ADSORPSİYON BİO-OKSİDASYON PROSESİNİN ARITILABİLİRLİK ETKİNLİĞİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Mehmet Çağatay ÇETİNKAYA

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ADSORPSİYON BİO-OKSİDASYON PROSESİNİN ARITILABİLİRLİK ETKİNLİĞİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Mehmet Çağatay ÇETİNKAYA
0000-0003-1953-0987

Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2021
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ADSORPSİYON BİO-OKSİDASYON PROSESİNİN ARITILABİLİRLİK ETKİNLİĞİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Mehmet Çağatay ÇETİNKAYA

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

Bu çalışmada evsel ve endüstriyel atık suların arıtılması amacıyla, mevcut arıtma tesislerinin kapasite ve verim artışları için AB prosesinin arıtılabilirlik etkinliğinin değerlendirilmesine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Bu amaçla AB prosesine dayalı 50 m^3/gün kapasiteli saha ölçekli bir pilot tesis kurularak işletilmiştir. Pilot tesisten elde edilen sonuçlar mevcut tesis analiz sonuçları ve literatür sonuçları ile karşılaştırılmıştır. Pilot tesis; A kademesi havalandırma ve çökeltme havuzu, B kademesi anoksik havuz, havalandırma havuzu ve son çökeltme havuzlarından oluşmaktadır. A kademesinde 1,72 saat, B kademesinde 10,8 saat hidrolik bekleme süreleri mevcuttur. İki kademede de % 100 geri devir, % 100 içsel geri devir debisi ile çalışılmıştır. Pilot tesiste KOİ, AKM, TN, TP giderim verimleri takip edilmiştir.

Çalışma neticesinde; AB prosesi için ortalama KOİ, AKM, TN, TP parametrelerinin giderim verimleri sırasıyla % 77, % 34, % 55, % 28 olarak tespit edilmiştir. Mevcut arıtma tesisi için ortalama KOİ, AKM, TN, TP parametrelerinin verimleri sırasıyla % 90, % 85, % 76, % 73 olarak hesaplanmıştır. Her iki tesisin verimleri arasında farklılıklar ortaya çıkmıştır. Özellikle mevcut tesisin, AB prosesine dönüştürülmesi halinde, çamur yaşının oldukça azalacağından azot gideriminin zorlaşacağı ortaya çıkmıştır. 30 mg/L üzerinde gelecek olan giriş atık suyu TN konsantrasyonu olması halinde, arıtılan atık sudaki TKN konsantrasyonunun yasal limitler üzerine çıkacağı tespit edilmiştir. Mevcut tesise gelen atık suyun değişken karakteri neticesi TN parametresinin de değişkenlik göstereceğinden dolayı, mevcut tesisin AB prosesine dönüştürülmesinin kapasite ve verim artışına olanak sağlamayacağı ortaya konulmuştur.

Anahtar Kelimeler: AB prosesi, Verim, Nütrient Giderimi, Evsel atık su, Endüstriyel atık su

2021, viii + 80 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

EVALUATION OF TREATABILITY EFFICIENCY OF ADSORPTION BIO-OXIDATION PROCESS

Mehmet Çağatay ÇETİNKAYA

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

In this study, the treatment of domestic and industrial wastewater was carried out with studies on the evaluation of the AB process in terms of treatability for the capacity and gains of existing treatment plants. For this purpose, a field-scale pilot plant with a capacity of 50 m^3/day based on the AB process was established and operated. The results obtained from the pilot plant were compared with the current facility analysis results and literature results. Pilot facility; A stage is formed in aeration and sedimentation pool, B stage is formed in anoxic pool, aeration pool and final sedimentation ponds. There is a 1,72 hour hydraulic retention time in the A stage and 10,8 hours in the B stage. Both stages were operated with % 100 recirculation and % 100 internal recirculation flow rate. COD, TSS, TN, TP removals were monitored in the pilot plant.
As a result of the study; For the AB process, the yields of the average COD, SS, TN, TP parameters were found to be % 77, % % 34, % 55 and % 28, respectively. The efficiencies of the average COD, SS, TN, TP parameters for the existing treatment plant were calculated as % 90, % 85, % 76 and % 73, respectively. Differences have emerged between the yields of both plants. Especially if the existing plant is converted to an AB process, it has been revealed that nitrogen removal will be difficult as the sludge age will decrease considerably. It has been determined that in the case of inlet wastewater TN concentration above 30 mg/L, the TKN concentration in the treated wastewater will exceed the legal limits. Since the TN parameter will also vary as a result of the variable character of the wastewater coming to the existing facility, it has been demonstrated that converting the existing facility to the AB process will not allow an increase in capacity and efficiency.

Key words: AB Process, Efficiency, Nutrient Removal, Domestic wastewater, Industrial wastewater.

2021, viii + 80 pages.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans sürecinde ve yüksek lisans tezim boyunca bilgi ve tecrübeleri ile yanımda olan, yardımlarını ve desteğini esirgemeyen değerli hocam Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN'e

Pilot tesisin kurulmasında maddi destek olan S.S. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi İşletme Kooperatifi'ne

Çalışmalarım sırasında beni yüreklendiren, moral ve motivasyonumu arttıran Genel Müdür'üm Sayın Mehmet AYDIN'a

Pilot tesisin tasarlanmasında, gerekli takiplerin ve analizlerin yapılmasında yardımlarını esirgemeyen Levent ARGÖNÜL'e, mesai arkadaşlarıma, Yasin DAVAN, Filiz DİN ile stajyer Vuslat Deniz DARAT ile Gülayşe ÖZKAYMAK'a

Yüksek lisans ders aşaması ve tezimin hazırlanması boyunca manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen Eşim'e ve oyun zamanlarından üzülerek çaldığım sevgili Oğlum'a,

Hayatım boyunca her zaman gerekli sabrı ve anlayışı gösteren, sevgilerini, maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen annem, babam ve kardeşime teşekkürlerimi sunarım.

Mehmet Çağatay ÇETİNKAYA
…/…/…….

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET i
ABSTRACT ii
TEŞEKKÜR iii
SİMGELER DİZİNİ v
KISALTMALAR DİZİNİ vi
ŞEKİLLER DİZİNİ vii
ÇİZELGELER DİZİNİ viii
1. GİRİŞ…… 1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI 4
2.1 Atık Su Türleri 9
2.1.1 Evsel atık sular 9
2.1.2. Kentsel atık sular 13
2.1.3. Endüstriyel atık sular 14
2.2. Atık Su Arıtma Yöntemleri 14
2.3 Biyolojik Arıtma Prosesleri 18
2.3.1 Bağlı büyüme sistemleri 19
2.3.2 Askıda büyüme sistemleri 19
2.4. Biyolojik Arıtma Proseslerinin Teorisi 20
2.4.1. Aerobik biyolojik oksidasyona ait temel bilgiler 20
2.4.2 Biyolojik nitrifikasyona ait temel bilgiler 22
2.4.3. Biyolojik denitrifikasyona ait temel bilgiler 25
2.4.4. Biyolojik fosfor giderimine ait temel bilgiler 27
2.5 Atık Sularda Nütrient Gidermek İçin Kullanılan Biyolojik Prosesler 28
2.5.1. Phoredox prosesi (A/O prosesi) 28
2.5.2 A^2/O prosesi 29
2.5.3. Standart UCT prosesi 31
2.5.4 Modifiye UCT prosesi 32
2.5.5 VIP (Virginia Initiative Plant) prosesi 33
2.5.6. Ardışık kesikli reaktör 33
2.5.7. Dört basamaklı Bardenpho prosesi 34
2.5.8. Beş basamaklı Bardenpho prosesi 35
2.5.9. AB prosesi 37
3. MATERYAL ve YÖNTEM 46
3.1. Yeşil Çevre Atık Su Arıtma Tesisi 46
3.1.1. Atıksu karakteri 47
3.1.2 Arıtma tesisi üniteleri 48
3.2. AB Prosesi Pilot Tesisi 52
3.2.1 Analiz Yöntemleri 57
4. BULGULAR ve TARTIŞMA 58
5. TARTIŞMA ve SONUÇ 74
KAYNAKLAR 76
ÖZGEÇMİŞ 80

SİMGELER DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
Al	Aluminyum
C	Karbon
$CaCO_3$	Kalsiyum Karbonat
Cd	Kadminyum
CH_4	Metan
CO_2	Karbondioksit
Cr	Krom
Cr^{+6}	Krom 6 değerli
Cu	Bakır
F	Florür
F/M	Substrat Mikroorganizma Oranı
Fe	Demir
H_2O	Su
Hg	Civa
Mn	Mangan
N	Azot
N_{DN}	Denitrifiye Edilecek Azot
NH_3-N	Amonyak Azotu
NH_4^+	Amonyum
NO_2^-	Nitrit
NO_2-N	Nitrit Azotu
NO_3^-	Nitrat
NO_3-N	Nitrat Azotu
O_2	Oksijen
^oC	Celcius Derece
P	Fosfor
pH	Potansiyel Hidrojen
PO_4-P	Fosfat Fosforu
TCN	Toplam Siyanür
TCr	Toplam Krom
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
Zn	Çinko

