilmektedir.

Sonuç olarak, Antalya ilinde atıksu yönetimi hem nüfus artışı hem de turistik faaliyetlerin yoğunluğu göz önünde bulundurularak, sürdürülebilir ve etkin arıtma sistemleri ile desteklenmektedir. Antalya ili sınırları içerisinde faaliyet gösteren 36 adet atıksu arıtma tesisi (AAT) bulunmaktadır. Bu çalışma kapsamında Antalya merkez, doğu ve batı ilçelerini temsilen Lara, Göynük ve Gazipaşa atıksu arıtma tesislerinin performansı değerlendirilmiştir. Tesislerin coğrafi konumları ise Şekil 3.1'de sunulmaktadır.



Şekil 3.1. AAT'lerin coğrafi konumları

Seçilen atıksu arıtma tesislerine ve bu tesislerden yapılan deşarjlara ilişkin güncel veriler, Antalya Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğü (ASAT) tarafından sağlanmıştır. Tesislerin debi, giriş ve çıkış kirlilik parametrelerine yönelik bilgiler son dört yıla ait verilerin derlenmesiyle elde edilmiştir. Bu çalışmada kullanılan veriler hem tesis performanslarının değerlendirilmesi hem de Antalya ölçeğinde atıksu yönetimi stratejilerinin analiz edilebilmesi açısından önemli bir temel oluşturması hedeflenmiştir. Çizelge 3.1'de özetlendiği gibi, atıksu arıtma tesisleri konumlarının yanı sıra arıtılan debi ve uygulanan arıtma prosesi açısından farklılık göstermektedir.

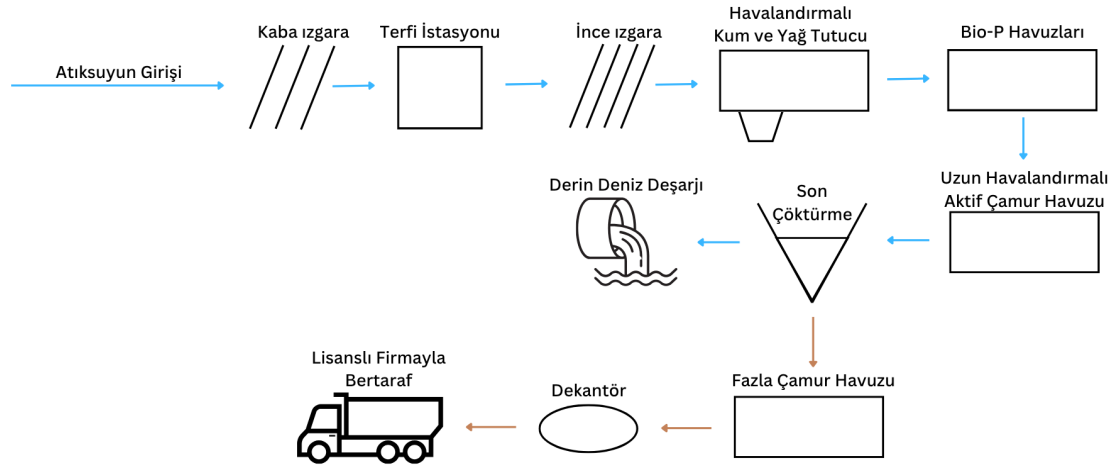
Çizelge 3.1. AAT'lere ait özet bilgiler

No	1	2	3
İlçe	Muratpaşa	Kemer	Gazipaşa
Bağlı Yerleşim Yeri	Belediyesi sınırları içerisinde batı bölgesi dışında kalan nüfus ile turistik tesisleri	Göynük turizm tesisleri ve yerleşim yeri	Gazipaşa
AAT Adı	Lara İleri Biyolojik AAT	Göynük AAT	Gazipaşa AAT
Tesise gelen ortalama debi (m ³ /gün)	86.196	16.215	8.190
Deşarj Noktası	Derin Deniz Deşarjı	Derin Deniz Deşarjı	Hacı Musa Deresi
AAT Prosesi	5 basamaklı Bardenpho	Uzun havalandırmalı	Membran Biyoreaktör

3.1.1. Lara İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi

Lara İleri Atıksu Arıtma Tesisi, deşarj standartlarında belirtilen parametreleri karşılayacak kalitede atıksu arıtımını sağlamak amacıyla dört kademeli olarak tasarlanmıştır. Her bir kademe 31.250 m³/gün kapasiteye sahip olacak şekilde planlanmış ve tesisin nihai kapasitesi 850.000 kişilik nüfusa hizmet edecek şekilde, 125.000 m³/gün debi üzerinden projelendirilmiştir. Tesisin ilk kademesi, 31.250 m³/gün kapasite ile 2007 yılında devreye alınmıştır.

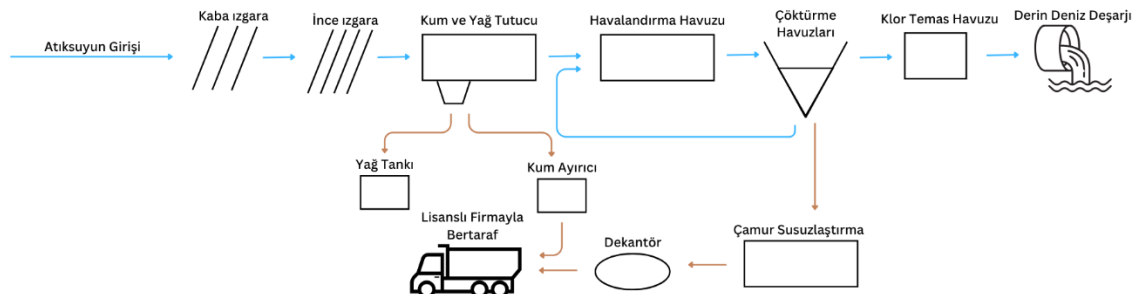
Tesise ulaşan atıksular, öncelikle kaba malzeme uzaklaştırılması amacıyla ön arıtma ünitesine yönlendirilmektedir. Ön arıtma süreci; kaba ızgara, dört adet asil ve iki adet yedek olmak üzere toplam altı adet 802 m³/saat kapasiteli dalgıç pompa, çubuk tipi taramalı ızgara ve %30 yağ-gres giderimi sağlayan iki adet havalandırmalı kum tutucudan oluşmaktadır. Biyolojik arıtım aşamasında ise, azot ve fosfor gideriminin gerçekleştirildiği beş basamaklı Bardenpho prosesi uygulanmaktadır. Lara AAT, evsel atıksuların yanı sıra turistik tesislerden kaynaklanan atıksuları da kabul etmektedir. Son 4 yıla ait giriş-çıkış su kalitesi parametreleri ile debi değerleri EK-1'de sunulmuştur. Arıtılan atıksular, karadan 760 metre ve denizden 2.400 metre uzunluğundaki, 1.400 mm çapındaki HDPE boru hattı ile 22 metre derinlikten denize deşarj edilmektedir. Şekil 3.2'de Lara AAT proses akım şeması gösterilmektedir.



Şekil 3.2. Lara AAT proses akım şeması

3.1.2. Göynük Atıksu Arıtma Tesisi

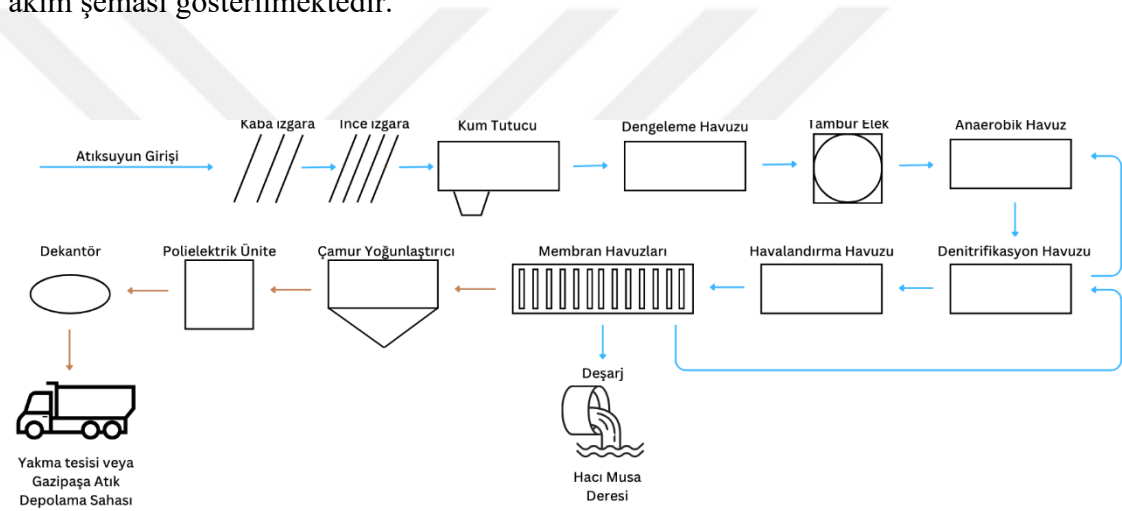
Göynük Atıksu Arıtma Tesisi, yerleşim alanlarından ve turistik işletmelerden kaynaklanan atıksuları kabul etmektedir. Tesisin toplam kapasitesi 16.416 m³/gün olup, biri 1983 yılında kurulmuş 7.776 m³/gün kapasiteye sahipken, diğeri ise 2006 yılında kurulmuş 8.640 m³/gün kapasiteye sahip olmak üzere iki ayrı tesisten oluşmaktadır. Arıtma prosesi uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi esasına dayanmaktadır. 1983 yılında yapılmış eski tesis olarak adlandırılan tesiste, her biri 1200 m³ hacimli üç adet yüzey havalandırmalı havalandırma havuzu ile her biri 600 m³ hacimli üç adet çökeltim havuzu yer almaktadır. 2006 yılında yapılmış olan yeni tesiste ise 6.800 m³ hacme sahip bir adet havalandırma havuzu ve her biri 850 m³ hacminde dört adet çökeltim havuzu bulunmaktadır. Tesisin hizmet verdiği eşdeğer nüfusun 22.533 kişi olduğu hesaplanmıştır. Giriş debisinin ölçümünde debimetre bulunmaması nedeniyle, giriş pompalarının kapasite değerleri esas alınarak debi hesaplanmaktadır. Son 4 yıla ait her yılın ortalamalarının giriş-çıkış su kalitesi parametreleri ile debi değerleri EK-2’de sunulmuştur. Arıtılan atıksular, karadan 3.232 metre ve denizden 1.708 metre uzunluğunda, 800 mm çapında HDPE boru hattı ile Beldibi AAT’ye iletilmekte ve burada, 40 metre derinlikte denize deşarj edilmektedir. Şekil 3.3’de Göynük AAT proses akım şeması gösterilmektedir.



Şekil 3.3. Göynük AAT proses akım şeması

3.1.3. Gazipaşa Atıksu Arıtma Tesisi

Gazipaşa Atıksu Arıtma Tesisi, Antalya ili Gazipaşa ilçesi sınırlarında konumlanmakta olup, 2009 yılında inşasına başlanmış ve 2011 yılında işletmeye alınmıştır. Tesisin atıksu toplama havzasında sanayi kaynaklı bir faaliyet bulunmamakta, yalnızca evsel nitelikli atıksular ile vidanjörle taşınan atıksular arıtılmaktadır. Tesisin hizmet verdiği güncel eşdeğer nüfus yaz döneminde 53.000 kişi, kış döneminde ise 50.000 kişi olarak belirlenmiştir. Tesise gelen atıksular, ilk aşamada ızgara, havalandırmalı kum tutucu ve ön çöktürme tankından geçirilmekte, ardından membran biyoreaktör (MBR) prosesi ile ileri düzeyde arıtılmaktadır. Son 4 yıla ait her yılın ortalamalarının giriş-çıkış su kalitesi parametreleri ile debi değerleri EK-3'te sunulmuştur. İnfiltrasyon nedeniyle atıksu toplama sistemine karışan sular dikkate alındığında, günlük ortalama 8.888 m³ atıksu arıtılmak üzere tesise alınmaktadır. Arıtılmış atıksular, 630 mm çapındaki HDPE boru hattı ile karadan 200 metre ileride bulunan Hacı Musa Deresi'ne deşarj edilmektedir. Şekil 3.4'de Gazipaşa AAT proses akım şeması gösterilmektedir.



Şekil 3.4. Gazipaşa AAT proses akım şeması

3.2. Verilen Değerlendirilmesi

Bu çalışmada, üç farklı atıksu arıtma tesisine ait 2021-2024 yılları arasındaki aylık işletme verileri kullanılarak tesislerin performansları karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. Bu çalışmada, kentsel atıksuların karakterizasyonunu belirlemek ve arıtma tesislerinin performansını değerlendirmek amacıyla KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP olmak üzere beş temel kirletici parametre incelenmiştir. İlk aşamada, söz konusu parametrelerin arıtma tesislerine giriş ve çıkış konsantrasyonları değerlendirilmiş; bu değerler arasındaki farklar istatistiksel olarak analiz edilmiştir. Ardından, her bir parametre için giderim verimlilikleri hesaplanmış ve bu verimlilikler üzerinden karşılaştırmalı istatistiksel analizler gerçekleştirilmiştir.

Verilerin değerlendirilmesinde IBM SPSS Statistics yazılımı kullanılmıştır. İstatistiksel analiz süreci, verilerin dağılım özelliklerinin belirlenmesiyle başlamıştır. Çünkü uygulanacak test yönteminin doğru seçilebilmesi için verilerin parametrik özellik

taşıyıp taşımadığının tespit edilmesi gerekmektedir. Parametrik veriler, genellikle aritmetik ortalama etrafında simetrik olarak dağılan, normal dağılım varsayımını karşılayan ve varyansları homojen olan veri setleridir. Bu tür veriler için t-testi veya ANOVA gibi parametrik testler kullanılabilir. Buna karşılık, verilerin normal dağılım göstermemesi, örneklem büyüklüğünün yetersiz olması veya uç değerlerin bulunması durumlarında parametrik testlerin varsayımları ihlal edileceğinden, bu tür veri setleri parametrik olmayan testlerle analiz edilmelidir. Parametrik olmayan testler, dağılım varsayımı gerektirmeksizin medyan değerler ve sıra bilgisi üzerinden değerlendirme yapar ve bu nedenle çarpık dağılımlı veya düzensiz verilerde daha güvenilir sonuçlar sunar.

Parametrik ve parametrik olmayan veri yapılarının ayırımı yapabilmek amacıyla normallik testleri uygulanmıştır. Bu kapsamda, her bir parametrenin dağılımı hem Shapiro-Wilk hem de Kolmogorov-Smirnov testleri ile değerlendirilmiştir. Ayrıca, varyans homojenliğinin sağlanıp sağlanmadığını belirlemek üzere Levene testi kullanılmıştır. Bu testler sonucunda, verilerin büyük ölçüde parametrik varsayımları karşılamadığı belirlenmiş ve bu nedenle karşılaştırmalı analizlerde parametrik olmayan istatistiksel test yöntemlerinin kullanılması uygun bulunmuştur.

Veri analiz sürecinde kullanılan istatistiksel testler, incelenen veri setinin dağılım özelliklerine, grup sayısına ve karşılaştırma düzeyine göre belirlenmiştir. Özellikle birden fazla bağımsız grubun medyanlarının karşılaştırılması gerektiğinde, verilerin parametrik dağılım varsayımını karşılamaması durumunda Kruskal-Wallis H testi tercih edilmektedir. Kruskal-Wallis testi, parametrik yöntem olan tek yönlü ANOVA'nın parametrik olmayan karşılığıdır ve üç ya da daha fazla bağımsız grubun karşılaştırılmasına olanak tanır. Ancak bu test, yalnızca gruplar arasında genel bir fark olup olmadığını ortaya koyar; farkın hangi gruplar arasında olduğu konusunda bilgi vermez. Bu nedenle, Kruskal-Wallis testi sonucunda istatistiksel olarak anlamlı bir fark saptanması durumunda, bu farkın hangi grup çiftlerinden kaynaklandığını belirlemek için ikili karşılaştırmalar yapılması gerekmektedir. Bu tür ikili karşılaştırmalar için uygun parametrik olmayan yöntem ise Mann-Whitney U testidir. Mann-Whitney U testi, iki bağımsız grup arasındaki medyan farklılıklarını karşılaştırır ve parametrik olmayan verilerde güvenilir sonuçlar sunar.

Verilerin karşılaştırmalı analizinde, ilk aşamada her bir tesisin aylık bazda KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerine ait giriş ve çıkış konsantrasyonları değerlendirilmiştir. Aynı tesise ait giriş ve çıkış verileri bağımlı iki grup özelliği taşıdığından, bu gruplar arasındaki farkları ortaya koymak amacıyla Wilcoxon İşaretli Sıralar Testi kullanılmıştır. Bu test, her bir kirletici parametre açısından arıtma sürecinde gerçekleşen konsantrasyon değişimlerinin istatistiksel olarak anlamlı olup olmadığını değerlendirmeyi mümkün kılar. Wilcoxon testi, parametrik olmayan veri yapılarında bağımlı çiftlerin karşılaştırılmasında yaygın olarak tercih edilir ve özellikle giriş-çıkış verilerinin dağılımının normal olmaması durumlarında güvenilir sonuçlar sağlar.

Kirletici parametrelerin giriş ve çıkış konsantrasyonlarının mevsimsel olarak değerlendirilmesi amacıyla ise veriler dört mevsime (ilkbahar, yaz, sonbahar, kış) göre gruplandırılmış ve Kruskal-Wallis H testi ile analiz edilmiştir. Mevsimler arasında genel bir fark tespit edilmesi halinde, hangi mevsim çiftleri arasında bu farkın oluştuğunu belirleyebilmek amacıyla Mann-Whitney U testi ile ikili karşılaştırmalar yapılmıştır. Bu

testler, arıtma tesislerinin mevsimsel koşullara verdiği yanıtı değerlendirmek ve performans değişkenliğini belirlemek açısından önemli bulgular sunmuştur.

Öte yandan, giderim verimliliklerinin yıllara göre karşılaştırılması amacıyla da yine Kruskal-Wallis H testi kullanılmıştır. Bu bağlamda, her parametrenin yıllık ortalama giderim verimlilikleri karşılaştırılarak yıllar arasındaki performans değişiklikleri analiz edilmiştir. Benzer şekilde, giderim verimliliklerinin mevsimsel olarak karşılaştırılması sürecinde hem Kruskal-Wallis H testi hem de Mann-Whitney U testi kullanılmıştır. Buradaki tercihlerin temel nedeni, verilerin parametrik özellik göstermemesi ve karşılaştırılan grup sayılarının birden fazla olmasıdır. Kruskal-Wallis testi, mevsimler arasında genel bir fark olup olmadığını belirlerken; anlamlılık bulunması halinde hangi mevsimler arasında fark olduğunun ortaya konması amacıyla Mann-Whitney U testi ile ikili karşılaştırmalar gerçekleştirilmiştir.

Bu çok aşamalı istatistiksel değerlendirme yaklaşımı sayesinde, hem arıtma tesislerinin kendi iç performansları hem de mevsimsel ve yıllık değişkenliklere karşı gösterdikleri tepki istatistiksel olarak ortaya konmuştur. Elde edilen sonuçlar, tesislerin işletme koşulları, proses türleri ve çevresel faktörlerle olan ilişkilerinin daha derinlemesine analizine olanak tanımıştır.