KISALTMALAR DİZİNİ

Kısaltmalar	Açıklama
A/O	Phoredox Prosesi
A^2/O	Anaerobik/Anoksik/Oksik Proses
AB	Adsorpsiyon Bio-oksidasyon Prosesi
AKM	Askıda Katı Madde
AKR	Ardışık Kesikli Reaktör
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
BOSAB	Barakfakih Organize Sanayi Bölgesi
ÇKM	Çözünmüş Katı Madde
ÇO	Çözünmüş Oksijen
DSÖ	Dünya Sağlık Örgütü
EN	Eşdeğer Nüfus
EN	Eşdeğer Nüfus
HRAS	Yüksek Yüklemeli Aktif Çamur
HRT	Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOSAB	Kestel Organize Sanayi Bölgesi
MLSS	Havalandırma Havuzu Askıda Katı Madde Miktarı
MLVSS	Havalandırma Havuzu Uçucu Askıda Katı Madde Miktarı
PAO	Fosfor Biriktiren Mikroorganizmalar
PHB	Polihidroksibütrat
SRT	Çamur Bekletme Süresi
SVI	Çamur Hacim İndeksi
TOK	Toplam Organik Karbon
TÜİK	Türkiye İstatitistik Kurumu
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
UCT	Cape Town Üniversitesi Prosesi
UOSB	Uludağ Organize Sanayi Bölgesi
UYA	Uçucu Yağ Asitleri
VİP	Virginia Girişim Prosesi

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü 22
Şekil 2.2. Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 23
Şekil 2.3. İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 24
Şekil 2.4. Son-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 26
Şekil 2.5. Ön-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 26
Şekil 2.6. Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akım şeması 28
Şekil 2.7. Phoredox prosesi şematik olarak gösterimi 29
Şekil 2.8. A^2/O prosesi 30
Şekil 2.9. Standart UCT prosesinin şematik görünümü 32
Şekil 2.10. Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü 33
Şekil 2.11. VIP prosesinin şematik görünümü 33
Şekil 2.12. AKR Prosesinin Şematik Görünümü 34
Şekil 2.13. Dört basamaklı bardenpho prosesinin şematik görünümü 35
Şekil 2.14. Beş basamaklı bardenpho prosesinin şematik görünümü 35
Şekil 2.15. AB prosesi şematik görünümü 41
Şekil 3.1. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi hizmet alanı 47
Şekil 3.2. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi şematik gösterimi 51
Şekil 3.3. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi genel yerleşimi 51
Şekil 3.4. Pilot tesis şematik gösterimi 54
Şekil 3.5. Pilot Tesis Yan Görünüm 55
Şekil 3.6. Pilot tesis ön görünüm 55
Şekil 3.7. Pilot tesis üst görünüm 56
Şekil 4.1 Pilot tesis debi ölçümleri 58
Şekil 4.2. KOİ parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri 61
Şekil 4.3.AKM parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri 62
Şekil 4.4. TN parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri 64
Şekil 4.5. TP parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri 65
Şekil 4.6. pH' ın zamanla değişimi 66
Şekil 4.7. Pilot tesis giriş KOİ ve TN konsantrasyonu regresyon analizi 71
Şekil 4.8. Pilot tesis giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonu regresyon analizi 72
Şekil 4.9. Pilot tesis giriş TN ve çıkış TKN konsantrasyonu regresyon analizi 73

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Türkiye geneli atık su göstergeleri....6
Çizelge 2.2. Belediye şebekesinden deşarj edilen atık su miktarları....7
Çizelge 2.3. İmalat sanayi atık su göstregeleri....8
Çizelge 2.4. Evsel atık suların tipik karakteristik özellikleri....9
Çizelge 2.5. Su ve atık su ile ilgili parametreler....10
Çizelge 2.6. Bazı çalışmalarda kullanılan evsel atık suların karakteristik özellikleri....10
Çizelge 2.7. Tipik dizayn ve işletme parametreleri....39
Çizelge 2.8.Konvansiyonel tek kademeli aktif çamur sistemleri ile AB prosesinin karşılaştırılması....42
Çizelge 2.9. Yaygın olarak kullanılan biyolojik nütrient giderim proseslerinin tipik dizayn parametreleri....43
Çizelge 2.10. Nütrient gideriminde kullanılan sistemlerin avantaj ve dezavantajları....44
Çizelge 3.1. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi işletme değerleri ve SKKY sınır değerleri....48
Çizelge 3.2. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi mekanik ekipmanları....50
Çizelge 3.3. Pilot tesis ünite ve ekipmanları....54
Çizelge 3.4. Pilot tesis analiz-ölçüm programı....56
Çizelge 3.5 Analiz yöntemleri....57
Çizelge 4.1. Pilot tesis analiz sonuçları....59
Çizelge 4.2. Mevcut atık su arıtma tesisi analiz sonuçları....59
Çizelge 4.3. Pilot ve mevcut tesis işletme verimi....59
Çizelge 4.4. Biyolojik nütrient giderimi ilgili yapılan çalışmalar....67
Çizelge 4.5. AB prosesi uygulama örnekleri)....68
Çizelge 4.6. Pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları....70
Çizelge 4.7. A Aşaması pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları....70
Çizelge 5.1. Aşaması pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları....75

1. GİRİŞ

Tüm dünyada suyun önemi her geçen gün daha fazla hissedilmektedir. Yeryüzünün yüzde yetmişi sudur, ancak dünyadaki toplam su rezervinin yalnızca % 2,53' ü tatlı su olarak kabul edilir. Toplam tatlı su rezervinin yalnızca % 0,26' sı tatlı su göllerinde ve nehirlerinde depolanmaktadır ve bu nedenle insan tüketimi için uygun kabul edilmektedir (Gleick, 1993). Su kaynaklarının korunması ve suyun verimli bir şekilde kullanılması için çalışmalar yoğun bir şekilde devam etmektedir. Bilim insanları, uzmanlar, mühendisler, teknoloji şirketleri yeni araştırmalar içerisine girmişlerdir. Ulusal ve uluslararası sivil toplum kuruluşları ayrıca çalışmalar yürütmektedir. Devletler hem bugün hem de gelecek için planlamalar yaparak suyun sağlıklı ve verimli bir şekilde yönetimini en önemli görevleri olarak belirlemişlerdir. Uluslararası anlaşmalara imza atarak bunu göstermektedirler. Su Çerçeve Direktifi' nde vurgulandığı gibi, rasyonel ve verimli su ve atık su yönetimi ile ilgili konular çok disiplinli olmalıdır (Arnell, 2016; Molinos-Senante ve Castellet, 2016). Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ), dünyadaki hastalıkların ve enfeksiyonların % 80' inin kanalizasyonun yetersiz arıtılmasından ve dolayısıyla yetersiz miktarda temiz sudan kaynaklandığını tahmin etmektedir. DSÖ ayrıca sucul ortamda yaşayan patojenlerin aktivitesi nedeniyle yılda 3,4 milyondan fazla insanın öldüğünü bildirmektedir (Ibrahim, Onyenekwe ve Nwaedozie, 2014).

Türkiye'de nüfusun hızla artması, plansız ve çarpık kentleşme, sanayileşme ve gıda gereksiniminin artmasıyla yoğunlaşan tarım faaliyetleri, çevre üzerinde büyük bir baskı unsuru haline gelmiş durumdadır. Bu duruma bağlı olarak bir taraftan su ihtiyacı artarken, diğer bir tarafta atık su oluşumunu ve su kirliliğini artırmıştır. Sürekli artan nüfus, azalan su kaynakları, temiz suya ulaşmanın her geçen gün zorlaşması, atık suların arıtılmasının önemini ortaya koymaktadır. Kaliteli su kaynakları için ileri teknolojilere gereksinim vardır (Manav, 2006). Bu noktada atık su arıtma tesislerinin önemi ortaya çıkmaktadır.

Atık su arıtma tesislerinin mevcut işletme verimliliği ve ileriki yıllarda arıtma tesisine gelecek atık su miktarının belirlenmesi, arıtma tesislerinin projelendirilmesi ve dizayn edilmesinde ki en önemli konuların başında gelmektedir. Uygun arıtma teknolojilerinin belirlenmesi, alıcı ortam su kütlelerinin ekolojisine olumlu yönde etki yapacağı gibi suyun yeniden kullanımı için geri kazanılmasına olanak sağlamaktadır. Arıtma tesisinin teknolojisinin ve boyutlarının yanlış seçilmesi, daha sonraki yüksek işletme

maliyetlerine, atık su arıtımının yetersiz verimliliğine ve böylece atık su arıtma tesislerine getirilen mali cezaları gerektiren, su izninin gerekliliklerinin karşılanmamasına neden olabilir (Młyński, Chmielowsk ve Młyńska, 2016b). Atık suyun kirliliği genel olarak toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), askıda katı madde (AKM), biyokimyasal oksijen ihtiyacı ($BOİ_5$), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) gibi parametrelerin değerlerine bağlı olarak belirlenir (Samsunlu, 2006). Temel kirletici faktörlerden olan KOİ, $BOİ_5$, AKM, TN ve TP değerleri arıtma tesislerinin projelendirilmesinde ve işletilmesinde göz önünde bulundurulmaktadır. İşletme verimleri öncelikli olarak bu baz parametrelere göre kontrol edilmektedir. İşletme veriminin sürekli izlenmesi önemlidir. Ulusal deşarj standartlarına uygun olarak arıtma tesislerinin işletilmesi gerekmektedir. Hiç arıtılmamış veya uygun kriterlere göre arıtılmamış atık su, çevre açısından olumsuz bir baskı kaynağıdır. Arıtılmadan deşarj edilen atık suların alıcı su kütlelerine deşarj edilmesi halinde; su organizmalarının ötrofikasyon ve zehirlenmesine, ekosistemlerin işleyişini bozan zararlı gazların salınmasına, kimyasal ve biyokimyasal dönüşümlere neden olarak ciddi kirlilik oluşur. Tüm bu faktörler atık su alıcısının biyotik koşullarında ve fizikokimyasal bileşiminde değişikliğe neden olmaktadır (Młyński ve diğerleri 2016b; Al-Zahiri, 2015; Masłoń ve Tomaszek, 2013). Daha çok bu belirtiler yaz aylarında alglerin çoğalmasıyla görülür. Alglerin çoğalması ÇO miktarını azaltır (Yazıcı, 2014). Balık ölümleri flora ve fauna çeşitliliğinin azalması ve bulanıklığın artış göstermesi alg patlamasının diğer sonuçlarıdır (Ortatepe, 2013). Bu nedenle, atık su kaynaklarının kanalizasyonlardan kaynaklanan kirliliğe karşı etkin bir şekilde korunması için atık su arıtma tesisinin düzgün çalışması önemlidir (Młyński, Chmielowski, Młyńska ve Miernik, 2016a; Łagożny, Maj, ve Masłoń, 2015; Bugajski ve Mielenz, 2008).

Atık su arıtma tesislerinin veriminin yıl boyunca sabit kalması mümkün değildir. Deşarj kriterlerini sağlayacak şekilde dalgalanması normal olarak karşılanmaktadır. Tesise gelen atık suyun bileşenlerinde ki değişimler, arıtma tesisinin hizmet ettiği bölgeye göre farklılıklar gösterir. Yalnızca evsel atık suların arıtıldığı tesislerde atık su karakterinin değişmesi beklenen bir durum değildir. Fakat evsel ve endüstriyel atık suyun birlikte arıtıldığı tesislerde veya yalnızca endüstriyel atık suların arıtıldığı tesislerde atık su karakteristiğinde değişkenlikler görülür. Bu gibi durumlar göz önünde bulundurularak poreses seçimlerinin yapılması gerekmektedir.

Biyolojik arıtıma prosesleri işletme kolaylığı, yüksek kaliteli deşarj suyu özellikleri sebebi ile en çok kullanılan arıtma prosesleridir. Bu proseslerden yaygın olarak kullanılanları; Klasik aktif çamur, Phoredox (A/O) prosesi, A^2/O (Anaerobik/Anoksik/Oksik) prosesi ve UCT (Cape Town Üniversitesi), 5 Aşamalı Bardenpho prosesleridir (Yıldırım, 2012). Biyolojik olarak fosfor giderme metotlarında az miktarda çamur oluşumu, atık çamur fosfor içeriğinin fazla olmasından dolayı iyi gübre değerine sahip olması, oluşan aktif çamurun iyi çökelmesi ve TN değerinin birçok prosesten daha az miktarda olmasından dolayı 5 Aşamalı Bardenpho Prosesi tercih edilmektedir. Son yıllarda, atık su arıtma tesislerine gelen atık su miktarlarındaki artış ve deşarjların yapıldığı alıcı ortamların korunması adına uygulanan standartların sıklaştırılması ve yeni deşarj standartlarının getirilmesi gibi nedenler ile mevcut biyolojik proseslere bir takım ilavelerin yapılmasını ya da yeni tesisler kurulmasını gerekli kılmıştır. Adsorpsiyon Bio-Oksidasyon (AB) prosesi buna benzer ihtiyaçları karşılamak için geliştirilmiş biyolojik arıtma prosesidir. AB prosesi konvansiyonel aktif çamur sisteminin iki kademeli olarak uygulandığı ilk kademesinin (A kademesi) hızlı, ikinci kademesinin (B Kademesi) düşük organik yüklemeler altında işletildiği modifiye bir aerobik arıtma sürecidir. Evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasında kullanılarak başarılı sonuçlar elde edilmiştir (Alpaslan ve Dölgen, 2002).

Bu tez çalışmasında, Bursa İli, Gürsu İlçesinde yer alan evsel ve endüstriyel atık suların beraber arıtıldığı Yeşil Çevre Arıtma Tesisine AB prosenine dayalı saha ölçekli pilot tesisi kurulmuştur. Klasik aktif çamur prosesine göre dizayn edilmiş mevcut arıtma tesisinin, AB prosesine göre modifiye edilerek kapasite ve verim artışının sağlanıp sağlanmayacağının çalışmaları yapılmıştır. Mevcut arıtma tesisine gelen atık sular ile pilot tesise gelen atık sular ve ayrıca deşarj edilen arıtılmış suların analizleri yapılarak sonuçları yorumlanmıştır. Elde edilen veriler için pilot tesis ile mevcut tesis performansları incelenmiştir. Gün geçtikçe daha zorlaşan atık su arıtma limitleri göz önünde tutulduğunda, bu çalışma sadece Yeşil Çevre Arıtma Tesisine yönelik bir çalışma niteliğinde olmayıp, aynı zamanda yeni düzenlemelerin yapılması gereken benzer tesislere, sıkı önlemlerin yerine getirilmesi ve gelecekte olası değişikliklerin yapılabilmesi için de faydalı olabilecek sonuçlar elde edilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

Son yüzyılda endüstri faaliyetlerinin ve nüfus artışının önemli derecede hız kazanmasıyla, mevcut temiz su kaynakları hızla tüketilmekte ve kirletilmektedir. Bunun sonucunda su ve gıda ihtiyaçları artışını da beraberinde getirerek su kıtlığına sebep olmaktadır. Su kıtlığı, 21. yüzyılda Dünya toplumlarının karşılaştığı en önemli sorunlardan biridir ve önümüzdeki yıllarda en hassas çevre konularından biri haline gelecektir. Dünyada bazı bölgeler, ABD'nin güney eyaletleri, güney Avrupa, kuzey Afrika, Orta Doğu ve Avustralya bu sorunla karşı karşıyadır. Avrupa nüfusunun en az % 11' ini ve Avrupa Birliği'nin topraklarının % 17' sini etkileyen giderek endişe verici bir hale dönüşmektedir (Torres, Teodosiu, Pintilie ve Castells, 2016).

Birleşmiş Milletler Eğitim, Bilim ve Kültür Teşkilatı (UNESCO) tarafından Paris'te açıklanan Dünya Su Gelişme Raporu'na göre en kaliteli suyun Finlandiya'da olduğu belirtilmiştir. Tatlı su kaynakları ve özellikle yeraltı sularının miktarı ve temizliği, atık suyun nasıl arıtıldığına dair kriterleri değerlendirerek oluşturulan listede; 2. sırada Kanada, 3. sırada Yeni Zelanda yer alırken Türkiye, listenin 45. sırasında bulunmaktadır. Almanya ise 57. sırada Türkiye'nin yanı sıra Ekvator, Venezüella, Hırvatistan ve Bulgaristan gibi ülkelerin gerisindedir. Listenin son ülkesi 122. sırada Belçika'daki suyun niteliğinin ve niceliğinin yetersiz olduğu belirtilen raporda, ülkedeki yoğun sanayi atıklarına ve atık suların arıtılmasının kötü oluşuna dikkat çekilmiştir (Özbay ve Kavaklı, 2008).

Toplumlar refah seviyelerine göre bir takım farklı atıklar oluşturmaktadır. Bu atıkları katı, sıvı ve hava emisyon atıkları olarak üç ana grupta sıralanmaktadır. Atık sular, sıvı atık grubuna dahil olup, temiz suların faklı amaçlarla kullanımı neticesinde oluşmaktadır. Atık su; yağmur suyu dışında olan, suyun çeşitli amaçlar doğrultusunda kullanılarak orijinal formunu yitirmesi olarak tanımlanabilir.