Veri analiz süreci boyunca elde edilen sonuçların güvenilirliğini sağlamak adına, veriler analiz öncesinde hem Microsoft Excel hem de SPSS ortamında kontrol edilmiştir. Özellikle giderim verimliliği hesaplamaları, Excel ortamında formül tabanlı olarak gerçekleştirilmiş; istatistiksel değerlendirme ise yalnızca SPSS yazılımı üzerinden yapılmıştır. Grafiksel sunumlar ise SPSS Chart Editor aracılığıyla oluşturularak görsel anlatım desteklenmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Atıksu Kalite Parametrelerinin İstatistiksel İncelemesi

4.1.1. Normallik ve homojenlik testleri

Parametrik testler uygulanmadan önce normal dağılıma uygunluk ve varyansların homojenliği araştırılması gerekmektedir. SPSS ile yapılan normallik testinin sonuçları Çizelge 4.1’de gösterilirken ve homojenlik test sonuçları Çizelge 4.2’de gösterilmiştir. Çalışmada tesis adlarının kategorik olarak analizlerde kullanılabilmesi amacıyla “Tesis_Adi” değişkeni otomatik kodlama (Automatic Recode) yöntemiyle yeniden kodlanmıştır. Bu kapsamda, Gazipaşa AAT 1, Göynük AAT 2 ve Lara AAT 3 olarak kodlanmıştır.

Bu şekilde oluşturulan “Tesis_Kodu” değişkeni, faktör değişkeni olarak istatistiksel testler olan varyans homojenliği testi ve Kruskal-Wallis testinde kullanılmıştır. Böylece farklı tesislerin karşılaştırmalı analizleri daha sistematik bir şekilde gerçekleştirilmiştir. SPSS programı kullanılarak yapılan normallik (Shapiro-Wilk testi) ve homojenlik testleri sonucunda elde edilen bulgular, verilerin çoğunun $p < 0.05$ olduğuna işaret etmiş, dolayısıyla verilerin normal dağılım ve varyans homojenliği varsayımlarını tam anlamıyla sağlamadığı görülmüştür. Normallik testinde elde edilen anlamlılık düzeyi (Sig.) $p > 0.05$ olduğunda normal dağılım, varyans homojenlik testinde ise $p > 0.05$ olduğunda homojenlik kabul edilmektedir. Ancak bu çalışmada çoğu parametrede $p < 0.05$ bulunmuş ve bu nedenle verilerin normal dağılım ve homojenlik varsayımlarını sağlamadığı sonucuna varılmıştır. Bu sebeple, analizlerde parametrik olmayan istatistiksel testler kullanılmıştır.

Çizelge 4.1. Atıksu kalite parametrelerinin Shapiro-Wilk normallik testi sonuçları

Parametre	Kolmogorov-Smirnova ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
KOİ Giriş	0,106	119	0,002	0,943	119	0,000
KOİ Çıkış	0,075	119	0,094	0,940	119	0,000
BOİ Giriş	0,071	119	,200*	0,964	119	0,003
BOİ Çıkış	0,155	119	0,000	0,856	119	0,000
AKM Giriş	0,092	119	0,015	0,947	119	0,000
AKM Çıkış	0,123	119	0,000	0,866	119	0,000
TN Giriş	0,065	119	,200*	0,983	119	0,142
TN Çıkış	0,090	119	0,019	0,933	119	0,000
TP Giriş	0,172	119	0,000	0,816	119	0,000
TP Çıkış	0,128	119	0,000	0,874	119	0,000

*. Gerçek önemin alt sınırı

a. Lilliefors Önem Düzeltmesi

Çizelge 4.2. Atıksu kalite parametrelerinin Levene homojenlik testi sonuçları

Parametre	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
KOİ Giriş	14,689	2	132	$1,73 \times 10^{-6}$
KOİ Çıkış	8,281	2	132	$4,09 \times 10^{-4}$
BOİ Giriş	63,232	2	132	$5,48 \times 10^{-20}$
BOİ Çıkış	30,492	2	132	$1,29 \times 10^{-11}$
AKM Giriş	11,154	2	132	$3,34 \times 10^{-5}$
AKM Çıkış	16,406	2	132	$4,33 \times 10^{-7}$
TN Giriş	34,680	2	131	$8,17 \times 10^{-13}$
TN Çıkış	0,517	2	131	0,597
TP Giriş	12,720	2	121	$9,68 \times 10^{-6}$
TP Çıkış	10,964	2	118	$4,29 \times 10^{-5}$

4.1.2. Giriş ve çıkış verileri arasındaki farkın incelenmesi

Wilcoxon İşaretli Sıralar Testi, eşleşik örneklem için parametrik olmayan bir test olup, çift ölçümler arasındaki farkın anlamlı olup olmadığını değerlendirmek için kullanılmıştır. Bu çalışmada KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametreleri için giriş ve çıkış verileri arasındaki farkın anlamlılığı incelenmiştir. Yapılan analizler sonucu Çizelge 4.3’da gösterilmiş ve tüm parametrelerde $p < 0,001$ bulunmuş, bu da giriş ve çıkış verileri arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olduğunu göstermiştir.

Çizelge 4.3. Atıksu kalite parametrelerinin Wilcoxon işaretli sıralar testi sonuçları

Parametre	p Değeri	Sonuç
KOİ (Giriş-Çıkış)	$<0,001$	Anlamlı fark var
BOİ (Giriş-Çıkış)	$<0,001$	Anlamlı fark var
AKM (Giriş-Çıkış)	$<0,001$	Anlamlı fark var
TN (Giriş-Çıkış)	$<0,001$	Anlamlı fark var
TP (Giriş-Çıkış)	$<0,001$	Anlamlı fark var

Sonuçlar, atıksu arıtma tesislerinde uygulanan arıtma işlemlerinin bu parametrelerde önemli iyileşmelere yol açtığını ortaya koymuştur. Bu bulgu, tesislerin arıtma etkinliklerinin istatistiksel olarak kanıtlandığını ve tesislerin çevre koruma açısından önemli bir rol oynadığını desteklemektedir.

4.1.3. Arıtma tesisleri arasındaki farklılıkların incelenmesi

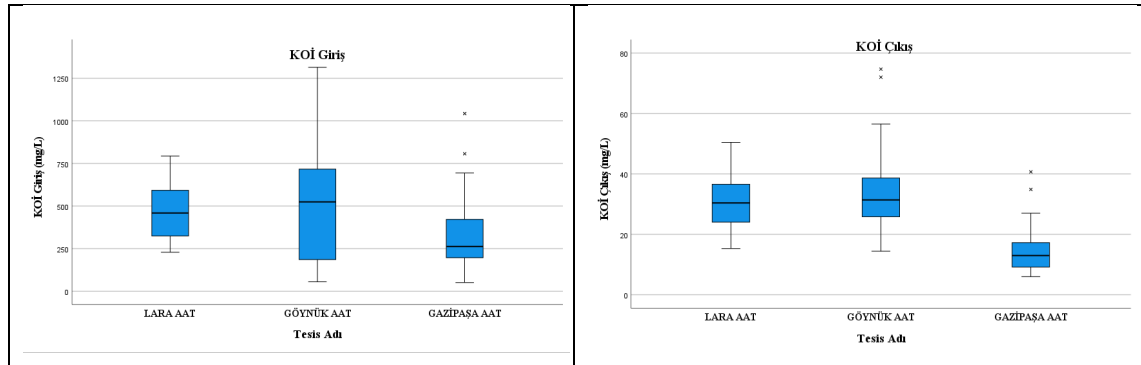
Kruskal-Wallis H testi, üç veya daha fazla bağımsız grubun medyanları arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olup olmadığını test etmek için kullanılan parametrik olmayan bir testtir. Bu çalışmada, farklı atıksu arıtma tesislerinden elde edilen KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerinin giriş ve çıkış verileri tesisler arasında karşılaştırılmıştır. Yapılan analizlerin sonuçları Çizelge 4.4’te gösterilmiştir.

Çizelge 4.4. Atıksu kalite parametrelerinin Kruskal-Wallis testi sonuçları

Parametre	p Değeri	Sonuç
KOİ Giriş	0,0002	Anlamlı fark var
KOİ Çıkış	0,0000	Anlamlı fark var
BOİ Giriş	0,0000	Anlamlı fark var
BOİ Çıkış	0,0000	Anlamlı fark var
AKM Giriş	0,0000	Anlamlı fark var
AKM Çıkış	0,0000	Anlamlı fark var
TN Giriş	0,0250	Anlamlı fark var
TN Çıkış	0,0000	Anlamlı fark var
TP Giriş	0,0100	Anlamlı fark var
TP Çıkış	0,2490	Anlamlı fark yok

Sonuçlara göre, TP çıkış değeri hariç tüm parametrelerde $p < 0,05$ bulunmuş ve tesisler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olduğu gözlenmiştir. Bu bulgu, her tesisin farklı tasarım, işletme koşulları ve atıksu karakteristiklerine sahip olmasından dolayı arıtma verimliliğinin değişiklik gösterdiğini ortaya koymaktadır. TP çıkış parametresi için anlamlı fark bulunamaması, bu parametrede tesisler arasında benzer performanslar elde edildiğini göstermektedir.

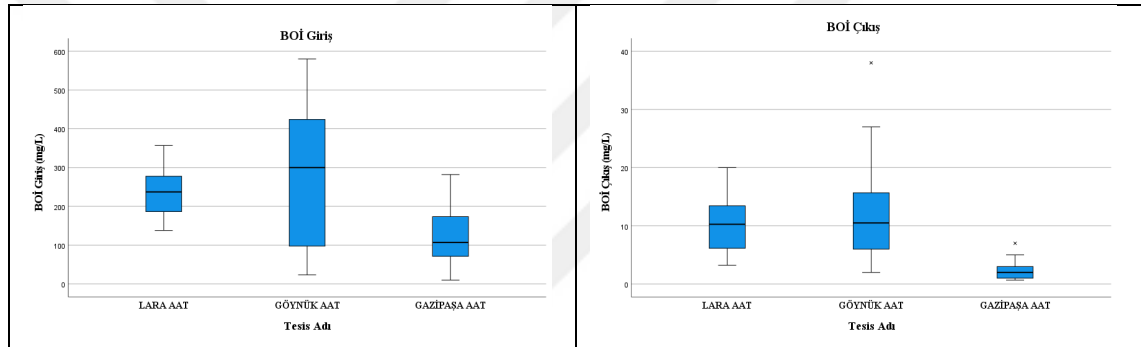
Kruskal-Wallis testleri için kullanılan grafikler, tesisler arası farklılıkları incelemek amacıyla yapılmıştır. Veri çıktıları grafik haline getirilerek tesisler arasındaki farklılıklar daha kolay bir şekilde incelenmiştir. KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerinin giriş ve çıkış verileri tesisler arasındaki karşılaştırmalarının grafiği çizilmiştir. Şekil 4.1’de KOİ giriş ve çıkış parametrelerinin tesisler arasındaki farklılıkları gösterilmiştir.

**Şekil 4.1.** KOİ giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Gazipaşa, Göynük ve Lara AAT’ye ait KOİ giriş-çıkış verileri Kruskal-Wallis testiyle değerlendirilmiştir. Anlamlı fark ($p < 0.05$) bulunmuş ve grafik, KOİ değerlerinin tesisler arasında değiştiğini göstermektedir. Göynük AAT’nin daha yüksek KOİ değerleri, bölgedeki endüstriyel yükün daha yoğun olmasından ve nüfus yoğunluğunun fazla olmasından kaynaklanıyor olabilir. Gazipaşa AAT’de daha düşük değerler ise, daha az sanayi kaynaklı atıksuyun bulunması veya evsel atıksuyun karakteristiğinin düşük KOİ

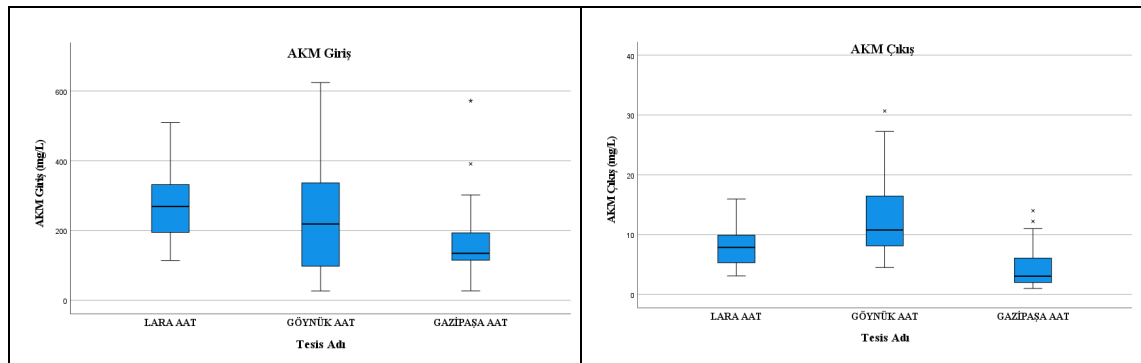
içerikli olmasından kaynaklanabilir. KOİ çıkış değerlerin de ise, grafik, tesislerin arıtma verimliliği açısından farklı çıktılar ürettiğini göstermektedir. Özellikle Lara AAT’de çıkış değerlerinin görece yüksek olması, beş basamaklı Bardenpho prosesinin daha az etkili olduğu veya karbon gideriminin yetersiz olduğunu işaret edebilir. Gazipaşa AAT’deki düşük çıkış değerleri ise membran proseslerinin daha verimli işlediğini düşündürmektedir.

Şekil 4.2’de BOİ giriş ve çıkış parametrelerinin tesisler arasındaki farklılıkları gösterilmiştir. BOİ giriş-çıkış değerlerinde tesisler arasında anlamlı farklar mevcuttur. Lara AAT’nin daha düşük BOİ yüküne sahip olması, atıksuyun ön işlemden geçirilerek tesise ulaştığını ya da KOİ/BOİ oranının yüksekliğine işaret eden kompleks kirleticilerin bulunduğunu gösterebilir. Tesisler BOİ düşük çıkış değerleri Gazipaşa AAT’de görülmüştür. Bu durum biyolojik arıtım performansının Gazipaşa AAT’de daha etkin olduğuna işaret etmektedir. Göynük AAT’deki yüksek çıkış değerleri, mikroorganizma faaliyetlerini etkileyen yetersiz havalandırma veya çamur yaşının düşüklüğüne bağlı olabilir.



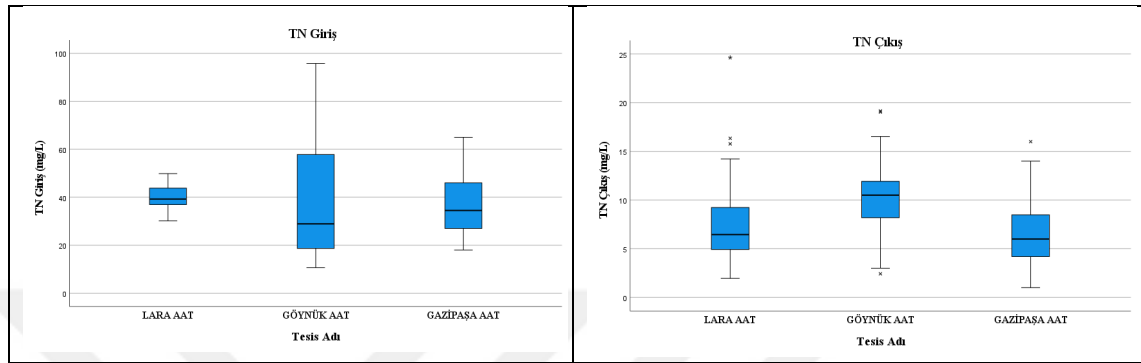
Şekil 4.2. BOİ giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.3’te AKM giriş ve çıkış parametrelerinin tesisler arasındaki farklılıkları gösterilmiştir. AKM giriş-çıkış değerlerinde tesisler arasında anlamlı farklar mevcuttur. Giriş AKM değerlerinde tesisler arasında belirgin farklar gözlenmiştir. Bu farklar, yağışlı dönemlerde yüzeysel suların kanalizasyon sistemine karışmasıyla artan AKM yükünden veya farklı bölgelerdeki altyapı bağlantılarının durumundan kaynaklanabilir. Göynük AAT’deki yüksek AKM çıkışı, çökeltim havuzlarındaki yetersizliğe veya kimyasal çöktürme prosesinin uygulanmamasına işaret edebilir.



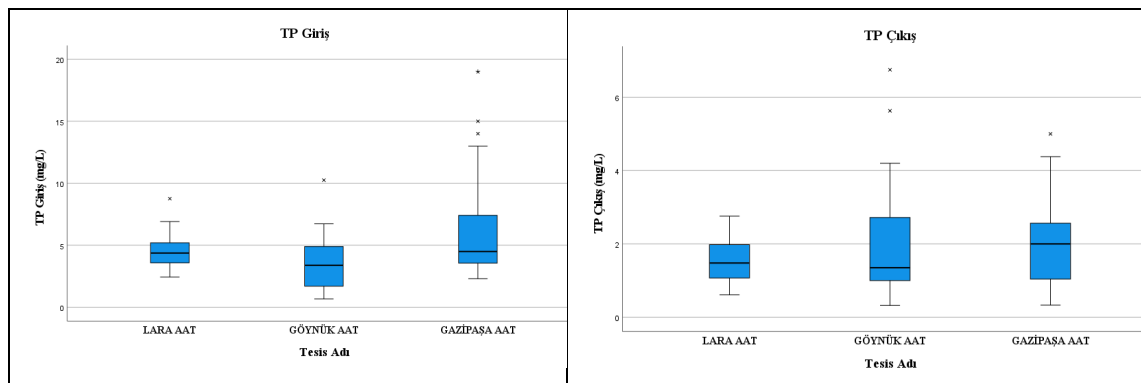
Şekil 4.3. AKM giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.4'te TN giriş ve çıkış parametrelerinin tesisler arasındaki farklılıkları gösterilmiştir. TN giriş-çıkış değerlerinde tesisler arasında anlamlı farklar mevcuttur. Giriş TN değerlerinde de tesisler arasında farklılıklar gözlemlenmiştir. Göynük AAT'deki yüksek değerler, endüstriyel azot bileşenlerinin varlığıyla veya kanalizasyon sistemine sızan tarımsal kaynaklı atıklardan kaynaklanabilir. Gazipaşa ve Lara AAT'de düşük çıkış değerleri, etkili bir nitrifikasyon/denitrifikasyon süreci olduğunu, Göynük AAT'deki yüksek çıkışlar ise bu süreçte verimsizlik yaşandığını gösterebilir.



Şekil 4.4. TN giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.5'te TP giriş ve çıkış parametrelerinin tesisler arasındaki farklılıkları gösterilmiştir. TP giriş değerlerinde tesisler arasında anlamlı farklar mevcuttur. Giriş TP değerlerinde gözlenen farklar, farklı bölgelerdeki fosfor yükü kaynaklarının çeşitliliğinden kaynaklanabilir. Gazipaşa AAT'deki yüksek fosfor girişi, deterjan kullanımı ve evsel atıklardaki yoğunlukla ilişkili olabilir. TP çıkış değerlerinde anlamlı fark saptanmamıştır ($p>0.05$). Bu durum, fosfor giderimi konusunda tesislerin benzer düzeyde performans gösterdiğini ortaya koymaktadır.