Arıtılmayan suların birikmesi ile atık su içerisindeki organik maddelerin ayrışması kötü kokulu gazları oluşturacağı gibi septikleşmeye de neden olur. Bu durum çevrede istenmeyen sorun haline dönüşür. Bununla birlikte arıtılmayan atıksular, insan sağlığı için zararlı birçok mikroorganizma içerir. Ayrıca atıksular, bitkilerin büyümelerini sağlayan besin maddelerine ilave olarak toksik, mutajenik ve kanserojenik bileşikler içerebilir.

Arıtılmamış veya tam arıtımı sağlanmamış atıksuların insanoğlunun kullandığı yüzeysel ve yüzey altı suyuna karışması durumunda önemli sağlık riskleri meydana gelebilmektedir. Atık sulardaki patojenler; atık su ile doğrudan temas, kanalizasyonla kirlenmiş yiyecek ve içme suyu tüketerek veya insan, hayvan, böcek taşıyıcılarıyla temas yoluyla yayılır ve bulaşır. Bakteriler, virüsler ve parazitler (solucanlar ve protozoanlar dahil), atık sudaki insanlar için tehlikeli olan patojen türleridir. Bakteriler, tifo, paratifoid, basil dizanteri, gastroenterit ve kolera dahil olmak üzere atık su ile ilgili çeşitli hastalıklardan sorumlu olan mikroskobik organizmalardır. Hepatit A, çocuk felci ve viral gastroenterit, atık sudaki virüslerden bulaşabilecek hastalıklardan birkaçıdır (Üçüncü, 2019). Bu gerekçelerle çevre ve halk sağlığının korunması için atık suların alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılma zorunluluğu vardır.

Atık su miktarının artmasında önemli bir etken nüfus artışıdır. Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) 2030 yılında Türkiye nüfusunun 100 milyon olacağını öngörmektedir. Özellikle Yeşil Çevre arıtma tesisinin faaliyete geçmiş olduğu 2006 yılından sonrasında ki nüfus artışı ve Türkiye genelindeki atık su göstergeleri Çizelge 2.1' de verilmektedir. Bu göstergelerin en son yayınlanma yılı 2018 yılı verilerine ait olup, sonrasında veriler açıklanmamıştır. Bu çerçeveden bakıldığında Türkiye nüfusunun yaklaşık % 14 arttığı görülmekle birlikte, toplam belediye sayısının Büyükşehir sınırlarının genişletilmesine bağlı olarak azaldığı görülmektedir. Belediye nüfusunun da, Türkiye nüfus artışı oranında artmış olduğu ve nüfus artışının Belediyelerle sınırlı olduğu anlaşılmaktadır. Bu süre zarfında nüfus artışına bağlı atık su miktarı da artmıştır. İlave kanalizasyon şebekelerinin yapılması kanalizasyon sistemi ile hizmet edilen nüfusu arttırmıştır. . Burada yapılan alt yapı yatırımlarının etkisinin olduğu düşünülmektedir. Yine yapılan atık su arıtma tesisi yatırımları ile 184 olan atık su arıtma tesisi sayısı 991' e yükselmiştir. Böylelikle atık su arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye nüfusunda yaklaşık % 50 artış görülmektedir.

Çizelge 2.1. Türkiye geneli atık su göstergeleri (TÜİK)

Belediye atıksu göstergeleri 2006-2018		
	2006	**2018**
Türkiye nüfusu	**70 586 256**	**82 003 882**
Toplam belediye sayısı	3 225	1 399
Toplam belediye nüfusu	58 581 515	76 888 607
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen belediye sayısı	2 321	1 357
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen belediye nüfusu	50 856 943	69 732 686
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen nüfusun toplam belediye nüfusuna oranı (%)	87	91
Alıcı ortamlara göre şebekeden deşarj edilen atıksu miktarı(bin m^3/yıl)	3 366 894	4 795 130
Denize	1 522 695	1 949 475
Göl-Gölete	46 415	67 935
Akarsuya	1 410 614	2 248 589
Araziye	120 525	19 052
Baraja	121 532	148 735
Diğer	145 113	361 346
Atıksu arıtma tesisi sayısı	184	991
Fiziksel	26	55
Biyolojik	135	527
Gelişmiş	23	203
Doğal	...	206
Atıksu arıtma tesisi kapasitesi (bin m^3/yıl)	3 648 198	6 366 650
Fiziksel	1 329 470	1 737 866
Biyolojik	1 510 835	1 718 037
Gelişmiş	807 893	2 884 750
Doğal	...	25 997
Atıksu arıtma tesislerinde arıtılan atıksu miktarı (bin m^3/yıl)	2 140 494	4 236 419
Fiziksel	714 404	1 024 184
Biyolojik	926 581	1 169 612
Gelişmiş	499 509	2 029 510
Doğal	...	13 112
Atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye sayısı	362	644
Atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye nüfusu	29 643 258	60 528 175
Atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam belediye nüfusuna oranı (%)	51	79
Belediyelerde deşarj edilen kişi başı günlük atıksu miktarı (litre/kişi-gün)	181	188
Derin deniz deşarjı yapan belediye sayısı	77	38

Atık su miktarlarındaki artış Türkiye genelinden sonra Belediyeler özelinde de bir takım çalışmalar yapılma zorunluluğunu ortaya koymuştur. 2006-2018 dönemleri arasında Belediye şebekesinden alıcı ortamlara deşarj edilen atık su miktarları Çizelge 2.2' de verilmektedir. Toplam deşarj edilen atık su miktarında % 30'luk bir artış olduğu görülmektedir. Arıtılan atık su miktarında % 24,7 artış meydana gelmiştir. Yapılan alt yapı ve atık su arıtma tesisi yatırımlarının etkili olduğu ortaya çıkmaktadır. Alıcı ortam olarak deşarj edilen atık suların en büyük payı % 46,9 ile akarsular oluşturmaktadır.

Çizelge 2.2. Belediye şebekesinden deşarj edilen atık su miktarları (TÜİK)

Alıcı ortamlara göre belediye şebekesinden deşarj edilen atık su miktarı

	2006		2018	
	Miktar (Bin m^3)	**%**	**Miktar (Bin m^3)**	**%**
Deşarj edilen atıksu miktarı	**3 366 894**	**100,0**	**4 795 130**	**100,0**
Arıtılan	2 140 494	63,6	4 236 419	88,3
Arıtılmayan	1 226 400	36,4	558 711	11,7
Denize	**1 522 695**	**45,2**	**1 949 475**	**40,7**
Arıtılan	1 215 440	79,8	1 883 205	96,6
Arıtılmayan	307 255	20,2	66 270	3,4
Göle/Gölete	**46 415**	**1,4**	**67 935**	**1,4**
Arıtılan	28 166	60,7	53 363	78,6
Arıtılmayan	18 249	39,3	14 571	21,4
Akarsuya	**1 410 614**	**41,9**	**2 248 589**	**46,9**
Arıtılan	705 561	50,0	1 911 078	85,0
Arıtılmayan	705 054	50,0	337 511	15,0
Baraja	**121 532**	**3,6**	**148 735**	**3,1**
Arıtılan	84 015	69,1	104 292	70,1
Arıtılmayan	37 517	30,9	44 443	29,9
Araziye	**120 525**	**3,6**	**19 052**	**0,4**
Arıtılan	12 011	10,0	13 173	69,1
Arıtılmayan	108 514	90,0	5 878	30,9
Diğer ortamlara	**145 113**	**4,3**	**361 346**	**7,5**
Arıtılan	95 301	65,7	271 307	75,1
Arıtılmayan	49 813	34,3	90 038	24,9

Not: Belediye tesisleri dışında arıtılan atıksu miktarı dahildir.

Evsel atık suların artışı ile birlikte endüstriyel atık suların miktarında da artışlar söz konu olmaktadır. 2008-2018 yılları arasında imalat sanayi atık su göstergeleri Çizelge 2.3'te verilmektedir. Bu yıllar arasında imalat sanayisinden deşarj edilen endüstriyel nitelikli

atık miktarı yaklaşık % 58 oranında artış göstermiştir. Arıtılarak deşarj edilen atık su miktarında yaklaşık % 40 artış gerçekleşmiştir. Yine bu dönem aralığında yapılan atık su arıtma tesisi yatırımları ile atık su arıtma tesisi sayısı % 50 artış göstererek 1 431'den 2 827' ye yükselmiştir.

Çizelge 2.3. İmalat sanayi atık su göstregeleri (TÜİK)

İmalat sanayi atıksu göstergeleri, 2000 - 2018		
	2008	2018
Deşarj edilen atıksu miktarı (Bin m^3)	**1 027 838**	**2 431 855**
Deşarj edilen soğutma suyu miktarı	711 953	1 965 507
Soğutma suyu hariç deşarj edilen atıksu miktarı	315 885	466 348
Arıtılarak deşarj edilen toplam atıksu miktarı (Bin m^3)	**165 486**	**276 538**
Arıtılarak deşarj edilen soğutma suyu miktarı	10 402	21 961
Soğutma suyu hariç arıtılarak deşarj edilen atıksu miktarı	155 084	254 577
Alıcı ortamlarına göre deşarj edilen atıksu miktarı (Bin m^3)		
Şehir Kanalizasyonu	72 459	64 314
Deniz	681 716	1 976 984
Göl	1 217	
Akarsu	143 346	164 818
Baraj	2 260	568
Atık barajı	-	
Fosseptik	4 215	3 467
OSB kanalizasyonu	93 882	164 484
Diğer alıcı ortamlara	28 744	53 880
Atıksu arıtma tesisi sayısı	**1 431**	**2 827**
Fiziksel /Kimyasal	458	1 386
Biyolojik	892	1 323
Gelişmiş	81	118
Atıksu arıtma tesisi kapasitesi (Bin m^3/yıl)	**387 967**	**676 017**
Fiziksel /Kimyasal	95 435	223 503
Biyolojik	248 416	368 568
Gelişmiş	44 116	83 946
Atıksu arıtma tesislerinde arıtılan atıksu miktarı (Bin m^3/yıl)	**189 359**	**332 391**
Fiziksel /Kimyasal	43 638	108 422
Biyolojik	128 652	182 678
Gelişmiş	17 069	41 290

TÜİK' in açıkladığı istatistiklerden de görüleceği üzere Dünya'da ki artışlara paralel olarak Türkiye'de evsel ve endüstriyel atık su miktarlarında artışların olduğu görülmektedir. Bu artışlarla birlikte atık su arıtma tesislerinin önemi daha da fazla hissedilmektedir. Arıtma tesislerinin doğru bir şekilde projelendirilip, yasal limitleri sağlayacak şekilde işletilmesi alıcı ortamların kalitelerini olumlu yönde etkileyecektir. Atık su arıtma tesislerinde arıtılan atık su türleri ise aşağıda açıklanmaktadır.

2.1 Atık Su Türleri

2.1.1 Evsel atık sular

Evsel atık sular, suların insani tüketim amaçlı kullanımı sonucu oluşmaktadır. Alıcı ortama verilmeden önce mutlaka arıtılmaları gerekmektedir. Atık suyun karakterizasyonuna göre tasarlanan uygun bir arıtma tesisinde gerekli işlemlerden geçirilmelidir. Atık suyun karakterine göre arıtma tesisi projelendirilmesi ve buna göre arıtılması gerekmektedir. Atık suyun kaynağı, debisi, niteliği gibi faktörler atık suyun karakterini ortaya koymaktadır.

Buna göre evsel atık suların tipik bazı karakteristik özellikleri Çizelge 2.4' te, fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikler Çizelge 2.5' te, literatürde mevcut bazı çalışmalarda kullanılan evsel atık suların karakteristik özellikleri ise Çizelge 2.6' da verilmiştir.

Çizelge 2.4. Evsel atık suların tipik karakteristik özellikleri (Metcalf ve Eddy, 2003)

		Konsantrasyon		
Parametre	**Birim**	**Zayıf Karakterli Atık su**	**Orta Karakterli Atık su**	**Yüksek Karakterli Atık su**
AKM	mg/L	120	210	400
UAKM	mg/L	95	160	315
$BOİ_5$	mg/L	110	190	350
KOİ	mg/L	250	430	800
TOK	mg/L	80	140	260
Azot Organik Amonyak Nitrit Nitrat	mg/L	20 8 12 0 0	40 15 25 0 0	70 25 45 0 0
Fosfor Organik İnorganik	mg/L	4 1 3	7 2 5	12 4 8

Çizelge 2.5. Su ve atık su ile ilgili parametreler (Samsunlu, 2011)

Fiziksel Özellikler	Kimyasal Özellikler			Mikrobiyolojik Parametreler	
	Metaller	Organik Parametreler	Anorganik Parametreler	Biyolojik	Bakteriyolojik
Renk	Al	Yağ-gres	Asidite	Planktonlar	Koliform
Koku	Cd	KOİ	Alkalinite	Perifitonlar	Fekal straptokok
İletkenlik	Cr	$BOİ_5$	CO_2	Makrofitonlar	Patojenikler
Katı Madde	Cu	TOK	Fosfat	Bentik	Virüsler
Sıcaklık	Fe	CH_4	Azot	Dipsel vertatlar	Bakteriler
Tat	Mn	Pestisitler	ÇO	Balıklar	Fungiler
Bulanıklık	Hg	Deterjanlar	Sülfat		Demir-sülfür bakterileri

Çizelge 2.6. Bazı çalışmalarda kullanılan evsel atık suların karakteristik özellikleri

Çalışmalar	AKM (mg/L)	BOİ (mg/L)	KOİ (mg/L)	NH_3-N (mg/L)	TKN (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)
Lim, Jeong, Bhank, Park ve Park, 2009	61,5	71,4	-	27,8	-	38,6	-
Fan, Tao, Zhang ve You, 2009	86	-	185	9,96	-	16	1,56
Manyumba , Wood ve Horan, 2009	-	135	340	25,7	43	-	6,5
Aiyuk, Amoaka, Raskin , Haandel ve Verstraete, 2004	200	208	522	24	39	-	8
Ge, Peng ve Wang, 2011	-	-	308	52,2	-	56,1	5,8
Kim, Kim, Ryu, Min ve Lee, 2009	186	-	304	28,2	37,1	-	5,4

Çizelge 2.6. Bazı çalışmalarda kullanılan evsel atık suların karakteristik özellikleri (devam)

Kocadağıstan ve Topçu, 2007	-	-	350-500	15-21	-	-	3-4,5
Korkusuz, Beklioğlu ve Demirer, 2005	102,33	65	279,45	23,86	-	-	6,14
Lee, Kim, Park ve Park, 2004	108-230	-	274-348	25-31	-	25-31	3,8-4,5
Monclus, Sipma, Ferrero, Comas ve Rodriguez-Roda, 2010	-	293	459	29,1	50,6	-	3,63
Peng ve Ge, 2011	-	-	295	52,4	55,3	58,5	6,62

Atık su içeriğindeki organik bileşikler, bozunma yoluyla ortama hidrojen sülfür gazı açığa çıkararak koku problemi oluşturur. Atık su renksiz değildir anaerobik etkisiyle siyaha yakın gri bir rengi vardır. (Samsunlu, 2011). Atık suyun sıcaklığı kış mevsiminde hava sıcaklığından yüksek derecelere sahipken, yaz mevsiminde hava sıcaklığından daha düşük değerlere sahiptir (Boduroğlu, 2008). Atık sular organik bileşik ihtiva ederler bunun % 70' i AKM, geriye kalan kısmı ise ÇKM' lerden oluşur (Fesliyen, 2017). pH, çözeltilerin asitlik ya da baz olma derecesini gösteren bir terimdir. Çözeltide bulunan hidrojen iyonunun aktivitesini gösterir. Evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasında pH'ın kontrolü biyolojik canlılığın sürdürülebilmesi için önem taşımaktadır. Alkalinite ise, pH değerine karşılık suların gösterdiği direnç olup, incelenen suyun tampon kapasitesini yansıtır (Samsunlu, 2011). Alkalinite biyolojik süreçlerin devamı konusunda önemli bir yere sahiptir.

Azot, doğal bir döngüsü olan, mikroorganizmaların yaşam faaliyetleri için kullandığı bir elementtir. Azot elementi, kimyasal reaksiyonlar sonucu farklı oksidasyon kademelerinde

bulunmaktadır ve canlılar için önemli bir parametre olması sebebiyle değişik formlarına sularda sıklıkla rastlanmaktadır.

Canlılığın devam edebilmesi için azot nütrientinin farklı oksidasyon basamaklarına sahip formlarının varlığı önem arz etmektedir. Liebig'in minimum yasasına göre besi maddesi olarak adlandırılan canlılığın devamı ve çoğalma için gerekli olan azot ve diğer önemli elementlerin değerleri minimumun üstünde olmalıdır.

Atık su arıtımında kullanılan mikroorganizmaların görev aldığı aktif çamur prosesi ve diğer benzer biyolojik proseslerin gerçekleşebilmesi için suda en az % 5 oranında azotlu madde olması gerekmektedir. Evsel atık sular, azotlu madde bakımından zengin olmaları sebebi ile bu oranı sağlamaktadır. Evsel atık suların kanalizasyona kattığı atık miktarı BOİ cinsinden 54 g/kişi.gün, katılan toplam azot konsantrasyonu 54 g/kişi.gün' dür. Evsel atık sularda minimum 100:5 olması gereken $BOİ_5$ ve N oranı çok daha yüksektir. Endüstriyel atık sular ise azotlu madde bakımından zengin olmaması sebebiyle evsel atık su ile yeterli oranlarda karışmaması durumunda C:N oranı biyolojik proseslerin gerçekleşmesi için yeterli olmayabilir. Böyle bir durumda biyolojik proseste görev alan mikroorganizmaların üreyebilmesi, dolayısıyla biyolojik arıtmanın verimli gerçekleşebilmesi için atık suya dışarıdan azot ilave edilmelidir.