Şekil 4.5. TP giriş-çıkış değerlerinin tesislere göre dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

4.2. Atıksu Parametrelerinin Mevsimsel Dağılım Analizi

4.2.1. Mevsimsel farklılıkların genel değerlendirmesi

Lara AAT, Göynük AAT ve Gazipaşa AAT'den elde edilmiş olan giriş ve çıkış atıksu parametreleri 2021-2024 yıllarına ait verilerin mevsimlere göre değişimi bu bölümde incelenmiştir. SPSS programı kullanılarak yapılan normallik ve homojenlik

testleri sonucunda elde edilen bulgular, verilerin çoğunun $p < 0,05$ olduğuna işaret etmiş, dolayısıyla verilerin normal dağılım ve varyans homojenliği varsayımlarını tam anlamıyla sağlamadığı görülmüştür. Bu yüzden parametrik olmayan istatistiksel testler kullanılmıştır. İlk olarak Kruskal-Wallis H testi yapılmıştır. Buradan elde edilen sonuçlara göre post hoc çoklu karşılaştırma yöntemi olarak Bonferroni düzeltmeli Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. SPSS yardımıyla Kruskal-Wallis H testi yapılmış olup, Çizelge 4.5'te görülen Kruskal-Wallis P sütununda görülen anlamlılık düzeyleri elde edilmiştir.

Kruskal-Wallis H testi sonuçlarına göre KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerinin giriş değerlerinde mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur ($p < 0,05$). Bu durum, atıksuyun yıl içindeki fizikokimyasal değişkenliğini ortaya koymaktadır. Ancak bu parametrelerin çıkış değerlerinde anlamlı bir fark saptanmamıştır ($p > 0,05$). Bu da arıtma proseslerinin mevsimsel değişkenlikten daha az etkilendiğini göstermektedir. TP-Çıkış parametresi hariç olmak üzere, çıkış verileri mevsimsel olarak stabil kalmıştır.

4.2.2. Mevsim çiftleri arasındaki farkların incelenmesi

Kruskal-Wallis H testi, üç veya daha fazla bağımsız grubun medyanları arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olup olmadığını belirlemek için kullanılan parametrik olmayan bir testtir. Ancak bu test yalnızca gruplar arasında genel bir farkın varlığını gösterir; farkın hangi gruplar arasında ortaya çıktığı hakkında bilgi vermez. Bu nedenle, Kruskal-Wallis testi sonucunda istatistiksel olarak anlamlı bir fark saptandığında ($p < 0.05$), çoklu karşılaştırma testi yapılması gerekir. Bu çalışmada post-hoc çoklu karşılaştırma yöntemi olarak, ikili gruplar arasında farkı test etmek amacıyla Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. Ayrıca çoklu karşılaştırmalarda tip I hata olasılığını azaltmak amacıyla Bonferroni düzeltmesi kullanılmış ve anlamlılık düzeyi (α) $0.05/6 = 0.0083$ olarak belirlenmiştir. Elde edilen p değerleri bu sınırla karşılaştırılarak hangi mevsim çiftleri arasında anlamlı fark olduğu değerlendirilmiştir.

Kruskal-Wallis H testi sonucunda KOİ, BOİ, AKM ve TN parametrelerinin giriş değerlerinde ve TP parametresinin hem giriş hem de çıkış değerlerinde anlamlı fark saptandığı için sadece bu değişkenler üzerinde Mann-Whitney U testi uygulanmış ve Çizelge 4.6'da gösterildiği gibi sonuçlar elde edilmiştir. Mann-Whitney U testi, parametrik olmayan iki grup karşılaştırmalarında kullanılan güçlü bir yöntem olup bu çalışmada mevsimsel değişimler göz önüne alınarak yapılmıştır. Yaz-Kış, İlkbahar-Yaz, Kış-Sonbahar, Kış-İlkbahar, Yaz-Sonbahar ve İlkbahar-Sonbahar olmak üzere toplam 6 ikili karşılaştırma gerçekleştirilmiştir.

KOİ giriş ve BOİ giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı kutu grafiği ile Şekil 4.6'da ve Şekil 4.7'de gösterilmiştir. KOİ ve BOİ giriş parametrelerine ilişkin olarak yapılan Mann-Whitney U testi sonuçlarına göre, Kış-Yaz, Kış-Sonbahar ve Kış-İlkbahar mevsim çiftleri arasında istatistiksel olarak anlamlı farklar saptanmıştır. Bu durum, özellikle kış aylarında KOİ ve BOİ değerlerinin diğer mevsimlere göre farklı bir dağılım gösterdiğini ve kış mevsiminin bu parametreler üzerinde belirgin bir etkiye sahip olabileceğini göstermektedir. Bunun sebebi, yağışlarla birlikte kanal sistemine taşınan kirleticilerin artması ve azalan sıcaklıkların mikrobiyal çözünürlüğü azaltması olabilir. Kış aylarında atıksuların organik yükünün artabileceğini veya debi değişimleri nedeniyle

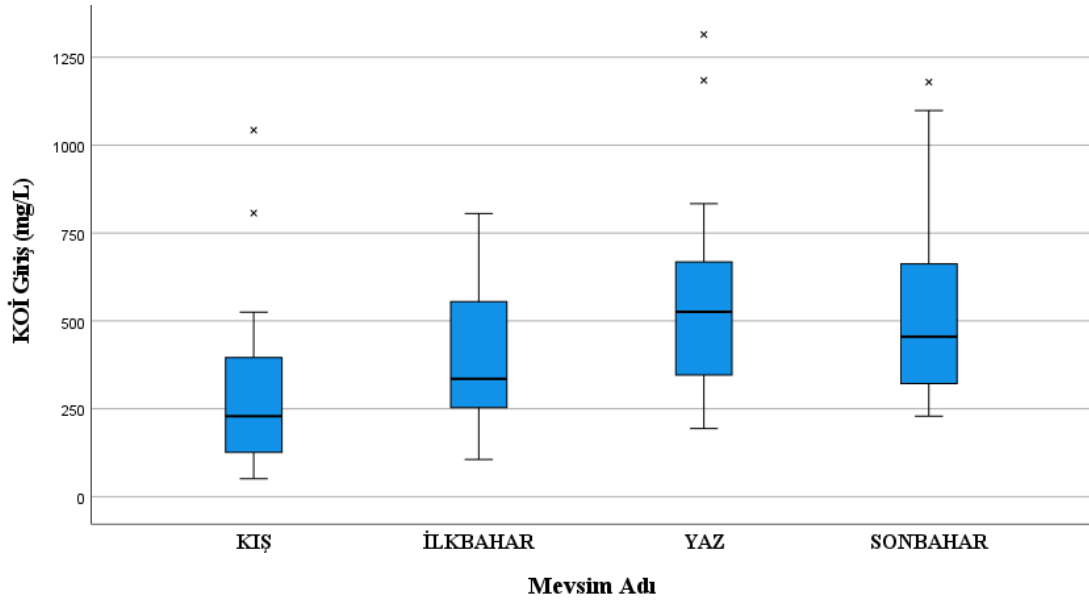
seyreltme etkisinin azalmış olabileceğini düşündürmektedir.

Çizelge 4.5. Atıksu parametrelerinin mevsimsel karşılaştırılması

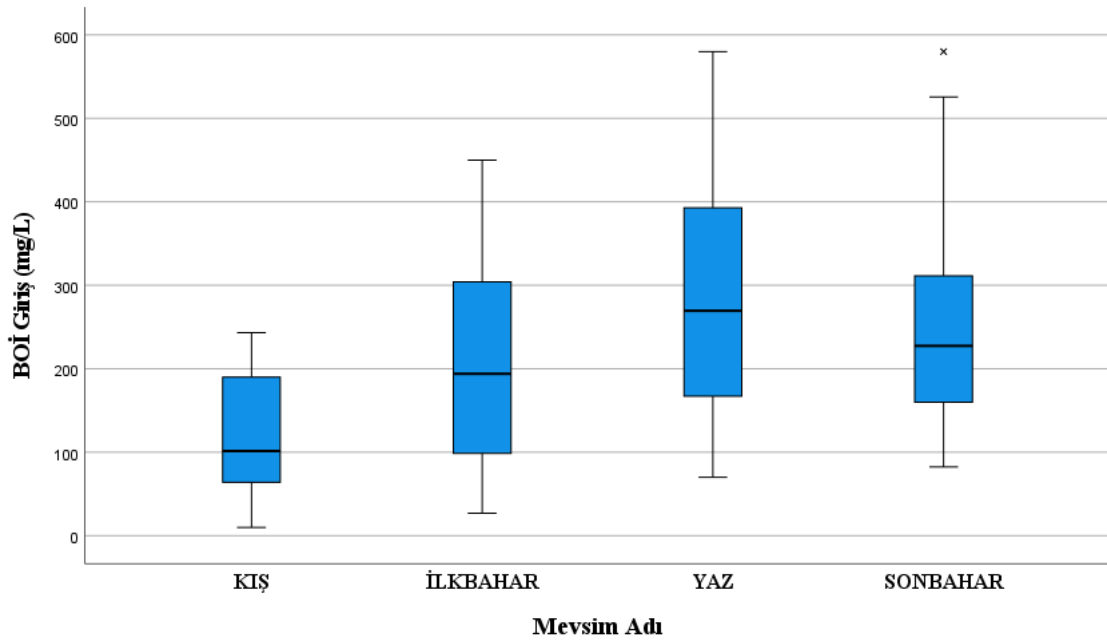
Parametre	Mevsim	N	Ortalama	Medyan	Standart Sapma	Min.	Maks.	Kruksal Wallis p
KOİ Giriş	İlkbahar	33	381,2	317,0	206,1	106,0	805,7	1,54x10 ⁻⁰⁶
	Kış	33	283,9	229,0	219,6	51,0	1043,0	
	Sonbahar	33	529,2	462,5	231,9	229,2	1179,7	
	Yaz	36	535,1	526,1	256,1	194,0	1315,0	
KOİ Çıkış	İlkbahar	33	22,9	22,4	11,2	7,3	56,5	0,084
	Kış	33	23,5	26,3	11,0	6,0	40,1	
	Sonbahar	33	28,6	27,0	10,7	12,0	52,6	
	Yaz	36	30,3	27,5	6,5	74,7	68,1	
BOİ Giriş	İlkbahar	33	195,4	162,7	118,4	27,0	450,0	9,89x10 ⁻⁰⁷
	Kış	33	123,6	101,5	77,0	10,0	243,3	
	Sonbahar	33	260,9	232,5	120,6	82,5	580,0	
	Yaz	36	280,5	269,5	143,2	70,0	580,0	
BOİ Çıkış	İlkbahar	33	7,5	7,0	6,4	0,7	21,5	0,77
	Kış	33	8,1	6,1	6,2	1,0	19,6	
	Sonbahar	33	8,4	6,0	6,4	1,0	24,5	
	Yaz	36	8,7	6,1	8,2	1,0	38,0	
AKM Giriş	İlkbahar	33	189,7	156,0	109,4	28,0	509,4	1x10 ⁻⁰⁶
	Kış	33	148,3	125,0	114,6	26,5	572,0	
	Sonbahar	33	262,3	266,1	119,4	101,0	624,0	
	Yaz	36	284,8	274,0	128,4	98,0	609,4	
AKM Çıkış	İlkbahar	33	6,9	6,1	3,5	1,0	17,9	0,50
	Kış	33	8,1	8,6	3,9	1,8	16,3	
	Sonbahar	33	9,0	7,8	6,9	1,1	27,3	
	Yaz	36	9,3	7,5	7,1	1,0	30,7	
TN Giriş	İlkbahar	33	31,6	31,0	9,8	13,7	47,8	3,65 x10 ⁻⁰⁶
	Kış	33	30,4	28,2	13,7	10,7	65,0	
	Sonbahar	31	42,3	40,0	11,7	18,7	68,6	
	Yaz	36	45,3	40,2	14,9	26,0	95,8	
TN Çıkış	İlkbahar	33	7,9	6,7	4,7	1,0	24,6	0,12
	Kış	33	9,3	9,3	3,4	4,0	16,3	
	Sonbahar	31	7,4	7,2	3,2	2,0	15,3	
	Yaz	36	8,0	6,9	4,4	2,0	19,2	
TP Giriş	İlkbahar	28	4,2	3,7	1,9	1,2	9,0	1,18 x10 ⁻⁰⁷
	Kış	30	3,7	3,1	3,0	0,7	15,0	
	Sonbahar	30	5,1	4,5	1,9	3,1	11,0	
	Yaz	32	6,3	5,1	3,4	2,4	19,0	
TP Çıkış	İlkbahar	28	1,4	1,1	1,0	0,3	5,0	0,001
	Kış	30	1,6	1,4	0,9	0,4	4,0	
	Sonbahar	30	2,0	1,7	1,2	0,5	5,6	
	Yaz	32	2,2	2,0	1,2	0,6	6,8	

Çizelge 4.6. Mann-Whitney U ile mevsim çiftlerinin analizi

Parametre	Mevsim Çifti	p Değeri	Anlamlılık ($p \leq 0,0083$)
KOİ Giriş	Kış-Yaz	$7,03 \times 10^{-06}$	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,024	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	$3,64 \times 10^{-05}$	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,0063	Anlamlı fark var ✓
	Yaz-Sonbahar	0,708	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,0369	Anlamlı fark yok ✗
BOİ Giriş	Kış-Yaz	$1,90 \times 10^{-06}$	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,028	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	$1,70 \times 10^{-05}$	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,00466	Anlamlı fark var ✓
	Yaz-Sonbahar	0,435	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,108	Anlamlı fark yok ✗
AKM Giriş	Kış-Yaz	$6,28 \times 10^{-06}$	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,0031	Anlamlı fark var ✓
	Kış-Sonbahar	$6,97 \times 10^{-05}$	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,029	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,334	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,033	Anlamlı fark yok ✗
TN Giriş	Kış-Yaz	0,00012	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,00049	Anlamlı fark var ✓
	Kış-Sonbahar	0,00086	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,29875	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,746	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,00436	Anlamlı fark var ✓
TP Giriş	Kış-Yaz	$1,17 \times 10^{-06}$	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,000303	Anlamlı fark var ✓
	Kış-Sonbahar	$1,46 \times 10^{-05}$	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,0623	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,0706	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,0055	Anlamlı fark var ✓
TP Çıkış	Kış-Yaz	0,0134	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Yaz	$3,94 \times 10^{-05}$	Anlamlı fark var ✓
	Kış-Sonbahar	0,1793	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-İlkbahar	0,0690	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,3692	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,0042	Anlamlı fark var ✓

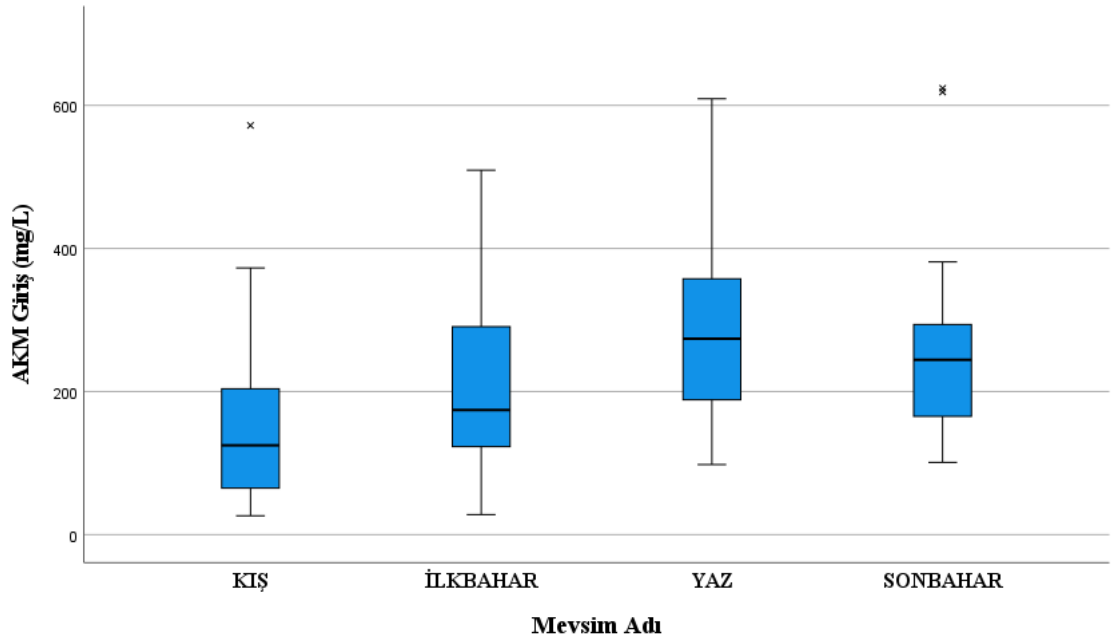


Şekil 4.6. KOİ giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)



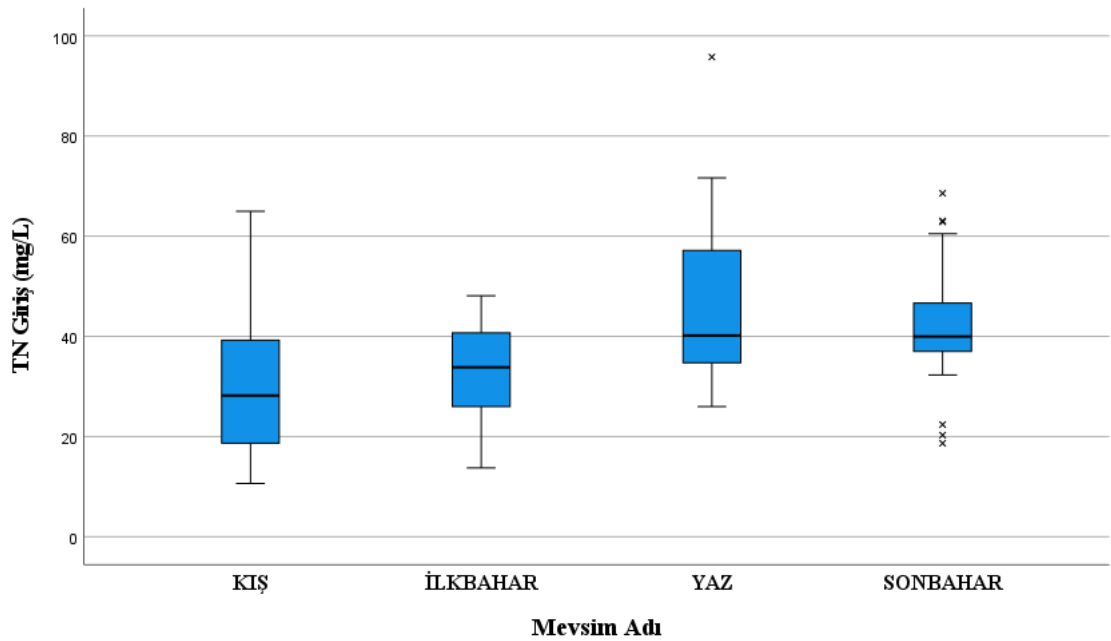
Şekil 4.7. BOİ giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)

AKM giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı kutu grafiği ile Şekil 4.8’de gösterilmiştir. AKM giriş parametresi incelendiğinde, Kış–Yaz, İlkbahar–Yaz ve Kış–Sonbahar mevsim çiftleri arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar belirlenmiştir. Kış ve ilkbahar aylarında yüksek AKM seviyeleri, yağışlı havalarda yüzeysel akışla gelen kirleticilerin kanalizasyona karışmasından kaynaklanmaktadır. Yaz aylarında düşük medyan değerleri, bu katkının azaldığını göstermektedir. Bununla birlikte AKM değerlerindeki bu farklılıklar, sedimentasyon ya da ön arıtma verimliliklerinin mevsimsel olarak değişebileceğine de işaret etmektedir.