Fosfor sularda fosfat formlarında bulunmaktadır. Bu fosfat formları anorganik fosfat bileşikleri ve polifosfatlardır. Fosfat formlarının suyu iyileştiren özellikleri de mevcuttur. Polifosfatların içme ve kullanma sularında korozyon probleminin giderilmesinde ve bazı fosfat türlerinin $CaCO_3$'ın sudan çöktürülerek uzaklaştırılması işleminde kullanılması buna örnektir. Evsel atık sular içerdiği fosfor miktarı bakımından zengindir. İnsan vücudunda gerçekleşen metabolik faaliyetler sonucunda proteinler parçalanmakta ve anorganik fosfor oluşmaktadır. Kişi başı 1,5 g/gün miktarında oluşan bu fosfor içerikli atık idrar yolu ile atılmaktadır. Günlük hayatta kullanmakta olduğumuz deterjanların üretim sürecinde katkı maddesi olarak % 12-13 fosfor, % 50'den fazla polifosfat kullanılmaktadır. Bu sebeple deterjan tüketiminin artması ile sularda bulunan fosfor miktarları da artmıştır. Fosfor içeriği yüksek olan bu atık suların yüzeysel sulara deşarjı sonucunda anorganik fosforlu madde varlığının geçmişe göre 2-3 kat arttığı gözlenmiştir. Azot gibi fosfor elementi de mikroorganizmalar için bir nütrienttir. Evsel atık suların

fosfor içeriği yüksektir. Ancak endüstriyel atık sular düşük miktarda fosfor içerirler. Atık suyun fosfor miktarının yeterli gelmemesi durumunda biyolojik prosesin verimi düşeceğinden atık suya dışarıdan anorganik fosfat ilave edilmelidir.

$BOİ_5$, mikroorganizmaların su içerisinde bulunan ayrışabilir organik maddeleri parçalayabilmesi için ihtiyaç duydukları oksijen miktarının ölçüsüdür. $BOİ_5$ parametresi su kaynaklarının ve atık suların kirlilik derecesinin belirlenmesinde, arıtma sistemlerinin tasarımında ve işletiminde nitelik ve nicelik açısından önem arz etmektedir. KOİ parametresi ise evsel ve endüstriyel kirlenmenin daha net bir şekilde analiz edilmesinde kullanılmaktadır.

BOİ' de organik madde biyokimyasal reaksiyonlar ile oksitlenirken, KOİ de organik madde yükseltgenme-indirgenme reaksiyonları ile oksitlenmektedir. Kimyasal oksidasyonda parçalayıcı olarak kimyasal madde kullanıldığından maddenin biyolojik olarak ayrışabilirliği ve ayrışma hızı önemsizdir. Böylece bütün organik maddeler oksitlenir. Bu sebeple KOİ her zaman BOİ' den yüksek değer alır.

TOK, küçük organik madde partikülleri için önemli bir parametredir. TeOİ, atık sudaki ayrışma ürünlerinden oluşur. Kimyasal yapısı bilinen karbonun, oksitlenmesi için ihtiyaç duyulan oksijen miktarı bulunabilir (Fesliyen, 2017).

2.1.2. Kentsel atık sular

Evsel atık su ya da evsel atık suyun endüstriyel atık su ve yağmur suyu ile karışımı sonucu oluşan atık suya kentsel atık su denir. Nüfus artışına bağlı olarak su tüketimi artmakta evsel ve endüstriyel kullanımdaki su miktarı da kentsel atık su miktarını arttırmaktadır. Kentsel atık suda makro ve mikro kirleticiler bulunmaktadır. Bu kirleticiler evsel ve endüstriyel kaynaklardan atık suya karışmaktadır. Makro kirleticiler fizikokimyasal ve mikrobiyolojik olarak iki sınıfa ayrılmaktadır. TOK, $BOİ_5$, KOİ, TKN ve AKM fizikokimyasal sınıfta yer almaktadır. Mikrokirleticiler ise kanserojen, toksik ve mutojenik etki göstermekle birlikte biyo parçalanabilirlikleri oldukça zor kirleticilerdir.

Kentsel atık su arıtımında genellikle konvansiyonel sistemler uygulanmaktadır. Yaşam alanları, iş yerleri gibi doğrudan insan kaynaklı atık sular kentsel atık su arıtma tesislerinde arıtılmaktadır. Arıtılmış kentsel su kaynakları sürdürülebilir su yönetimi

açısından iyi bir sulama suyu kaynağıdır. İçerdikleri kimyasallar ve mikrobiyal kirlilik potansiyeli çevre konusunda dikkat edilmesi gereken en önemli noktadır (Yaşar, 2016).

2.1.3. Endüstriyel atık sular

İnsanların yaşamlarını devam ettirebilmeleri amacıyla kurmuş oldukları iş alanları, atölyeler, fabrikalar ve benzer ortamlarda üretim, imalat, soğutma, yıkama vb. endüstriyel işlemlerde kullanılan sular endüstriyel atık su olarak adlandırılmaktadır. Endüstriyel atık suyun kirlilik oranı evsel atık sudan daha fazladır. Endüstriyel atık sular arıtılmaksızın alıcı ortamlara deşarj edilirse çok ciddi çevre sorunlarına sebep olurlar. Nehirlere doğrudan deşarjı sonucunda prosesten çıkmış olan suyun sıcaklığı, alıcı ortam suyunun sıcaklığını etkileyerek su ekosisteminde bulunan canlıların yaşamını doğrudan etkilemektedir. Endüstriyel atık su oksijence fakir olması sebebiyle deşarj edildiği ortamdaki oksijeni harcayıp bitirir. Su ekosisteminde yaşayan canlılarının yaşamlarını sürdürebilmesi, fauna ve floranın zarar görmemesi ve biyolojik çeşitliliğin devam edebilmesi için endüstriyel atık sular deşarj standartları sağlanmadan kesinlikle alıcı ortamlara deşarj edilmemelidir. Atık suların karakterine bağlı olarak farklı prosesleri içeren atık su arıtma tesisleri kurulmalıdır. Bu yöntemlerden aşağıda bahsedilmektedir.

2.2. Atık Su Arıtma Yöntemleri

Atık suların, içerdikleri kirletici parametrelerden dolayı alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Atık suların arıtılması, alıcı ortamda ve çevresinde yaşayan canlıların korunması açısından önem arz etmektedir. Arıtma proseslerinin belirlenmesinde atık suyun karakterizasyonu ve alıcı ortamın özümleme kapasitesi oldukça önemlidir. Atık suyun bileşim miktarı oluştuğu yeri temsil etmektedir. % 1 oranında kolloidal ya da çözünmüş halde kirletici, % 99 oranında ise su içeren atık sular için arıtma yöntemleri birincil, ikincil ve üçüncül arıtım olmak üzere 3'e ayrılmaktadır. Birincil arıtım, fiziksel arıtımı temsil etmektedir. İkincil arıtım, biyolojik ve kimyasal arıtımı temsil etmektedir. Üçüncül yani ileri arıtım ise tüm arıtma yöntemlerinin kombinasyonlarını temsil etmektedir (Boduroğlu, 2008).

Arıtma tesisleri, arıtma amaçlarına bağlı olarak ya ayrı ayrı ya da bazı kombinasyonlarda üç genel tipte karbon giderme ünitesi sürecini kullanır. Bunlar, graviteli çökeltme gibi fiziksel yollarla uzaklaştırmayı, bileşikleri bozmak veya fiziksel uzaklaştırmayı

(pıhtılaşma/topaklaşma) geliştirmek için kimyasalların kullanımını ve biyolojik yollarla uzaklaştırmayı içerir. Bu çalışmada biyolojik mekanizmalar ayrıntılı olarak inlecenecek, fiziksel ve kimyasal süreçlerin kısaca üzerinde durulacaktır.