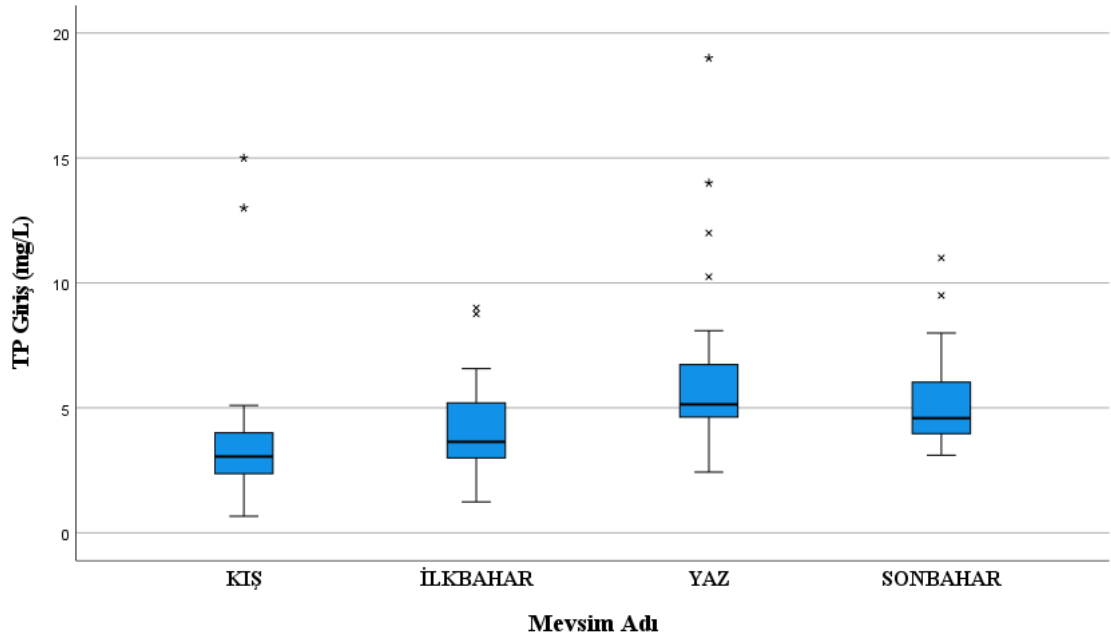


Şekil 4.8. AKM giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)

TN giriş ve TP giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı kutu grafiği ile Şekil 4.9'da ve Şekil 4.10'da gösterilmiştir. TN ve TP giriş parametrelerinde ise mevsimsel değişimin daha yaygın olduğu görülmüştür. Kış–Yaz, İlkbahar–Yaz, Kış–Sonbahar ve İlkbahar–Sonbahar mevsim çiftleri arasında her iki parametre için de anlamlı farklar gözlemlenmiştir. Bu durum, azot ve fosfor yüklerinin yıl içerisinde önemli ölçüde dalgalandığını ve mevsimsel koşullara (sıcaklık, tarımsal faaliyetler, kanalizasyon yükleri vb.) bağlı olarak değişiklik gösterdiğini ortaya koymaktadır.

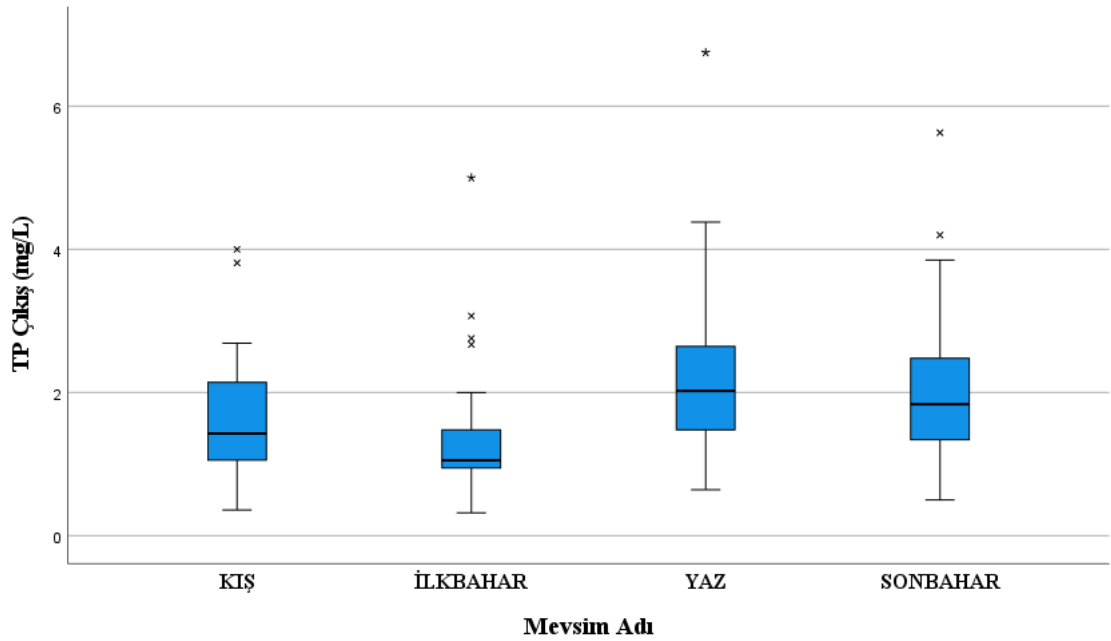


Şekil 4.9. TN giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)



Şekil 4.10. TP giriş değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)

TP çıkış değerlerinin mevsimlere göre dağılımı kutu grafiği ile Şekil 4.11’de gösterilmiştir. TP çıkış parametresine ait veriler incelendiğinde, yalnızca İlkbahar–Sonbahar mevsim çifti arasında istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilmiştir. Bu durum, çıkış sularındaki fosfor gideriminin mevsimsel koşullara göre belirli dönemlerde değişkenlik gösterebildiğini, ancak genel olarak daha stabil kaldığını göstermektedir. Bahar aylarında artan evsel deterjan kullanımına veya çöktürme havuzlarında fosfor gideriminin değişkenliğine bağlı olabilir.



Şekil 4.11. TP çıkış değerlerinin mevsimlere göre dağılımı (Mann-Whitney U testi)

4.3. Yıllara Göre Arıtma Tesislerinin Performans Eğilimleri

Bu bölümde, atıksu arıtma tesislerinin yıllara göre performanslarındaki değişim istatistiksel yöntemlerle değerlendirilmiştir. Her bir tesisin KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP giderim verimlilikleri yıllık bazda analiz edilmiş; zaman içerisindeki eğilimler belirlenmiştir. Analizlerde, verilerin normal dağılım göstermemesi ve varyansların homojen olmaması nedeniyle parametrik olmayan test yöntemleri tercih edilmiştir. Tanımlayıcı istatistiklerle yıllık ortalama değerler ortaya konmuş, ardından Kruskal-Wallis H testi ile yıllar arasındaki farkın anlamlılığı sorgulanmıştır. Elde edilen bulgular, hem tesislerin proses karakteristiklerinin yıllar içinde değişen performanslarını hem de dışsal faktörlerin arıtma verimliliğine olan etkisini ortaya koymaktadır. Yıllık performans değerlendirmesi, çevresel yönetim planlarının geliştirilmesi açısından önem taşımaktadır (Tchobanoglous vd. 2003).

4.3.1. Yıllık ortalama değerlerin istatistiksel incelemesi

Atıksu arıtma tesislerinin yıllara göre arıtma performansındaki eğilimleri tanımlayıcı istatistikler aracılığıyla değerlendirilmiştir. Her bir parametreye ait verimlilik oranları yıllık olarak analiz edilmiş; ortalama, medyan, minimum–maksimum değerler ile standart sapma gibi dağılım ölçütleri elde edilmiştir (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7. Yıllara göre parametre bazlı giderim verimliliği

Parametre	Yıllar	N	Ortalama	Medyan	Standart Sapma	Min.	Maks.
KOİ Verimi	2021	36	91,94	94,83	10,10	44,52	98,75
	2022	36	90,58	92,40	5,53	71,65	96,73
	2023	36	93,83	94,90	3,97	80,91	97,65
	2024	27	92,43	93,19	3,78	81,51	97,04
BOİ Verimi	2021	36	93,36	95,84	10,08	41,43	99,37
	2022	36	93,91	95,54	5,73	74,07	98,71
	2023	36	96,50	97,74	3,79	81,47	99,53
	2024	27	97,15	98,02	1,96	90,00	98,92
AKM Verimi	2021	36	93,83	96,87	9,30	52,83	98,74
	2022	36	93,53	95,29	5,38	78,06	99,10
	2023	36	96,28	97,51	3,39	81,82	99,21
	2024	27	95,61	96,89	4,39	80,40	99,33
TN Verimi	2021	35	77,30	82,61	14,79	43,77	96,49
	2022	36	70,44	78,54	17,81	31,76	89,84
	2023	35	77,35	82,86	17,96	14,97	91,26
	2024	27	74,06	82,76	17,50	16,31	88,46
TP Verimi	2021	35	64,92	69,23	24,08	8,70	94,74
	2022	27	48,53	52,30	20,23	0,84	81,35
	2023	29	59,09	61,42	22,07	3,23	91,93
	2024	23	61,13	64,11	21,85	16,04	90,36

KOİ giderim verimliliği yıllar içerisinde genel olarak yüksek bir performansa sahip olmuştur. 2022 yılında KOİ giderim verimliliği ortalama %90,58 ile hafif bir düşüş gözlenmiş, bu durum muhtemelen artan debiler, düşük sıcaklıklar veya tesislerin bakım süreçleriyle ilişkili olabilmektedir. 2023 yılında yeniden artış göstererek %93,83 seviyesine çıkmıştır. Standart sapma değerlerinin 2021’de %10,10 ile daha yüksek olması, bu yıl içinde tesis performanslarında daha fazla dalgalanma yaşandığının bir göstergesidir.

BOİ gideriminde 2021’den 2024’e kadar sürekli bir iyileşme eğilimi gözlemlenmiştir. 2024 yılında ortalama verimlilik %97,15’e ulaşarak en yüksek seviyeye çıkmıştır. Bu artış, tesislerin organik madde yüküyle başa çıkma kapasitelerinin geliştiğini göstermektedir. Standart sapmanın giderek azalması da, sürecin daha stabil hale geldiğine işaret eder.

AKM giderim verimliliği, tüm yıllarda yüksek giderim performansına sahiptir. 2023’te %96,28 ortalama ile zirveye ulaşmıştır. 2021 yılında standart sapma değerinin %9,30 ile en yüksek değere sahip olduğu için 2021 yılı içerisindeki veriler daha değişkendir. Bu durum da muhtemelen yağışlı dönemlerde kanal sistemine karışan yüzeysel akışlardan kaynaklanan giriş yükü dalgalanmalarını yansıtmaktadır.

Azot gideriminde yıllara göre istikrarsızlık gözlenmektedir. 2022 yılında ortalama %70,44 ile belirgin bir giderim düşüklüğü yaşanmıştır. Bu düşüş, muhtemelen düşük sıcaklıkların nitrifikasyon/denitrifikasyon süreçlerini yavaşlatmasından kaynaklanmaktadır. 2023’te bir toparlanma olsa da 2024’te yeniden düşüş gözlemlenmiştir. Standart sapma değerlerinin yüksek olması da biyolojik azot gideriminin çevresel değişkenlere oldukça duyarlı olduğunu göstermektedir. Fosfor gideriminde de önemli dalgalanmalar gözlenmiştir. Özellikle 2022 yılında ortalama verim %48,53’e kadar düşmüştür. Bu durum, kimyasal çöktürme prosesinde yaşanan aksaklıklar veya dozajlamadaki tutarsızlıklardan kaynaklanmış olabilir. 2023 ve 2024 yıllarında toparlanma eğilimi görülmektedir. Bu değerlerin, proses kontrolünün iyileştirilmesiyle daha stabil hale getirilebileceği değerlendirilmektedir.

Bu tez çalışmasında kullanılan atıksu arıtma verilerinin TN ve TP değerlerinin bazıları, hesaplama sürecinde teknik sınırlılıklar nedeniyle analiz dışı bırakılmıştır. Çizelge 4.7’de N değerleri o veriye ait ne kadar veriye sahip olduğunun göstergesidir. TN ve TP giderim verimliliğinin N değerlerine baktığımızda diğer parametrelerin giderim verimliliğine göre daha az olduğu görülmektedir. Bunun sebebi, verimlilik hesaplamalarında çıkış konsantrasyonunun giriş konsantrasyonuna oranlanması sırasında, giriş değerinin sıfıra çok yakın ya da doğrudan sıfır olması bazı hücrelerde tanımsız (#SAYI/0!) ya da negatif verimlilik sonuçlarına yol açmıştır. Bu tür durumlar istatistiksel analizlerde yanıltıcı etkiler oluşturabileceğinden dolayı, “istisnai koşullar” kapsamında değerlendirilerek analiz dışı bırakılmıştır. Elde edilen sonuçların geçerliliği, yalnızca hesaplanabilir ve güvenilir veriler üzerinden yapılan analizlerle sağlanmıştır. Bu yüzden TN ve TP giderim verimliliğinde dalgalanmaların yaşanmasının sebebi bu olabilmektedir.

Analizlere başlamadan önce, verilerin istatistiksel olarak değerlendirmeye uygunluğunu kontrol etmek amacıyla normallik ve homojenlik testleri uygulanmıştır. SPPS ile yapılan normallik testinin sonuçları Çizelge 4.8’de gösterilirken ve homojenlik

test sonuçları Çizelge 4.9’da gösterilmiştir.

Çizelge 4.8. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Shapiro-Wilk normallik testi sonuçları

Parametre	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
KOİ Verimi	0,210	113	2,2x10 ⁻¹³	0,563	113	8,9 x10 ⁻¹⁷
BOİ Verimi	0,267	113	4,05x10 ⁻²²	0,459	113	1,4x10 ⁻¹⁸
AKM Verimi	0,262	113	2,9x10 ⁻²¹	0,513	113	1,1 x10 ⁻¹⁷
TN Verimi	0,181	113	8,5x10 ⁻¹⁰	0,832	113	5,4x10 ⁻¹⁰
TP Verimi	0,096	113	0,012	0,960	113	0,0017

a. Lilliefors Significance Correction

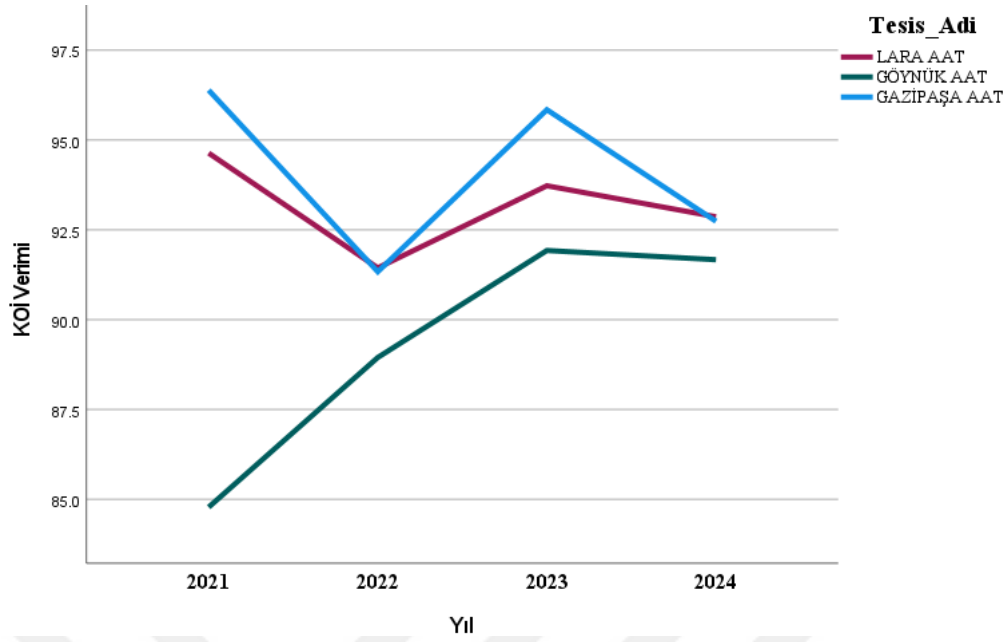
Çizelge 4.9. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Levene homojenlik testi sonuçları

Parametre	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
KOİ Verimi	15,926	2	132	6,3 x10 ⁻⁰⁷
BOİ Verimi	11,458	2	132	2,5 x10 ⁻⁰⁵
AKM Verimi	8,828	2	132	2,5 x10 ⁻⁴
TN Verimi	8,963	2	130	2,2 x10 ⁻⁴
TP Verimi	8,019	2	111	5,5 x10 ⁻⁴

Shapiro-Wilk testi sonuçlarına göre KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP verimlilik değerleri normal dağılım göstermemektedir ($p < 0.05$). Benzer şekilde, Levene’s testi ile varyans homojenliği incelendiğinde varyansların eşit olmadığı belirlenmiştir ($p < 0.05$). Bu nedenle, yıllık ortalama verimlilik değerlerinin karşılaştırılmasında parametrik olmayan yöntemlerin kullanılmasına karar verilmiştir (Özdamar 1999).

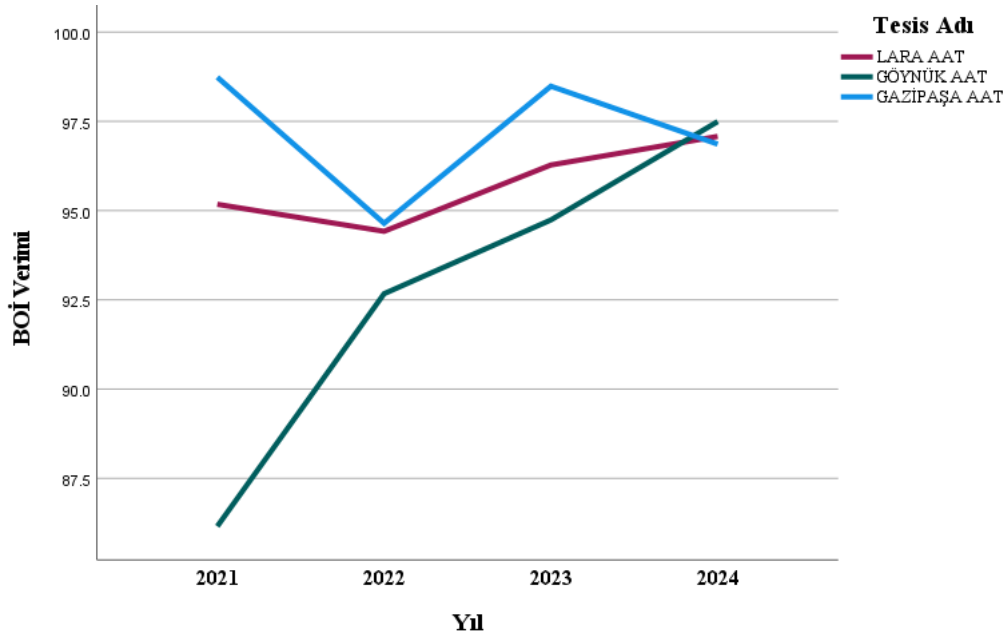
4.3.2. Yıllık verimlilik oranlarının karşılaştırılması

Bu çalışmada, farklı atıksu arıtma tesislerinden elde edilen KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerine ait giderim verimliliklerinin yıllar içerisindeki değişimi tesis bazında karşılaştırılmıştır. Şekil 4.12’de üç farklı arıtma tesisinde 2021–2024 yılları arasında KOİ giderim verimliliği karşılaştırılmıştır. Gazipaşa AAT, tüm yıllarda membran biyoreaktör (MBR) teknolojisini sağladığı yüksek biyolojik ve fiziksel ayırma kapasitesi sayesinde en yüksek verimlilik oranlarını göstermektedir. Lara AAT, Bardenpho prosesinin çok kademeli yapısı sayesinde dengeli bir performans sergilerken, Göynük AAT, uzun havalandırılmalı aktif çamur prosesiyle zamanla artan ancak görece düşük verimle dikkat çekmektedir.



Şekil 4.12. Yıllara göre KOİ giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

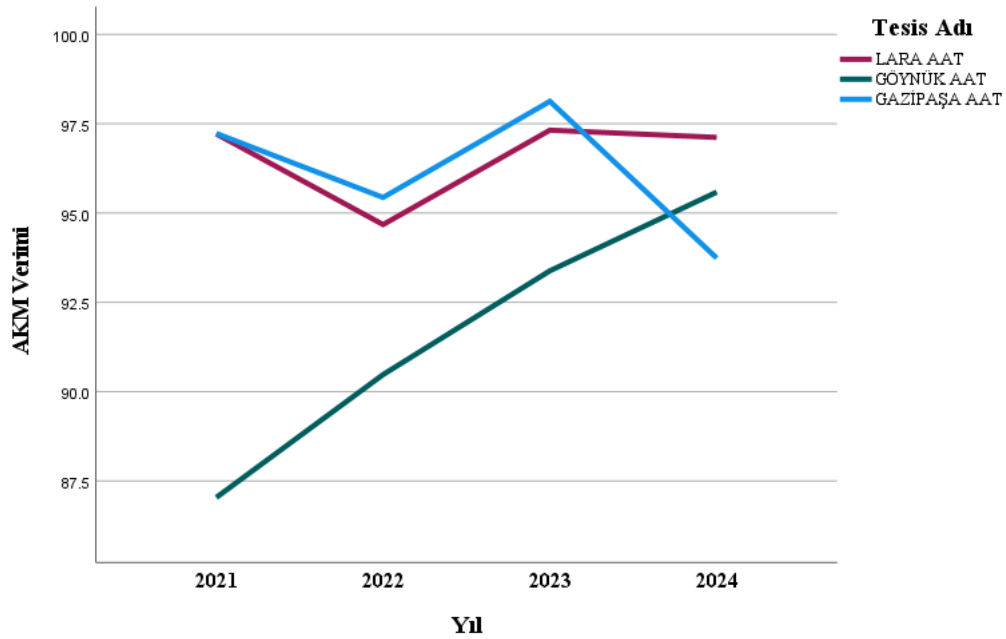
Şekil 4.13'te BOİ giderim verimliliğinin organik madde gideriminde biyolojik arıtma proseslerinin başarılarını göstermektedir. Gazipaşa AAT'de BOİ veriminin istikrarlı ve yüksek olması, MBR sisteminin organik madde giderimindeki etkinliğiyle açıklanabilir. Lara AAT'de beş basamaklı Bardenpho prosesi nedeniyle verimlilik yüksektir. Göynük AAT'de ise uzun havalandırma sistemi, yetersiz mikroorganizma aktivitesi nedeniyle daha düşük performans sergilemektedir.



Şekil 4.13. Yıllara göre BOİ giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.14'te AKM giderim verimliliğinin tesisler ve yıllar arasındaki dağılımı

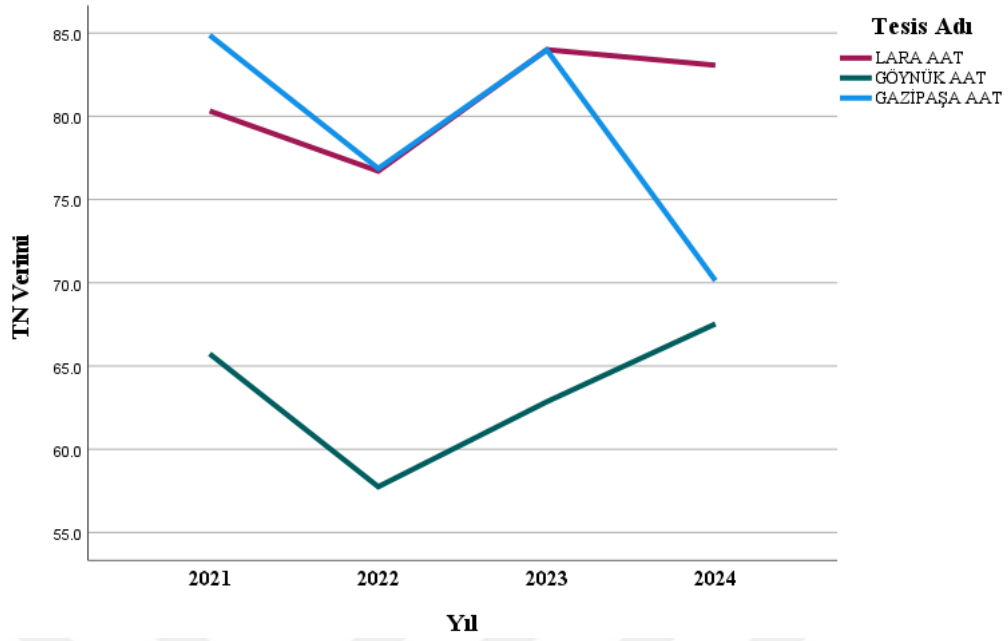
gösterilmiştir. AKM giderim verimliliği fiziksel çökeltme ve filtrasyonun etkinliği ile ilgilidir. Gazipaşa AAT'de membran sistemi sayesinde neredeyse mutlak ayırma sağlanırken, Lara AAT'de fiziksel çökeltme yeterince etkili görülmektedir. Normalde membran sistemlerde AKM giderim veriminde azalma beklenmez ama Gazipaşa AAT'de 2023 yılında azalma gözlemlenmektedir. Bunun sebebi membranların yıpranması ve porların genişlemesi gibi durumlar söz konusu olmuş olabilir. Göynük AAT'de zamanla artan ancak hala düşük seviyelerde seyreden verimlilik, çökeltme havuzlarının performans eksikliklerine işaret edebilir.



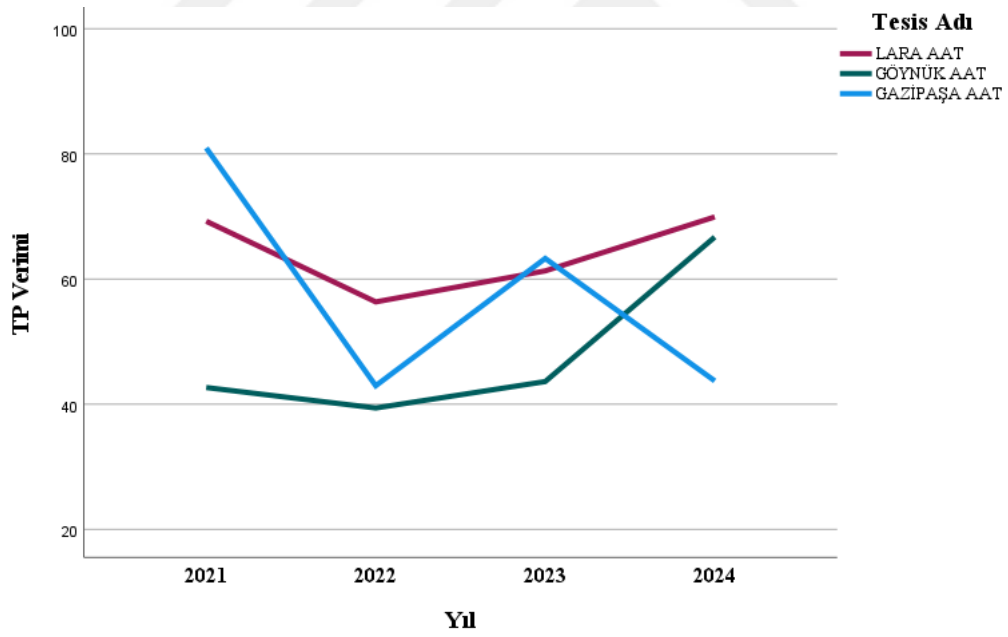
Şekil 4.14. Yıllara göre AKM giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.15'de TN giderim verimliliğinin tesisler ve yıllar arasındaki dağılımı gösterilmiştir. TN giderimi, azot bileşiklerinin biyolojik süreçlerle uzaklaştırılmasını yansıtır. Lara AAT'deki yüksek TN giderimi, beş basamaklı Bardenpho prosesinin anoksik-aerobik aşamaları sayesinde açıklanabilir. Gazipaşa AAT'de nispeten yüksek performans görülmekle birlikte, sıcaklık ve karbon kaynağı gibi parametrelerin etkisiyle dalgalanma yaşanabilir. Göynük AAT'de ise TN gideriminde daha düşük performans sergilemiştir.

Şekil 4.16'da TP giderim verimliliğinin tesisler ve yıllar arasındaki dağılımı gösterilmiştir. TP giderimi genellikle kimyasal çöktürme ile sağlandığı için verimlilik daha sabittir. Üç tesis arasında büyük fark gözlemlenmemekle birlikte, Lara AAT ve Gazipaşa AAT'de daha istikrarlı fosfor giderim oranları dikkat çekmektedir. Göynük AAT'deki hafif dalgalanmalar kimyasal dozlama değişkenliğine veya çökeltme verimsizliğine bağlı olabilir.



Şekil 4.15. Yıllara göre TN giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)



Şekil 4.16. Yıllara göre TP giderim verimliliği dağılımı (Kruskal-Wallis testi)

Her bir parametre için tesisler arası istatistiksel farklılıkların olup olmadığı değerlendirilmiş ve analiz sonuçları Çizelge 4.10'da sunulmuştur.

Çizelge 4.10. Yıllara göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Kruskal-Wallis H testi sonuçları

Parametre	p Değeri	Yorum
KOİ Verimi	0,001911	Anlamlı fark var
BOİ Verimi	0,002261	Anlamlı fark var
AKM Verimi	0,083204	Anlamlı fark yok
TN Verimi	0,073	Anlamlı fark yok
TP Verimi	0,013	Anlamlı fark var

Kruskal-Wallis H testi ile yapılan analizde, KOİ, BOİ ve TP verimlilik değerlerinin arıtma tesisleri arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılık gösterdiği belirlenmiştir ($p < 0,05$). Bu durum, farklı proseslere sahip olan arıtma tesislerinin organik madde ve fosfor giderimi açısından farklı performanslar sergilediğini ortaya koymaktadır. Buna karşılık AKM ve TN verimlilikleri açısından tesisler arası istatistiksel olarak anlamlı fark saptanmamıştır. Bu durum, bu parametrelerdeki verimlilik değişimlerinin tesise özgü değil, dönemsel veya dış çevresel faktörlere bağlı olabileceğini göstermektedir. KOİ ve BOİ için farklılık çıkması AAT'lerin farklı biyolojik proseslere sahip olmasıyla açıklanabilmektedir. TP verimindeki fark ise kimyasal fosfor giderimi uygulanıp uygulanmaması veya kimyasal dozaj kontrolü gibi faktörlerden kaynaklanabilir. AKM ve TN gibi parametreler çöktürme ve nitrifikasyon verimiyle doğrudan ilişkili olduğundan, yükleme oranı ve hidrolik bekleme süresi gibi operasyonel faktörler daha baskın olabilmektedir.

4.3.3. Arıtma proses tiplerine göre karşılaştırma

Atıksu arıtma tesislerinde uygulanan proses farklılıkları, kirletici parametrelerin giderim verimliliklerini doğrudan etkileyen önemli bir faktör olmaktadır. Bu bağlamda çalışmada incelenen üç farklı tesisin; Lara AAT (5 basamaklı Bardenpho), Göynük AAT (uzun havalandırmalı aktif çamur), Gazipaşa AAT (membran biyoreaktör - MBR) prosesleri dikkate alınarak, yıllık giderim verimlilikleri değerlendirilmiştir.

Yıllara göre KOİ giderim verimliliği incelendiğinde, Gazipaşa AAT'nin özellikle membran teknolojisine sağladığı yüksek AKM ve organik madde giderim kapasitesi sayesinde öne çıktığı görülmektedir. MBR sistemlerinin düşük çamur yaşlarına rağmen yüksek verim sağlaması ve kompakt yapısı, bu performansın temel nedenlerindendir. BOİ gideriminde de benzer şekilde Gazipaşa AAT istikrarlı ve yüksek performans sergilemiştir. Lara AAT ise 5 basamaklı Bardenpho sürecinin avantajı ile KOİ, BOİ ve TN gideriminde dengeli sonuçlar vermiştir. Bardenpho prosesi, özellikle azot gideriminde etkili olan ardışık aerobik-anoksik-aerobik basamaklarıyla TN verimliliğini desteklemiştir.

2021 yılı pandemi koşulları, AAT'lere gelen atıksuyun miktarı ve bileşimini önemli ölçüde etkilemiştir. Özellikle evsel kaynaklı yük artışı ve mikro kirleticilerdeki yoğunluk, tesislerin performansında bazı sapmalara neden olmuştur.

Göynük AAT, uzun havalandırmalı aktif çamur prosesi nedeniyle genel olarak daha düşük BOİ ve TN verimliliği göstermiştir. Bu durum, prosesin daha az esnek olması ve çamur yaşının fazla kontrol edilememesi gibi nedenlerle açıklanabilir. Ayrıca Göynük

tesisinin hizmet verdiği bölgedeki debi değişimleri ve nüfus yoğunluğunun yıl içindeki dalgalanmaları da verimliliği etkilemiş olabilmektedir.

TP gideriminde tesisler arasında belirgin farklar görülmemiştir. Bunun nedeni, fosfor gideriminin genellikle kimyasal çöktürme ile sağlanması ve bu sürecin proses tipinden bağımsız olarak benzer etkililikte çalışabilmesidir (Tchobanoglous vd. 2003).

4.4. Mevsimsel Değişkenlik Açısından Arıtma Verimliliği Karşılaştırması

Bu bölümde, atıksu arıtma tesislerinden elde edilen KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerine ait giderim verimliliklerinin mevsimsel değişkenliği incelenmiştir. Mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olup olmadığını belirlemek amacıyla parametrik olmayan test yöntemleri uygulanmıştır. Öncelikle Kruskal-Wallis H testi ile genel fark araştırılmış, anlamlı fark saptanan parametreler için Mann-Whitney U testi ile ikili karşılaştırmalar yapılmıştır.

4.4.1. Mevsimsel tanımlayıcı istatistiklerin incelenmesi

Bu bölümde, atıksu arıtma tesislerinin mevsimlere göre arıtma performansındaki eğilimleri tanımlayıcı istatistikler aracılığıyla değerlendirilmiştir. Her bir parametreye ait verimlilik oranları mevsimlere olarak analiz edilmiş; ortalama, medyan, minimum–maksimum değerler ile standart sapma gibi dağılım ölçütleri elde edilmiştir (Çizelge 4.11).

KOİ giderim verimliliği kış mevsiminde ortalama %87,39 ile belirgin biçimde düşmektedir. Bu düşüş, düşük sıcaklıkların mikroorganizmaların metabolik hızını azaltarak karbon giderim sürecini yavaşlatmasıyla açıklanabilir. Yaz ve sonbahar aylarında ise %94 civarındaki ortalama değerler, biyolojik arıtmanın optimum koşullarda gerçekleştiğini göstermektedir. Standart sapmanın kış mevsiminde daha yüksek oluşu, bu dönemde sistem stabilitesinin azaldığını göstermektedir.

BOİ gideriminde de mevsimsel farklar dikkat çekicidir. Kış aylarında %90,91 ortalama ile verim düşerken, yaz mevsiminde %97,06'ya kadar çıkmaktadır. Bu bulgular, biyolojik oksidasyonun sıcaklıkla olan pozitif ilişkisini desteklemektedir. İlkbahar ve sonbahar da yüksek verimlilikle geçmekte olup, özellikle yaz mevsimi biyolojik faaliyetler açısından en ideal dönem olarak öne çıkmaktadır. KOİ gideriminde de görüldüğü gibi BOİ gideriminde de kış mevsiminde standart sapmanın daha yüksek olduğu görülmüştür. Kış mevsiminde KOİ ve BOİ gideriminde sistem stabilitesinin azaldığı görülmektedir.

AKM gideriminde kış aylarında %90,40 ortalama ile belirgin bir verim düşüşü yaşanmıştır. Yağışlı dönemde yüzeysel akışla gelen inorganik maddeler ve ani debi artışları çöktürme sistemlerini zorlaştırmış olabilir. Yaz ve sonbaharda %96 üzerinde seyreden ortalama verimlilik, sistemlerin daha kararlı çalıştığını göstermektedir.

Azot gideriminde en düşük performans ortalama %62,83 ile kış mevsiminde gözlenmiştir. Nitrifikasyon/denitrifikasyon bakterileri düşük sıcaklıklarda etkinliklerini yitirdiğinden, TN verimliliği de düşmektedir. Yaz ve sonbaharda ortalama %80'in üzerindeki değerler, biyolojik azot gideriminin sıcaklığa oldukça duyarlı olduğunu bir kez

daha ortaya koymaktadır.