Fiziksel arıtımın hedefi ham atık suyun içerdiği, farklı boyutlarda askıda veya çökmüş durumda olan maddelerin, arıtmada kullanılan ekipmanlara zarar vermeden uzaklaştırılarak tıkanma ve aşınma gibi problemlerin önlenmesidir. Fiziksel arıtma metodları; Izgara ve elekler, öğütücüler ve parçalayıcılar, dengeleme havuzları, kum tutucular, yağ ayırıcılardır (Şener, 2016). Askıdaki katıların atık sudan gravite ayırma ile uzaklaştırılması, basitliği ve düşük enerji talebi nedeniyle atık su arıtmada en yaygın kullanılan birim işlemlerden biridir. Verimli bir şekilde tasarlanmış ve çalıştırılan birincil çökeltme tankları, AKM' nin % 50-70' ini, BOİ' nin % 25-40' ını ve KOİ' nin % 20-35'ini giderebilmektedir (Tchobanoglous, Burton, ve Stensel, 2003).

Kimyasal arıtım, fiziksel arıtımdan geçen fakat giderilemeyen çözünmüşler, askıda kalan katılar ve kolloidal maddelerin kimyasal reaksiyon ile giderilmesi işlemidir (Helvacı, 2017). Kimyasal arıtımda kullanılacak kimyasal madde belirlenirken atık suyun ve alıcı ortamın karakteri ile kirlilik yükü dikkate alınarak jar testleri yapılmaktadır. Jar testleri sonucunda uygun görülen kimyasal maddeler atık suya ilave edilerek farklı tepkimeler oluşturulur. Kimyasal arıtma için kullanılan en yaygın inorganik koagülantlar demir klorür, alum ve kireçtir. Ek olarak, organik polielektrolitler gibi floküle edici ajanlar, partikül ve koloidal materyalin flokülasyonunu artırmak için kullanılır. (Tchobanoglous ve diğerleri, 2003).

Askıda kalan katıların koagülasyon ve flokülasyon prosesleri ile atık sudan uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Kimyasal oksijen ihtiyacı, fosfor, ağır metaller, AKM, BOI, gibi maddelerin kimyasal arıtma ile giderimi sağlanmaktadır. Askıda kalan katı maddeler kimyasal oksidasyon işlemi ile zararsız hale dönüştürülerek sudan uzaklaştırılırlar. Patojenlerin giderimi de kimyasal çöktürme, adsorpsiyon ve dezenfeksiyon gibi kimyasal arıtma işlemleri ile sağlanmaktadır (Boduroğlu, 2008; Şener, 2016).

Biyolojik arıtma metotları aerobik ve anaerobik olarak gerçekleştirilebilmektedir. Biyolojik arıtma organik madde yükleri fazla olan atık sulara uygulanmaktadır. Biyolojik

arıtma işleminde organik madde kısmen oksitlenerek ya da bakteri kütlesine dönüşerek biyolojik arıtma sisteminde çökmekte ya da inorganik maddelere dönüşmektedir. Dolayısıyla biyolojik arıtma; çözünmüş organik maddelerin mikroorganizmalarca parçalanması işlemidir. Doğada kendiliğinden gelişmekte olan süreçlerin, biyoflokülasyon ve mineralizasyon işlemlerinin emniyetli bir ortamda ve kısa zaman diliminde gerçekleşmesi durumudur. Biyolojik prosesin gerçekleşmesi için oksijen kullanılıyorsa aerobik, kullanılmıyorsa anaerobik olarak adlandırılır (Şener, 2016). Aktif çamur, stabilizasyon havuzu ve anaerobik sistemler biyolojik arıtım proseslerine örnek olarak verilebilir (Boduroğlu, 2008). Aerobik arıtımda oksijenli ortamda mikroorganizmalar tarafından atıklar sentezlenip okside edilerek yok edilir. Bakteriler organik maddenin bir kısmından enerji elde eder diğer kısmı ile çoğalmaya devam ederler.

Anaerobik arıtımda organik madde giderimi oksijensiz ortamda sağlanmaktadır. Septik koşulların olduğu bu sistemde organik maddeler sırayla organik asit, alkol, asetik asit, CO_2, hidrojen ve metana dönüşmektedir. Nihai ürün olarak oluşan metan gazından enerji elde edilebilmektedir (Helvacı, 2017).

İleri arıtımda, konvansiyonel sistemlerle arıtımı tam olarak yapılamayan maddelerin arıtımı gerçekleştirilmektedir. Atık suyun deşarj edileceği alıcı ortamların deşarj limitlerinin düşürülmesi ve geri kazanımının gündeme gelmesi ile ileri arıtım yöntemleri ön plana çıkmıştır (Helvacı, 2017). Atık sulardan karbon giderimi gerçekleştiren sistemler klasik sistemler olarak adlandırılmaktadır. Klasik sistemler ile arıtılmış olan atık sulardan ilave askıda katı ve nütrient gideren arıtma yöntemine ileri arıtma adı verilir. Arıtılmış olan suyun alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce içerdiği bakterileri ve virüsleri bertaraf etmek için kullanılan yönteme dezenfeksiyon denilmektedir. Ham atık suda taze kirlenmenin işareti olan amonyum azotu fazlaca bulunmaktadır. Bu amonyum iyonları nitrifikasyon bakterileri tarafından önce nitrite sonra nitrata yükseltgenmektedir. Oluşan bu nitrat azotu denitrifikasyon ile azot gazına dönüştürülmektedir. Bu işleme azot giderimi adı verilir. Nitrifikasyonda, oksijenli ortamda *Nitrosomonas* amonyağı nitrite yükseltgemektedir. Oluşan nitrit ise ikinci adımda *Nitrobacter* tarafından nitrata yükseltgenmektedir. Nitrifikasyon ile alıcı ortam için zararlı olan amonyum azotunun

etkilerinden ve ötrofikasyon oluşma ihtimalinden korunulmaktadır. Bu nedenlerden ötürü nitrifikasyon büyük önem arz etmektedir.

Azot döngüsünde yükseltgenme süreçleri aerobik, indirgenme süreçleri ise anaerobiktir. Amonyağın nitrite dönüşmesi için gerçekleşen reaksiyona nitrifikasyon denilmektedir. Nitrifikasyon; koşulların elverişli olması durumunda oluşan, yüzeysel sularda, bunlara karışmakta olan arıtılmış sularda ve biyolojik atık su arıtma tesislerinde fazladan çözünmüş oksijen kaybına yol açan, gerçekleşmesi istenmeyen bir proses olmakla birlikte, amonyağın tasfiyesi için de uygun, doğal bir yöntemdir (Samsunlu, 2011). Nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat iyonunu bitkiler bünyelerine almakta ve azot ihtiyacını karşılamaktadırlar. Atık su arıtma tesisi işletimi ve planlamalarında öneme sahip olan nitrifikasyon prosesi amonyum limitine, amonyak miktarına, pH derecesine ve sıcaklık gibi birçok unsura bağlı olarak değişmektedir. Azot atık suda 15 ± 5 °C sıcaklık, 7-8.5 pH aralıklarında % 95 oranında amonyum iyonu şeklinde görülür. Oksidasyon basamakları *Nitrosomonas* ve *Nicrobacter* ile gerçekleştirilmektedir. Nitrifikasyon bakterileri ve diğer organizmalar kıyaslanacak olursa nitrifikasyon bakterilerinin daha başarılı ve daha yüksek oranda nitrifikasyon yaptığı görülür. Nitrifikasyon bakterileri, diğer organizma gruplarından yaklaşık olarak 1 000 – 10 000 kez daha fazla nitrifikasyon yapabilme kapasitesine sahiptirler (Ortatepe, 2013).

Denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için ortamda anoksik şartların olması gerekmektedir. Denitrifikasyon işleminde, nitrifikasyonda oluşan nitrat hetetrofik bakteriler tarafından azot gazına indirgenmektedir. Bu bakteriler enerji kaynağı olarak genellikle metanol, etonol ve asetik asiti kullanırlar (Manav, 2006).

Atık su arıtımında gerçekleşen denitrifikasyon prosesi, denitrifikasyon bakterileri tarafından organik maddelerin parçalanarak nitrit ve nitratı harcamasıdır. Atık sudan azot giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon oldukça sık kullanılmaktadır. Denitrifikisayon anoksik ortamda gerçekleşmektedir. Ortamın anoksik oluşu ortamda bulunan nitrit ve nitrat gibi bağlı oksijenlerin hücre faaliyetlerinde kullanımı ile gerçekleşmektedir.

Nitrit ve nitrat anoksik ortam şartlarında indirgenerek gaz fazına geçmektedir. Nitrit nitrata dönüşmekte son olarak azot gazına dönüştürülmektedir. Nitrifikasyon prosesi tek

başına azotu uzaklaştıramamaktadır. Ancak denitrifikasyon prosesi nitirifikasyondan çıkan nitratı azot gazı olarak uzaklaştırmaktadır. Denitrifikasyon prosesi ile oluşan azot suda çözünmemektedir (Ortatepe, 2013).

Atık sulardan fosfor giderimi için kimyasal ve biyolojik işlemler bulunmaktadır. Bu işlemler ayrı ya da bir arada fosforu gidermek için kullanılabilmektedir. Kimyasal işlemde yüksek pH'da fosfor ve fosfor tuzlarını çöktürebilmek için kimyasal maddelerden yararlanılır. Biyolojik işlemde ise mikroorganizmaların fosforu tutarak çökmeleri sağlanmaktadır.