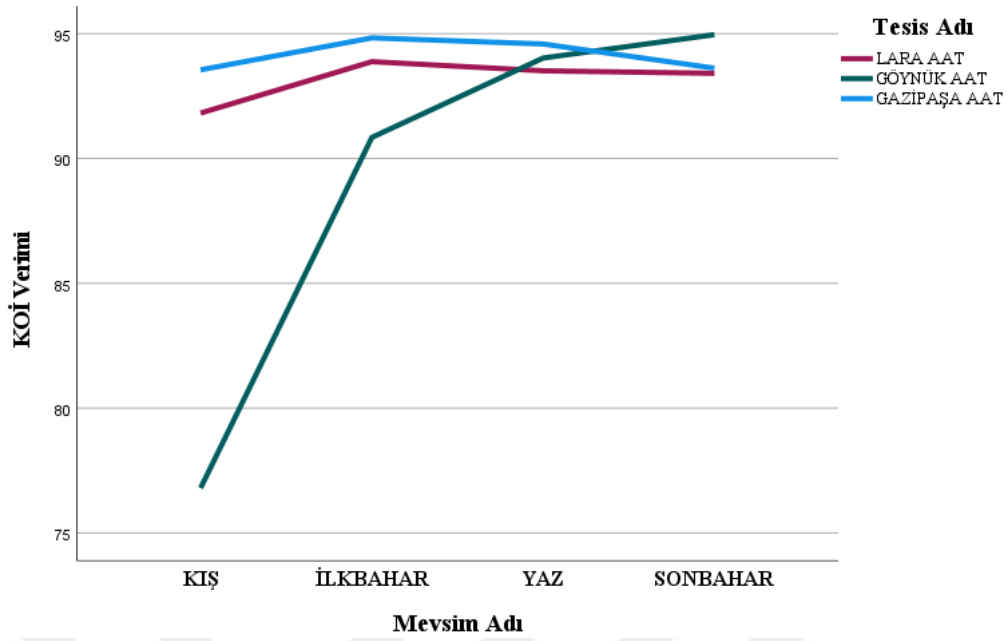
Çizelge 4.11. Mevsimlere göre giderim verimliliği

Parametre	Mevsimler	N	Ortalama	Medyan	Standart Sapma	Min.	Maks.
KOİ Verimi	İlkbahar	36	93,19	94,41	3,86	81,79	97,05
	Kış	33	87,39	91,07	10,85	44,52	98,75
	Sonbahar	30	93,99	94,19	2,69	83,47	97,36
	Yaz	36	94,04	94,66	2,64	86,89	97,84
BOİ Verimi	İlkbahar	36	95,51	96,86	5,00	74,07	99,53
	Kış	33	90,91	94,30	10,76	41,43	99,13
	Sonbahar	30	96,89	97,40	2,07	89,84	99,37
	Yaz	36	97,06	97,51	1,89	93,08	99,29
AKM Verimi	İlkbahar	36	95,34	97,10	4,09	78,57	99,21
	Kış	33	90,40	95,17	10,22	52,83	98,66
	Sonbahar	30	96,42	97,05	2,35	89,02	99,10
	Yaz	36	96,78	97,45	2,27	91,09	99,33
TN Verimi	İlkbahar	36	74,61	80,88	15,77	37,42	94,74
	Kış	33	62,83	63,94	21,17	14,97	90,77
	Sonbahar	28	80,30	83,30	12,65	31,76	95,13
	Yaz	36	81,68	83,74	10,62	45,75	96,49
TP Verimi	İlkbahar	31	63,56	66,67	23,49	3,23	92,01
	Kış	25	52,37	55,47	25,19	0,84	93,33
	Sonbahar	26	57,89	61,32	24,44	8,70	94,74
	Yaz	36	93,19	94,41	3,86	81,79	97,05

Fosfor gideriminde yaz mevsiminde %93,19 ile en yüksek giderim verimliliği elde edilmiştir. Bu durum, kimyasal çöktürme prosesinin daha iyi kontrol edildiğini ve sıcaklığın dolaylı etkisinin olumlu olduğunu düşündürmektedir. Diğer mevsimlerde verim %50–60 bandında olup, bu dalgalanmalar kimyasal dozlama eksikliği, pH değişimleri ya da çöktürme havuzlarının performansı ile açıklanabilir. Genel olarak baktığımızda havanın sıcaklığının atıksudaki kirletici parametrelerin gideriminde etkin olduğu görülmektedir.

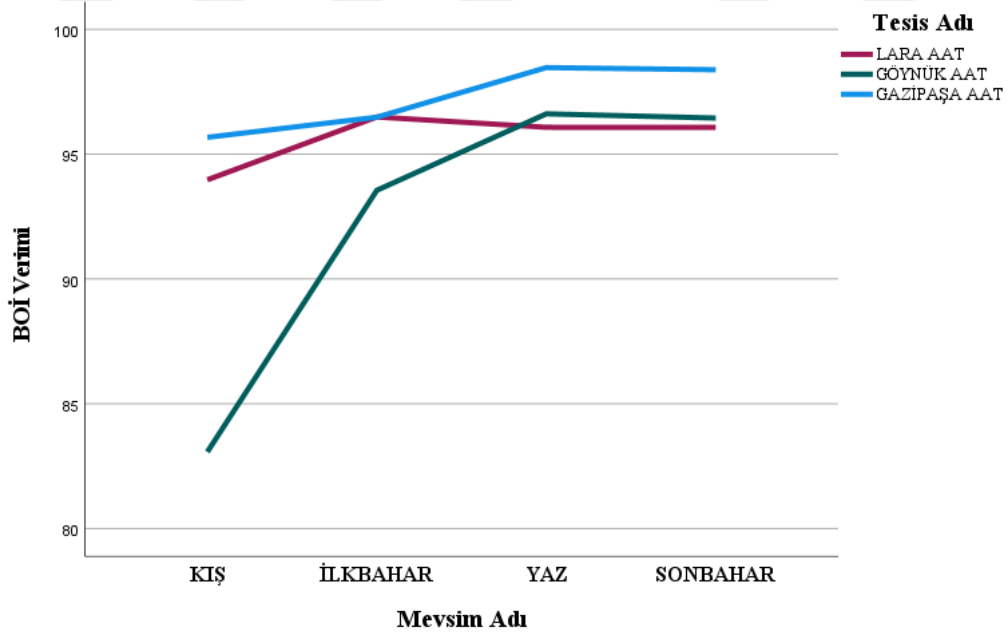
4.4.2. Mevsimler arası istatistiksel farklılıkların değerlendirilmesi

Bu çalışmada, farklı atıksu arıtma tesislerinden elde edilen KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerine ait giderim verimliliklerinin mevsimsel değişimi tesis bazında karşılaştırılmıştır. Şekil 4.17’de mevsimlere göre KOİ giderim verimliliği tesis bazında verilmiştir. Mevsimsel KOİ gideriminde kış mevsiminde düşüş gözlenmiştir. Bu durum, düşük sıcaklıkların mikroorganizmaların metabolik hızını azaltması ve dolayısıyla biyolojik karbon gideriminin etkinliğinin düşmesiyle açıklanabilir. Yaz ve sonbahar aylarında daha yüksek verimlilik oranları görülmektedir.



Şekil 4.17. Mevsimlere göre KOİ verimi (Kruskal-Wallis testi)

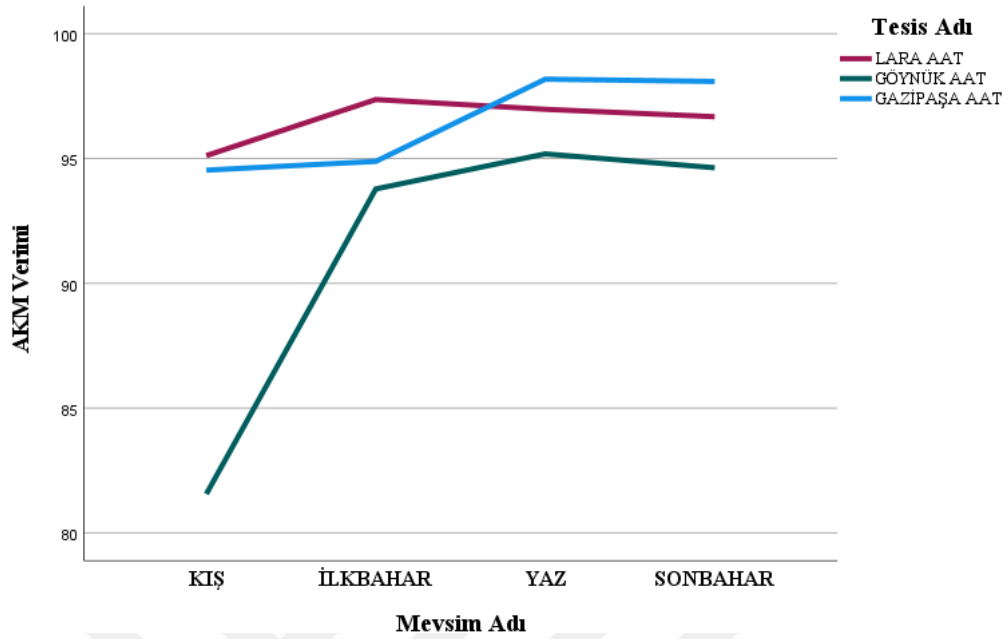
Şekil 4.18’de mevsimlere göre BOİ giderim verimliliği tesis bazında verilmiştir. BOİ verimliliği, yaz ve sonbaharda yüksek iken kış ve ilkbaharda düşmektedir. Organik maddelerin biyolojik parçalanmasının sıcaklıkla doğrudan ilişkili olması, bu farkın ana nedenidir.



Şekil 4.18. Mevsimlere göre BOİ verimi (Kruskal-Wallis testi)

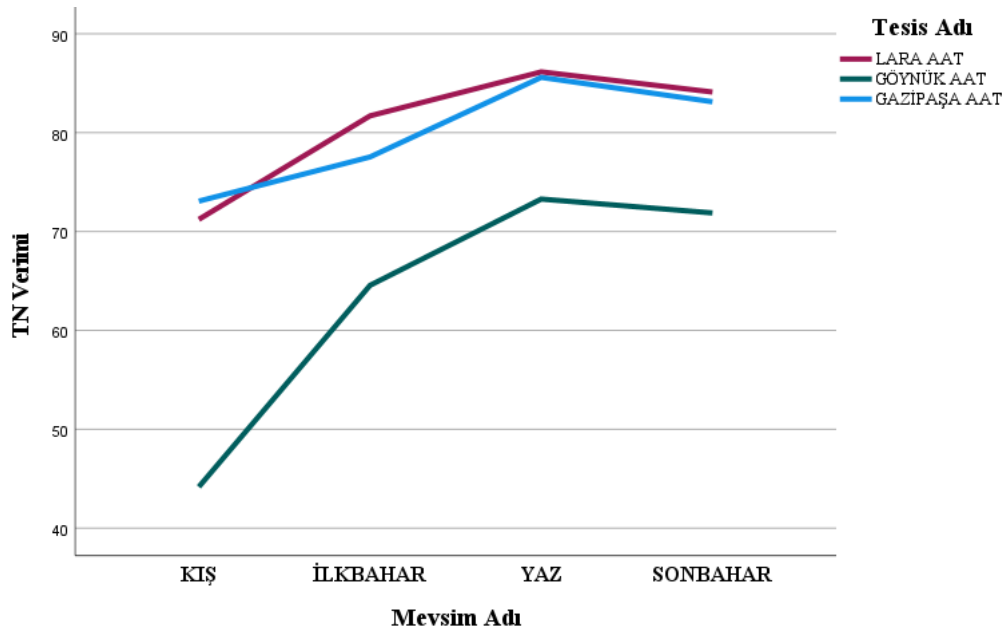
Şekil 4.19’da mevsimlere göre AKM giderim verimliliği tesis bazında verilmiştir. AKM giderimi yaz aylarında daha yüksek olup, ilkbahar ve kış aylarında düşüş göstermektedir. Yağışlı dönemlerde kanal sistemine giren partikül yüklerinin artışı,

fiziksel ayırma sistemlerinin zorlanmasına yol açabilir.



Şekil 4.19. Mevsimlere göre AKM verimi (Kruskal-Wallis testi)

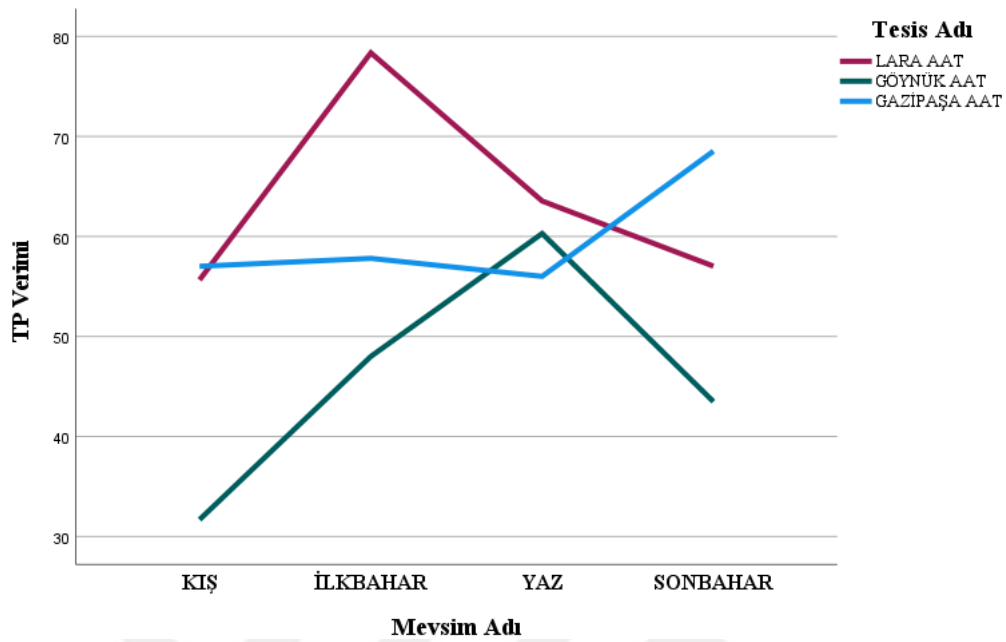
Şekil 4.20’de mevsimlere göre TN giderim verimliliği tesis bazında verilmiştir. TN giderimi kış aylarında düşüktür. Düşük sıcaklıklar nitrifikasyon/denitrifikasyon sürecinde görevli bakterilerin faaliyetini sınırlandırır. Bu nedenle yaz ve sonbahar aylarında verimlilik artışı gözlenmektedir.



Şekil 4.20. Mevsimlere göre TN verimi (Kruskal-Wallis testi)

Şekil 4.21’de mevsimlere göre TP giderim verimliliği tesis bazında verilmiştir. TP verimliliği mevsimsel olarak çok fazla değişiklik göstermemekle birlikte, ilkbahar ve

yaz aylarında hafif artışlar görülmektedir. Bu durum, kimyasal çöktürmenin sıcaklıkla olan dolaylı ilişkisine bağlanabilir.



Şekil 4.21. Mevsimlere göre TP verimi (Kruskal-Wallis testi)

Shapiro-Wilk normallik testi ve Levene homojenlik testi önceki bölümde değerlendirildiği için bu bölümde değerlendirilmemiştir. Verilerin normal dağılım göstermemesi ve varyansların homojen olmaması nedeniyle parametrik testlerden kaçınılmış ve mevsimler arası istatistiksel farklılıkların belirlenmesinde parametrik olmayan testlerden biri olan Kruskal-Wallis H testi tercih edilmiştir. Bu analizle, dört mevsime ait verimlilik değerleri arasındaki istatistiksel farklılıkların olup olmadığı değerlendirilmiş ve analiz sonuçları Çizelge 4.12’de sunulmuştur.

Çizelge 4.12. Mevsimlere göre arıtma parametrelerinin verimlilik farklılıklarının Kruskal-Wallis H testi sonuçları

Parametre	p Değeri	Yorum
KOİ Verimi	0,001608	Tesisler arası anlamlı fark var
BOİ Verimi	0,000412	Tesisler arası anlamlı fark var
AKM Verimi	0,002267	Tesisler arası anlamlı fark var
TN Verimi	0,000087	Tesisler arası anlamlı fark var
TP Verimi	0,312	Tesisler arası anlamlı fark yok

Farklı mevsimlerdeki arıtma verimliliğinin istatistiksel olarak anlamlı bir şekilde değişip değişmediğini belirlemek amacıyla KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerine yönelik Kruskal-Wallis H testi uygulanmıştır. Analiz sonuçlarına göre KOİ, BOİ, AKM ve TN giderim verimliliklerinde mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur. Bu durum, söz konusu parametrelerin mevsimsel koşullardan (sıcaklık, yağış, debi artışı gibi) etkilenecek arıtma verimliliğinde değişimlere yol açabileceğini göstermektedir. Öte yandan, TP giderim verimliliği açısından mevsimler arasında anlamlı

bir fark saptanmamıştır. Bu bulgu, fosfor giderim performansının daha istikrarlı olduğunu ve mevsimsel dalgalanmalardan daha az etkilendiğini düşündürmektedir.

4.4.3. Anlamlı fark gözlenen parametrelerin ikili karşılaştırması

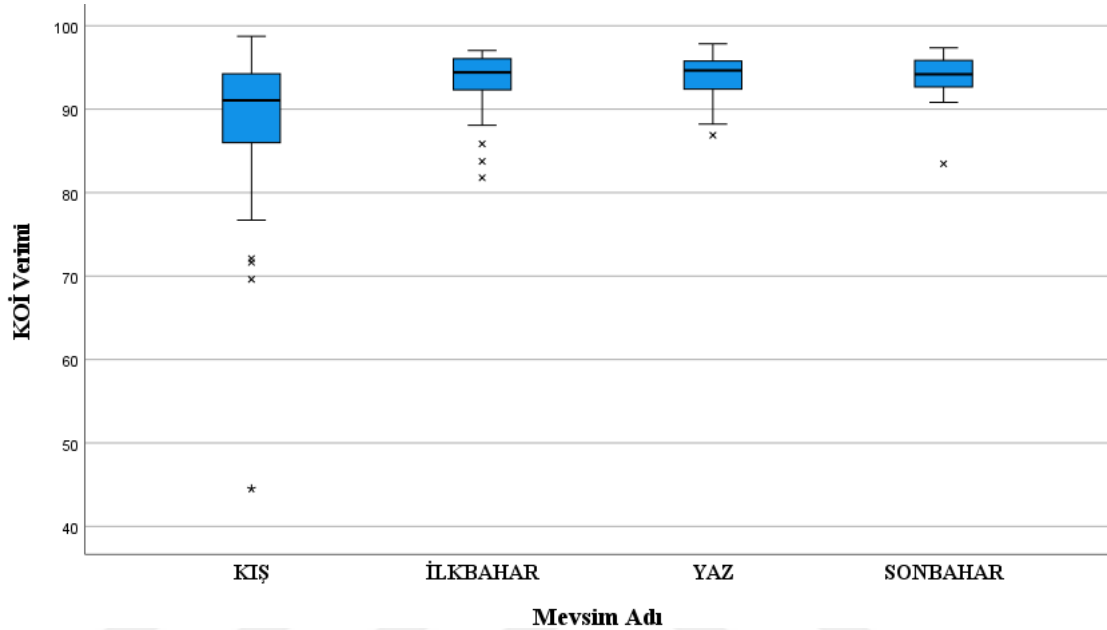
Kruskal-Wallis H testi sonucunda KOİ, BOİ, AKM ve TN giderim verimliliklerinde mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilmiştir. Ancak bu test, farklılıkların hangi mevsim çiftleri arasında oluştuğunu belirleyemez. Bu nedenle, anlamlı fark gözlenen parametreler için ikili mevsim karşılaştırmalarını yapmak amacıyla Mann-Whitney U testi uygulanmıştır ve Çizelge 4.13’de gösterildiği gibi sonuçlar elde edilmiştir. Mann-Whitney U testi, parametrik olmayan iki grup karşılaştırmalarında kullanılan güçlü bir yöntem olup bu çalışmada mevsimsel değişimler göz önüne alınarak yapılmıştır. Yaz–Kış, İlkbahar–Yaz, Kış–Sonbahar, Kış–İlkbahar, Yaz–Sonbahar ve İlkbahar–Sonbahar olmak üzere toplam 6 ikili karşılaştırma gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.13. Mann-Whitney U ile mevsim çiftlerinin analizi

Parametre	Mevsim Çifti	p Değeri	Anlamlılık ($p \leq 0,0083$)
KOİ giderim verimi	Kış-Yaz	0,001	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,636	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	0,001	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,005	Anlamlı fark var ✓
	Yaz-Sonbahar	0,918	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,797	Anlamlı fark yok ✗
BOİ giderim verimi	Kış-Yaz	0,00012	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,316	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	0,001	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,005	Anlamlı fark var ✓
	Yaz-Sonbahar	0,817	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,432	Anlamlı fark yok ✗
AKM giderim verimi	Kış-Yaz	0,00049	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,098	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	0,004	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,033	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,479	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,347	Anlamlı fark yok ✗
TN giderim verimi	Kış-Yaz	0,000	Anlamlı fark var ✓
	İlkbahar-Yaz	0,046	Anlamlı fark yok ✗
	Kış-Sonbahar	0,000035	Anlamlı fark var ✓
	Kış-İlkbahar	0,012	Anlamlı fark yok ✗
	Yaz-Sonbahar	0,561	Anlamlı fark yok ✗
	İlkbahar-Sonbahar	0,180	Anlamlı fark yok ✗

Mann-Whitney U testi sonuçlarına göre KOİ, BOİ, AKM ve TN giderim verimliliklerinde özellikle kış mevsimi ile diğer mevsimler arasında anlamlı farklılıklar gözlemlenmiştir. Özellikle kış mevsimi ile diğer mevsimler arasındaki farklar dikkat çekicidir. Şekil 4.22’de mevsimlere göre KOİ giderim verimlerinin dağılımı kutu grafiği

ile gösterilmiştir. KOİ giderimi açısından Kış–Yaz, Kış–Sonbahar ve Kış–İlkbahar çiftlerinde p değeri 0,0083’ün altında olup istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilmiştir. Bu bulgular, kış aylarında KOİ giderim performansının düştüğünü göstermektedir. Bu durum, düşük sıcaklığın biyolojik arıtma süreçlerini yavaşlatması ve aynı zamanda yağışların artmasıyla birlikte gelen seyreltik fakat yüksek hacimli atıksuyun arıtma sistemlerinin yükünü artırmasıyla açıklanabilir.



Şekil 4.22. Mevsimlere göre KOİ giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)

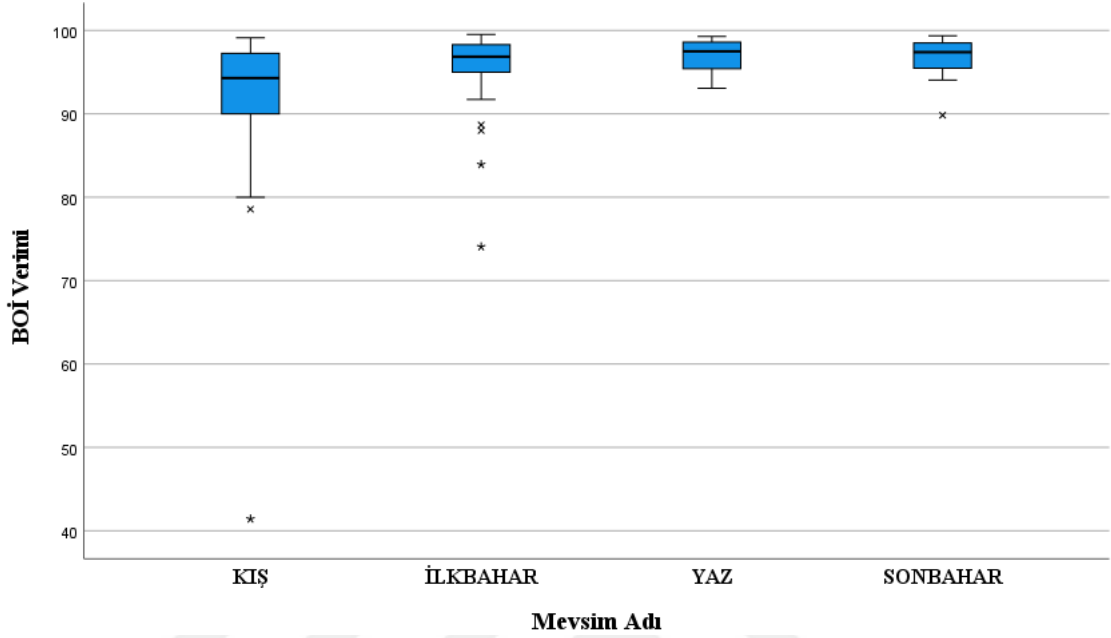
Şekil 4.23’te mevsimlere göre BOİ giderim verimlerinin dağılımı kutu grafiği ile gösterilmiştir. Benzer şekilde BOİ giderim verimliliği de kış mevsiminde anlamlı düzeyde düşmekte olup, Kış–Yaz, Kış–Sonbahar ve Kış–İlkbahar çiftlerinde anlamlı farklılık saptanmıştır. Bu durum, düşük sıcaklıkların mikroorganizma aktivitesini baskılayarak biyolojik oksidasyon sürecini zayıflatmasıyla ilişkilendirilebilir.

Şekil 4.24’te mevsimlere göre AKM giderim verimlerinin dağılımı kutu grafiği ile gösterilmiştir. AKM giderim verimliliği açısından yalnızca Kış–Yaz ve Kış–Sonbahar çiftlerinde anlamlı fark belirlenmiştir. Bu sonuç, özellikle yağışlı mevsimlerde gelen yüksek katı madde yüklerinin fiziksel ayırma sistemlerini zorladığını düşündürmektedir.

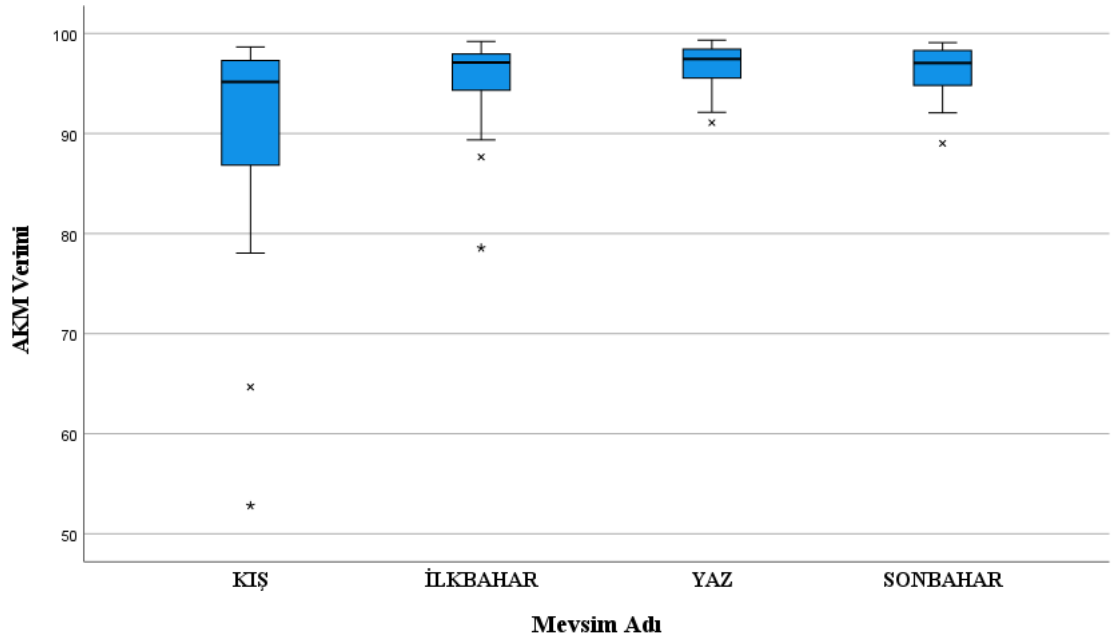
Şekil 4.25’de mevsimlere göre TN giderim verimlerinin dağılımı kutu grafiği ile gösterilmiştir. TN gideriminde ise anlamlı farklılıklar en belirgin şekilde ortaya çıkmıştır. Kış–Yaz ve Kış–Sonbahar çiftlerinde p değeri 0,000 ve 0,000035 gibi oldukça düşük seviyelerde olup, kış aylarında azot gideriminde ciddi verim düşüklüğü olduğunu göstermektedir. TN giderim verimliliğinin kış mevsimindeki düşüşü, özellikle nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerinin sıcaklığa olan duyarlılığıyla ilişkilendirilebilir. Bu süreçlerde görev alan bakterilerin metabolik faaliyetleri düşük sıcaklıkta yavaşladığı için azot giderimi düşmektedir. Buna karşın, yaz ve sonbahar aylarında daha yüksek TN giderim oranları elde edilmiştir.

Diğer mevsim çiftlerinde genel olarak anlamlı farklılık saptanmamış olup, bu

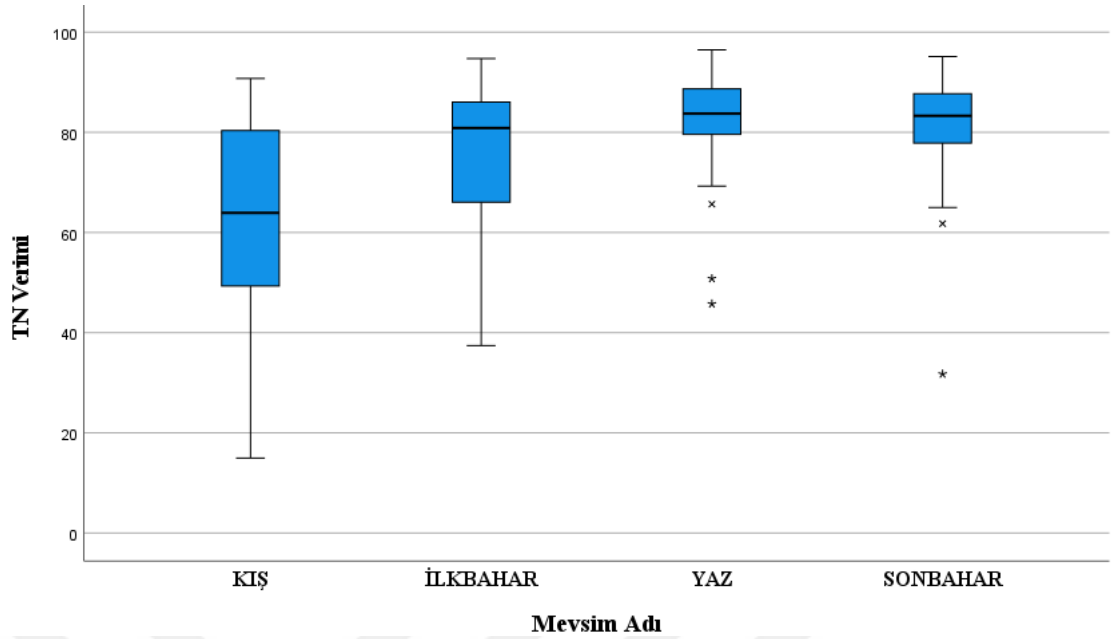
durum özellikle yaz ve sonbahar dönemlerinde arıtma sistemlerinin stabil çalıştığını göstermektedir.



Şekil 4.23. Mevsimlere göre BOİ giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)



Şekil 4.24. Mevsimlere göre AKM giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)



Şekil 4.25. Mevsimlere göre TN giderim verimliliği (Mann-Whitney U testi)

4.4.4. Mevsimsel farklılıkların tesisler üzerindeki etkisi

Her bir tesisin farklı mevsimsel koşullara verdiği tepkiler, uygulanan arıtma proseslerinin çevresel değişkenlere olan duyarlılığı ile doğrudan ilişkilidir. Lara AAT’de uygulanan 5 basamaklı Bardenpho prosesi, özellikle azot giderimi açısından mevsimsel değişimlere karşı daha dengeli bir yapı sergilemiştir. Bu, sistemin hem aerobik hem anoksik fazlar içermesi sayesinde değişken debi ve sıcaklık koşullarına karşı dayanıklılık sağlamasından kaynaklanmaktadır.

Gazipaşa AAT’nin MBR sistemi ise özellikle yaz aylarında yüksek verimlilik değerleri ile dikkat çekmiştir. MBR sistemlerinde membran filtrasyonu sayesinde sıcaklık dalgalanmaları biyolojik reaktörün performansını sınırlı düzeyde etkilemekte, bu da yaz döneminde sabit performansla çalışmayı mümkün kılmaktadır.

Göynük AAT ise uzun havalandırma sistemine sahip olduğundan, özellikle düşük sıcaklıkta biyolojik aktivitelerde yaşanan azalma nedeniyle kış aylarında verimlilik kaybı yaşamaktadır. Ayrıca bu tesisin hizmet verdiği alanın mevsimsel nüfus değişimlerinden etkilenmesi de giriş yüklerinin ani artışına yol açarak sistem verimliliğini düşürebilmektedir.

Sonuç olarak, mevsimsel değişkenlik arıtma performansı üzerinde belirgin etkiler oluşturmakta olup, bu etkilerin tesisin uyguladığı biyolojik arıtma prosesi ile doğrudan ilişkili olduğu gözlemlenmiştir.

5. SONUÇLAR

Bu çalışmada Antalya iline bağlı kentsel atıksu arıtımı için kullanılan Lara, Göynük ve Gazipaşa atıksu arıtma tesislerinin 2021–2024 yılları arasındaki performansları, yıllık ve mevsimsel bazda istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Yapılan istatistik analizlerinde SPSS programı kullanılmıştır. İstatistik analizlerine başlamadan önce normallik ve homojenlik testleri uygulanmış ve çıkan sonuçlara göre parametrik olmayan testler tercih edilmiştir.

Wilcoxon işaretli sıralar testi, KOİ, BOİ, AKM, TN ve TP parametrelerinin giriş-çıkış verileri arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olduğunu göstermiştir. Bu durum, atıksu arıtma tesislerinin genel olarak arıtma performanslarının başarıyla yerine getirdiğini göstermektedir. Kruskal-Wallis H testi ise parametrelerin giderim verimliliklerinin tesisler arasında anlamlı farklar gösterdiğini ortaya koymuştur. En yüksek verimlilik değerleri genellikle Gazipaşa AAT’de gözlenmiş olup, bu durum membran biyoreaktör sisteminin ileri teknoloji olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Diğer yandan, uzun havalandırmalı aktif çamur proses konfigürasyonu ile işletilen Göynük AAT’de genel olarak daha düşük BOİ ve TN verimliliği göstermiştir. Bu durum, prosesin daha az esnek olması ve çamur yaşının fazla kontrol edilememesi gibi nedenlerle açıklanmıştır.

Yıllara göre giderim verimlilikleri incelendiğinde, 2022 yılında genel olarak verimlilik oranlarında düşüş olduğu, 2023 yılında ise yeniden artış eğilimi olduğu görülmüştür. Bu durum, yıl içerisindeki çevresel faktörler, bakım-onarım çalışmaları ya da sistem ayarlarıyla ilişkili olabilir. Mevsimsel karşılaştırmalarda ise kış aylarında KOİ, BOİ, AKM ve TN gideriminde belirgin bir verim düşüşü yaşandığı tespit edilmiştir. Bu düşüş, düşük sıcaklıkların mikroorganizmaların biyolojik aktivitesini baskılamasıyla açıklanabilir.

Mann-Whitney U testi ile yapılan ikili mevsimsel karşılaştırmalar, özellikle kış-yaz ve kış-sonbahar mevsim çiftlerinde giderim verimliliğinde anlamlı farklar olduğunu ortaya koymuştur. TP giderimi ise diğer parametrelere göre daha stabil olup, kimyasal çöktürmeye dayalı olması nedeniyle mevsimsel değişkenlikten daha az etkilenmiştir. Verilerin bir kısmı istisnai koşullar nedeniyle (örneğin sıfıra bölme hatası gibi) analiz dışında tutulmuş ve bu durum tezde ayrıca belirtilmiştir. Bu durum analiz sonuçlarının bütünlüğünü bozmasa da yorumlamalarda dikkatli olunması gerektiği vurgulanmıştır.

Sonuç olarak, tesislerin proses teknolojileri, işletme karakteristikleri, çevresel koşullar ve yıl içindeki değişkenler arıtma verimliliği üzerinde önemli farklılıklar yaratmaktadır. MBR gibi ileri biyolojik arıtma yöntemlerinin daha yüksek performans sunduğu tespit edilmiştir. Gelecek çalışmalarda işletme maliyetleri, enerji tüketimi, çamur üretimi gibi ikincil performans göstergelerinin de değerlendirilmesi önerilmektedir.

6. KAYNAKLAR

- Akyüz, İ. N. 2011. Osmanbey Atıksu Arıtma Tesisinin İşletilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Alramthi, S.M., Ali, G.H., Elthagafi, A.M., Eldosari, S.H., Zhu, B.-K., Safaa, H M. 2022. Oxidation ditches for recycling and reusing wastewater are critical for long-term sustainability: A case study. *Sustainability*, 14(24): 17051.
- Anjaneyulu, Y., Sreedhara Chary, N., Samuel Suman Raj, D. 2005. Decolourization of industrial effluents: Available methods and emerging technologies A review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 4(4): 245–273.
- Arslan, A., Ayberk, S. 2004. Characterisation and biological treatability of Izmit industrial and domestic wastewater treatment plant wastewaters. *Water SA*, 29.
- Aslan, S., Alyüz, B., Bozkurt, Z., Bakaoğlu, M. 2009. Characterization and biological treatability of edible oil wastewaters. *Pol. J. Environ.*, 18(4): 533–538.
- Balçık, Ç. 2013. Evsel atıksularında nütrient gideriminde pilot ölçekli Bardenpho ile Kaskat proseslerinin karşılaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Chan, Y.J., Chong, M.F., Law, C.L., Hassell, D.G. 2009. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *J. Chem. Eng.*, 155(1): 1–18.
- Correll, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.*, 27(2): 261–266.
- Coşkun, Ç., Pulatsü, S., Coşkun, T. 2018. Evsel atıksulardan azot ve fosforun biyolojik giderilme yöntemleri. Kilis 7 Aralık Üniversitesi, *Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2(2): 53–63.
- Crini, G., Lichtfouse, E. 2018. Wastewater Treatment: An Overview. In Green adsorbents for pollutant removal: Fundamentals and design (pp. 1-21). Springer International Publishing.
- Crini, G., Lichtfouse, E. 2019. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environ. Chem. Lett.*, 17(1): 145–155.
- ÇŞİDB, 2022. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 31 Aralık 2004 tarihli ve 25687 Sayılı Resmî Gazete. Değişiklik: 17 Aralık 2022 tarihli ve 32046 sayılı Resmî Gazete.
- ÇŞİDB, 2006. Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 08 Ocak 2006 tarihli ve 26047 Sayılı Resmî Gazete.
- Çiğdem, A. 2019. Tokat Belediyesi atıksu arıtma tesisinin işletme ve performans yönünden değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Durak, A. 2020. Evsel atıksuların arıtılmasında biyolojik arıtma yönteminin uygulanması ve işletme sorunlarının incelenmesi: Van ili örneği. Yüksek Lisans Tezi, Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Emara, M., Ahmed, F.M., Abdel-Aziz, F., Abdel-Razek, A. 2014. Biological nutrient removal in Bardenpho process. *Am. J. Sci.*, 12: 1–9.

- Eren, B., Suroğlu, B., Ates, A., Ileri, R., Keleş, R. 2007. Adapazarı kentsel atıksu arıtma tesisi atıksuyunun karakterizasyonunun incelenmesi ve değerlendirilmesi. Üniversite Öğrencileri 2. Çevre Sorunları Kongresi, Fatih Üniversitesi, 16-18 Mayıs, İstanbul, Türkiye.
- Gangaraju, G., Balakrishn, K., Uma Devi, R., Shah, K. 2021. Introduction to conventional wastewater treatment technologies: limitations and recent advances. *Mater. Res. Found.*, 91: 1-36.
- Ge, S., Peng, Y., Wang, S. 2011. Nutrient removal performance at low temperatures in the modified UCT step feed process. International Symposium on Water Resource and Environmental Protection. 20-22 May, China.
- Grady Jr, C.L., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D. 2011. Biological wastewater treatment. CRC Press.
- Guender, B. 2000. The Membrane-Coupled Activated Sludge Process in Municipal Wastewater Treatment. CRC Press.
- Henze, M., Aspegren, H., Jansen, J., Nielsen, P., Lee, N. 2002. Effect of solids retention time and wastewater characteristics on biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.*, 45: 137–144.
- Henze, M., Harremoes, P., Arvin, E., La Cour Jansen, J. 1997. Wastewater treatment. Biological and chemical processes; 2. rev.ed. Springer, Berlin, Germany.
- Jafarinejad, S. 2017. Recent developments in the application of sequencing batch reactor (SBR) technology for the petroleum industry wastewater treatment. *Chem. Int.*, 3(3): 241.
- Karki, B.K., Baniya, S., Kharel, H.L., Angove, M.J., Paudel, S.R. 2024. Urban wastewater management in Nepal: generation, treatment, engineering and policy perspectives. *H2Open J.*, 7(2): 222-242.
- Kavak, N. 2016. Kayseri ili örneğinde, atıksu arıtma tesislerinde uygulanan arıtma yöntemlerinin incelenmesi ve optimum yöntemin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Manav Demir, N., Debik, E., Ozkaya, B., Coskun, T. 2016. Comparison of microbial community structure in a biological nutrient removal process at various stages of operation. *Desalin. Water Treat.*, 57(50): 23675-23685.
- Mane, S.S., Munavalli, G. 2012. Sequential batch reactor-application to wastewater—a review. Proceeding of international conference SWRDM, 121-128.
- Manohar, N., Chaurasia, M.A., Mozar, S., Juang, C.F. 2025. Waste-to-Energy (WtE). In: machine learning applications in renewable energy. Green Energy and Technology. Springer, Singapore.
- McCarty, P.L., Brodersen, C. 1962. Theory of extended aeration activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 34(11): 1095–1103.
- Mines, R.O. 1996. Assessment of AWT systems in Tampa Bay area. *J. Environ. Eng.*, 122(7): 605–611.

- Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. 1998. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Res.*, 32(11): 319-3207.
- Momeni, S., Alimohammadi, M., Naddafi, K., Nabizadeh, R., Changani, F., Zarei, A., Rahmatinia, M. 2019. Study of sludge from the largest wastewater treatment plant in the Middle East (Southern Tehran, Iran) based on chemical and microbiological parameters for use in agriculture. *Desalin. Water Treat.*, 160: 153-160.
- Muttamara, S. 1996. Wastewater characteristics. *Resour. Conserv. Recycl.*, 16(1): 145-159.
- Oehmen, A., Lemos, P.C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L.L., Reis, M.A.M. 2007. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Res.*, 41(11): 2271-2300.
- Özdamar, K. 1999. Paket programlar ile istatistiksel veri analizi-1: SPSS-MINITAB. Kaan Kitabevi, Türkiye.
- Peng, Y.Z., Wang, X.L., Li, B.K. 2006. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A2O process. *Desalination*, 189(1): 155-164.
- Punrattanasin, W. 1997. Investigation of the Effects of COD/TP ratio on the performance of a biological nutrient removal system. Yüksek Lisans Tezi, Virginia Polytechnic Institute and State University, ABD.
- Schindler, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1): 356-363.
- Shannon, M., Bohn, P., Elimelech, M., Georgiadis, J., Marinas, B., Mayes, A. 2008. Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452: 301-310.
- Sikosana, M.L., Sikhwihilu, K., Moutloali, R., Madyira, D.M. 2019. Municipal wastewater treatment technologies: A review. *Procedia Manuf.*, 35: 1018-1024.
- Slade, A.H., Thorn, G.J.S., Dennis, M.A. 2011. The relationship between BOD:N ratio and wastewater treatability in a nitrogen-fixing wastewater treatment system. *Water Sci. Technol.*, 63(4): 627-632.
- Smolders, G.J.F., Meij, J., Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. 1994. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: Stoichiometry and pH influence. *Biotechnol. Bioeng.*, 43(6): 461-470.
- Sonune, A., Ghate, R. 2004. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167: 55-63.
- Spellman, F.R. 2008. Handbook of water and wastewater treatment plant operations. CRC press.
- Sponza, D.T., Uluköy, A. 2005. Treatment of 2,4-dichlorophenol (DCP) in a sequential anaerobic (upflow anaerobic sludge blanket) aerobic (completely stirred tank) reactor system. *Process Biochem.*, 40(11): 3419-3428.
- Tchobanoglous, G., Burton, FL., Stensel, H.D. 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Fourth Edition. Meltcalf & Eddy, Inc., New York, ABD.

- Toprak, H. 2011. Atıksu arıtma sistemlerinin tasarım esasları. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları.
- Turan, G. 2014. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisleri ve İşletme Sorunları, Yüksek Lisans Tezi, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- TÜİK 2023. Su ve Atıksu İstatistikleri 2022. Türkiye İstatistik Kurumu. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Su-ve-Atıksu-Istatistikleri-2022-49607>. [Son erişim tarihi:07.02.2025].
- TÜİK 2024. Adrese dayalı nüfus kayıt sistemi sonuçları 2024. Türkiye İstatistik Kurumu. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Adrese-Dayali-Nufus-Kayit-Sistemi-Sonuc-lari-2024-53783>. [Son erişim tarihi: 17.04.2025].
- UN 2023. Progress towards the sustainable development goals: Towards a rescue plan for people and planet. United Nations, General Assembly Economic and Social Council Report.
- UNEP 2016. A snapshot of the world's water quality: Towards a global assessment. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- Uysal, Y., Üstünyıldız, B. 2016. Beş kademeli modifiye Bardenpho prosesi ile atıksulardan azot ve fosfor giderimi. Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, *Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19(1): 46–53.
- Vaiopoulou, E., Melidis, P., Aivasidis, A. 2007. An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon, nitrogen and phosphorus. *Desalination*, 211(1): 192–199.
- Vaiopoulou, E., Aivasidis, A. 2008. A modified UCT method for biological nutrient removal: Configuration and performance. *Chemosphere*, 72(7): 1062–1068.
- Von Sperling, M. 2007. Wastewater characteristics, treatment and disposal. IWA Publishing.
- Wang, L.K., Shammass, N.K., Hung, Y.-T. 2009. Advanced biological treatment processes (Vol. 8). Springer Science & Business Media.
- WHO 2019. Sanitation and wastewater atlas of Africa. World Health Organization.
- Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M. C. M. 2012. Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for mainstream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Res.*, 46(1): 136–144.
- Xu, X., Liu, G., Zhu, L. 2011. Enhanced denitrifying phosphorus removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (AOA) process with the diversion of internal carbon source. *Bioresour. Technol.*, 102(22): 10340–10345.
- You, S.J., Ouyang, C.F., Chuang, S.H., Lin, S.F. 2001. Phosphorus removal characteristics of a combined AS-biofilm process cultured by different COD/TP ratios. *Environ. Technol.*, 22(1): 1-6.
- Zeman, F. 2012. Metropolitan sustainability: Understanding and improving the urban environment. Woodhead Publishing

7. EKLER

EK-1. Lara AAT debi, giriş ve çıkış kirlilik değerleri

Zaman		Debi (m3/gün)	KOİ (mg/L)		BOİ (mg/L)		AKM (mg/L)		TN (mg/L)		TP (mg/L)	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
2021	Ocak	90.147	442	34	231	18	243	8	35,6	14,2	4,1	1,3
	Şubat	69.307	525	26	243	17	231	11	43,7	15,8	5,1	1,7
	Mart	67.932	794	33	308	12	325	7	43,8	24,6	6,6	1,6
	Nisan	64.956	764	39	357	20	325	8	47,8	11,5	8,8	0,7
	Mayıs	66.543	712	22	316	10	379	7	39,7	3,1	6,5	1,2
	Haziran	72.047	781	35	350	9	452	8	38,0	3,8	4,7	1,3
	Temmuz	77.322	780	32	321	14	323	8	41,3	3,7	6,9	1,4
	Ağustos	75.873	632	29	278	8	334	7	35,3	2,9	6,3	2,0
	Eylül	78.541	691	37	275	9	347	5	32,6	3,9	5,1	2,0
	Ekim	78.220	592	39	311	11	269	7	40,0	2,1	4,6	1,8
	Kasım	80.343	662	37	243	14	278	11	40,0	2,0	5,6	1,5
	Aralık	96.925	433	37	236	20	228	10	44,4	10,1	3,4	2,4
2022	Ocak	105.965	311	30	177	16	141	12	30,1	16,3	3,1	2,1
	Şubat	96.635	503	37	240	18	272	11	40,0	9,5	3,8	1,3
	Mart	77.996	496	33	278	12	509	8	38,5	6,7	4,4	1,0
	Nisan	76.675	312	37	239	10	114	9	40,4	5,0	5,2	1,0
	Mayıs	75.160	716	30	288	7	331	5	45,7	5,0	6,3	2,8
	Haziran	84.235	463	50	209	13	343	14	38,8	6,6	5,9	2,6
	Temmuz	85.780	355	32	187	9	116	9	35,2	7,8	5,2	2,1
	Ağustos	84.613	529	44	278	14	226	16	39,2	9,9	4,6	2,2
	Eylül	88.102	541	33	258	12	266	9	46,7	8,1	4,5	1,9
	Ekim	89.469	512	38	254	13	293	10	48,0	8,3	4,5	1,5
	Kasım	93.367	443	33	244	11	231	12	38,1	10,0	4,2	2,4
	Aralık	98.144	289	39	165	14	131	12	34,2	12,2	3,5	2,4
2023	Ocak	86.672	451	40	231	13	172	9	32,7	9,0	3,0	1,4
	Şubat	80.062	504	29	216	11	373	10	49,8	6,3	4,2	1,1
	Mart	95.337	605	35	250	15	268	8	44,7	8,2	3,6	0,8
	Nisan	77.683	668	33	344	12	356	3	48,1	5,0	4,3	1,0
	Mayıs	84.996	586	31	317	10	313	5	43,6	4,8	5,9	1,2
	Haziran	82.923	340	27	226	13	270	5	44,1	4,8	6,7	1,8
	Temmuz	79.913	491	18	269	8	332	6	49,5	5,4	4,7	2,2
	Ağustos	82.829	541	20	343	5	390	4	48,0	4,6	4,3	1,8
	Eylül	82.918	295	20	170	4	181	4	39,2	3,4	4,2	1,8
	Ekim	84.029	229	15	148	4	286	6	36,8	7,2	4,4	2,5
	Kasım	92.210	322	24	179	4	177	10	36,9	9,2	3,4	2,0
	Aralık	82.747	308	26	193	6	227	10	39,3	10,8	2,7	1,6
2024	Ocak	88.484	308	26	189	4	203	8	34,7	7,0	3,0	0,7
	Şubat	83.526	325	20	186	3	201	6	38,1	6,2	3,7	1,1
	Mart	80.099	357	26	163	3	170	5	38,3	8,3	3,6	1,1
	Nisan	87.524	339	25	224	4	191	5	41,0	6,3	4,2	0,6
	Mayıs	83.612	277	22	163	3	156	4	37,2	5,1	4,0	0,6
	Haziran	91.306	359	26	177	5	368	3	40,0	5,0	5,0	0,6
	Temmuz	95.531	353	24	189	6	246	5	34,1	5,6	2,5	1,1
	Ağustos	98.918	293	20	138	7	167	6	34,5	4,9	2,4	1,4
	Eylül	119.390	456	24	205	6	306	5	37,2	5,9	3,5	1,1
	Ekim	130.603	252	20	139	8	195	10	38,0	8,7	3,1	1,5

EK-2 Göynük AAT debi, giriş ve çıkış kirlilik değerleri

Zaman		Debi (m3/gün)	KOİ (mg/L)		BOİ (mg/L)		AKM (mg/L)		TN (mg/L)		TP (mg/L)	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
2021	Ocak	14.983	55	31	23	14	27	13	14	7	2	1
	Şubat	17.932	85	26	48	9	46	16	11	4	2	1
	Mart	13.318	190	22	98	16	93	9	16	2	2	1
	Nisan	9.567	365	37	203	17	199	6	15	3	3	1
	Mayıs	8.367	753	28	430	22	408	10	28	7	3	1
	Haziran	11.009	524	43	265	15	228	18	34	10	6	2
	Temmuz	12.972	665	54	423	26	264	15	38	13	7	2
	Ağustos	15.875	784	72	390	27	327	23	29	16	10	7
	Eylül	15.709	824	53	463	24	336	23	32	11	4	3
	Ekim	13.476	784	51	413	25	344	27	19	7	5	4
	Kasım	9.165	636	33	213	22	166	8		4	5	4
	Aralık	15.809	126	35	64	12	62	11	23	9	1	2
2022	Ocak	22.313	132	37	70	15	65	11	28	14	1	1
	Şubat	20.321	140	33	50	10	39	9	16	11	1	1
	Mart	21.043	163	30	100	12	58	6	14	9	2	
	Nisan	12.625	278	33	300	8	145	18	20	11	2	1
	Mayıs	13.682	806	57	450	21	216	18	36	11		
	Haziran	18.567	834	48	424	16	224	20	40	7		
	Temmuz	19.703	1.315	75	580	38	605	31	39	19	7	3
	Ağustos	21.128	1.185	50	576	17	609	17	67	19		
	Eylül	20.325	1.099	44	526	14	619	27	61	13	6	4
	Ekim	16.216	1.180	39	580	11	624	16	69	11		
	Kasım	14.285	373	34	151	5	157	17	22	15	4	6
	Aralık	11.155	314	37	138	8	139	14	20	8		
2023	Ocak	19.112	186	33	83	15	84	9	15	11		
	Şubat	12.116	140	27	86	11	47	9	12	10		
	Mart	11.961	243	26	78	9	85	7	17	11	1	1
	Nisan	12.015	481	27	214	13	219	9	27	9	3	1
	Mayıs	18.502	488	28	358	12	178	10	39	9	3	
	Haziran	22.907	591	28	428	5	293	14	59	12		
	Temmuz	22.739	713	17	438	7	472	11	61	11	5	2
	Ağustos	20.237	666	30	550	6	380	16	96	11		
	Eylül	20.573	719	27	399	6	241	13	63	12	6	
	Ekim	16.110	652	17	354	5	381	8	58	9	7	1
	Kasım	8.516	299	20	211	4	248	15	49			
	Aralık	10.558	145	19	102	2	117	10	21	11	3	3
2024	Ocak	16.695	103	14	50	2	41	5	15	12	1	1
	Şubat	14.934	124	17	69	3	98	5	19	8	1	2
	Mart	13.576	170	28	77	4	100	6	21	9	1	
	Nisan	16.139	332	19	186	2	181	5	29	5	3	0
	Mayıs	16.405	524	19	386	7	327	6	43	16		1
	Haziran	18.673	528	32	396	6	347	7	58	9	5	1
	Temmuz	23.464	670	49	401	7	393	14	72	9	4	1
	Ağustos	21.902	572	31	378	6	278	10	57	17	5	3
	Eylül	18.299	717	21	429	5	294	8	63	7	4	1

EK-3 Gazipaşa AAT debi, giriş ve çıkış kirlilik değerleri

Zaman		Debi (m3/gün)	KOİ (mg/L)		BOİ (mg/L)		AKM (mg/L)		TN (mg/L)		TP (mg/L)	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
2021	Ocak	7.191	807	16	190	3	572	8	47	7	15	1
	Şubat	5.942	1043	13	230	2	257	5	65	6	13	4
	Mart	5.602	317	12	153	1	134	9	19	1	6	1
	Nisan	6.488	373	11	130	2	182	4	30	8	6	2
	Mayıs	6.510	259	18	207	4	146	3	47	16	9	5
	Haziran	6.614	694	15	282	2	302	14	57	2	14	2,0
	Temmuz	7.757	519	27	266	2	391	11	65	11	19	1,2
	Ağustos	8.905	537	17	157	3	210	7	48	7	12	2,4
	Eylül	9.685	455	12	158	1	159	2	37	6	11	2,0
	Ekim	9.738	282	15	157	2	101	2	39	5	8	1,0
	Kasım	9.860	444	18,4	187	2,33	156	5	37	4	10	0,5
	Aralık	9.656	396	15	97	2	204	3	46	8	4	0,4
2022	Ocak	9.102	116	6	40	5	76	2	56	11	2	1
	Şubat	9.003	111	12	17	1	27	3	22	14	2	2
	Mart	9.263	106	15	27	7	28	6	26	12	3	2
	Nisan	9.662	260	9	77	1	95	4	27	5	3	1
	Mayıs	9.367	280	15	55	2	134	7	31	5	4	2
	Haziran	9.369	248	15	100	2	98	2	32	7	4	2,4
	Temmuz	8.435	228	27	98	3	136	2	58	8	6	4,4
	Ağustos	8.645	266	35	123	2	123	1	46	6	5	3,9
	Eylül	8.645	341	26	83	3	119	1	43	9	5	3,5
	Ekim	7.971	246	41	100	2	153	1	46	10	4	2,5
	Kasım	7.902	463	23,5	232	3	198	3	41	4	5	0,9
	Aralık	7.984	229	11	104	2	125	2	28	4	3	0,7
2023	Ocak	7.883	230	7	110	3	149	2	37	4	4	2
	Şubat	7.727	167	6	73	1	80	2	27	4	3	2
	Mart	7.766	349	11	104	1	211	6	34	5	3	1
	Nisan	7.784	281	8	143	1	138	2	37	5	4	0
	Mayıs	7.710	248	7	150	1	126	1	34	4	4	1
	Haziran	7.659	272	7	110	1	135	1	33	3	4	2,7
	Temmuz	7.462	481	13	260	3	248	2	35	6	7	1,7
	Ağustos	7.636	465	19	270	4	224	6	46,9	9	8	2,7
	Eylül	7.571	444	13	233	3	188	8	46	6	8	1,4
	Ekim	7.475	400	18	223	3	280	4	45	6	6	1,7
	Kasım	7.433	256	22	160	3,60	129	2	20	7	3	1,3
	Aralık	9.100	168	15	90	3	97	2	21	4	5	2,3
2024	Ocak	8.697	51	9	10	1	35	7	18	9	4	2
	Şubat	8.725	103	9	33	2	87	12	18	11	3	4
	Mart	4.328	174	9	55	1	127	6	26	10	4	3
	Nisan	8.230	174	9	70	1	111	4	25	8	3	3
	Mayıs	8.614	198	12	64	1	120	7	28	4	4	1
	Haziran	8.640	198	9	70	1	120	1	27	4	4	2
	Temmuz	9.940	196	9	70	1	130	1	29	5	5	3
	Ağustos	9.920	194	10	80	2	150	1	26	3	5	2

ÖZGEÇMİŞ

Sedat AKIN

ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Yüksek Lisans	Akdeniz Üniversitesi
2022-Devam Ediyor	Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Antalya
Lisans	Akdeniz Üniversitesi
1998-2005	Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Antalya

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Şube Müdürü	Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı
2006-Devam Ediyor	Antalya İl Müdürlüğü, Antalya