Filtrasyon, kimyasal ve biyolojik arıtım yeterli olmadığında kolloidal ve askıda kalan katıların giderilmesinde uygulanmakta olan işlemdir.

Adsorbsiyon, elverişli bir ara yüzeyde suda çözünmüş durumda olan maddelerin toplanmasıdır.

İyon Değiştirme, atık suda bulunması istenmeyen anyonların ve katyonların iyon değiştirici kolonlarda tutulmasıdır.

Ters osmoz, yeniden kullanılması amaçlanan atık suyun çözünmüş inorganik ve organiklerin sudan uzaklaştırılarak geri kazanılması hedefi doğrultusunda yüksek basınç uygulanan bir sistemdir.

Ultrafiltrasyon, ters osmoz sistemi ile benzeyen yarı geçirgen membranların kullanıldığı basınçlı membran filtrasyon tekniğidir. Disperse olmuş yağ su zerrecikleri ince bir membran yardımıyla filtre edilmek suretiyle su fazından ayrılır. Ultrafiltrasyondan önce arıtılması düşünülen emülsiyonun bir ön arıtma işlemine tutulmasında fayda vardır. Bu işlem emülsiyon kırma maddeleri ile gerçekleştirilir ve yağ su fazı ayrılır (Şener, 2016).

2.3 Biyolojik Arıtma Prosesleri

Biyolojik arıtma prosesleri, atık suların arıtılması için en uygun maliyetli ve yaygın olarak kullanılan atık su arıtma yöntemidir. Bu sistem, biyolojik materyalin veya biyokütlenin süspansiyonda (yani aktif çamur) tutulması veya biyokütlenin bağlı büyüme olarak adlandırılan yapışması için bir yüzeye tutulmasının sağlanmasıyla gerçekleşir. Kentsel,

evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasında kullanılan biyolojik arıtım prosesleri bağlı ve askıda büyüme sistemleri olarak 2' ye ayrılmaktadır.

2.3.1 Bağlı büyüme sistemleri

Biyofilm sistemler olarak da bilinmektedir. Bu proseslerde arıtmayı gerçekleştiren mikroorganizmalar, askıda büyüme sistemlerinin tersine, sabit bir yatak malzemesi üzerinde bulunurlar. Yatak malzemesi olarak çeşitli plastikler, sentetik malzemeler, taş, kaya, kum, cüruf gibi doğal malzemeler kullanılmaktadır. Sabit yatak üzerinde bağlı biyofilm sistemleri ilk olarak 1900'lü yılların başlarında kullanılmaya başlanmıştır. Biyofilm prosesleri uzun yıllar boyunca evsel atık suların arıtımında en yaygın olarak kullanılan biyolojik sistem olmuştur. Son 20 yıllık süreçte daha sıkı arıtma ihtiyaçları çıktıkça bu tarz sabit biyofilm sistemlerinin çalışma prensipleri ile ilgili çok fazla araştırma gerçekleştirilmiştir. Bunların neticesinde sistemdeki mikroorganizma tür ve miktarları, sistemin morfolojisi, hidroliği ve yapısal bir takım özeliklerini de konu alan çok sayıda yeni biyoreaktör konfigürasyonları tasarlanmış ve bunlar bilimsel çalışmalara konu olmuştur. Biyofilm prosesler aerobik olarak ve anaerobik olarak işletilebilmektedir. Aerobik olan biyofilm proseler; batmış, batmamış ve hibrid biyofilm prosesler olmak üzere üçe ayrılmaktadır. En yaygın olarak kullanılan aerobik biyofilm prosesi damlatmalı filtrelerdir.

2.3.2 Askıda büyüme sistemleri

Askıda büyüme sistemlerinde, biyolojik arıtmada kullanılmakta olan mikroorganizmalar atık suyun içerisinde süspanse olarak tutulmaktadır. Bu sistemler çok fazla evsel ve endüstriyel atık su arıtma tesislerinde kullanılmaktadır. Genellikle aerobik olarak kullanılırlar. Ancak anaerobik şeklinde kullanılanları ya da anaerobik ve anoksik proses konfigürasyonlarıyla birleşik proses şeklinde de kullanımları bulunmaktadır. Evsel ve endüstriyel atık sular arıtılırken en fazla kullanılan sistem aktif çamur prosesidir. 1914 yılında Arden ve Locket tarafından İngiltere'de geliştirilen proses, atığın oksijen kullanılarak stabilizasyonunu gerçekleştirebilen aktif kütle çoğalmasının meydana gelmesi sebebiyle aktif çamur olarak isimlendirilmiştir. Aktif çamur prosesinde temel prensip giriş atık suyunun bir havalandırma tankı içerisinde aktif olan mikroorganizmalarla temasa geçmesidir. Aktif mikroorganizma topluluğu tank içerisinde

havalandırma ve bazı karıştırma yollarıyla süspansiyon olarak tutulmaktadırlar. Buna MLSS (aktif çamur havuzunda bulunan askıda katılar) ya da MLVSS (aktif çamur havuzunda bulunan uçucu katılar) denir. Bu şekilde ifade edilme nedeni, havalandırma tankındaki mikroorganizmaların miktarının yaklaşık olarak, tanktaki suda ölçülen UAKM miktarıyla ifade edilebiliyor olmasıdır. Aktif çamur prosesinde ızgaradan geçmiş ya da çöktürülmüş olan atık su, son çöktürme tankından gelen konsantre çamurun farklı miktarlarıyla (%20-100) karıştırılmaktadır. Bu karışım havalandırma tankına verilmekte ve burada mikroorganizmalarla atık su havalandırılmaktadır. Bu işlemle mikroorganizmaların oksijen ihtiyacı giderilmekte ve muhteva iyi şekilde karıştırılmaktadır. Bu şartlar altındaki mikroorganizmalar, organik maddenin bir bölümünü enerji elde etmek için karbondioksit ve suya dönüştürür, kalan bölümünü ise oksidasyon sırasında elde edilen enerjiyi kullanarak yeni hücreler üretmekte kullanırlar. Bu karışım sonrasında MLSS çökeltme tankına verilmekte ve burada flok şeklinde bulunan mikroorganizmalar çöktürülüp çıkış suyundan giderilmektedir. Çöktürülmüş olan mikroorganizmalar (aktif çamur) prosesin başına geri devir ettirilerek tekrar atık suyla karıştırılmaktadır. Bu proseste sürekli yeni aktif çamur üretilmekte ve üretilmiş olan fazla çamur sistemden uzaklaştırılmaktadır. Doğru şekilde dizayn edilmiş olan ve doğru şekilde işletilen aktif çamur sistemleri ile yüksek giderim verimleri elde edilebilmektedir. Bu giderim mekanizmalarına ait temel biyolojik arıtma bilgileri aşağıdaki bölümde açıklanmaktadır.

2.4. Biyolojik Arıtma Proseslerinin Teorisi

Biyolojik arıtma proseslerine ve nutrient giderimine ait teorik bilgiler bu bölüm içerisinde açıklanmıştır.

2.4.1. Aerobik biyolojik oksidasyona ait temel bilgiler

Biyolojik atık su arıtımında birincil amaç, kentsel ve endüstriyel atık su deşarjının olduğu sularda bulunan ÇO aşırı tüketimini önlemek amacıyla organik içeriği olan bileşenleri gidermektir. İkinci amaç ise, alıcı ortam sularında istenmeyen durumlara sebep olan katı madde birikmelerini önlemek amacı ile askıda ve kolloidal haldeki katıları gidermektir. Bir başka amaç; alıcı ortama verilecek olan patojen mikroorganizmaları azaltmaktır. Biyolojik arıtma proseslerinde hem askıda büyüyen sistemler hem de bağlı büyüyen

sistemler, ortamda yetecek kadar nütrient ve oksijen bulunduğu durumda, atık su ile heterotrofik olan mikroorganizmalar yeterli bir sürede temas ettirilerek BOİ giderimi gerçekleştirebilmektedir. Mikroorganizmalar atık suda bulunan organik maddenin bir bölümünü oksitlerken, kalan kısmını ise yeni hücrelerin üretilmesi için kullanılırlar. Aerobik oksidasyon prosesinin şematik olarak gösterimi Şekil 2.1' de verilmiştir. Organik maddelerin giderilmesinde kullanılmakta olan askıda büyüyen ve bağlı büyüyen proseslerde birçok farklı mikroorganizma grubu görev almaktadır. Bu mikroorganizmaların en önemlilerinden biri aerobik heterotroflardır. Bunlar hücre dışında polimerik enzim salgılayıp biyoflokların oluşmasını sağlar ve bunun sonucunda son çöktürme aşamasında iyi derecede bir çamur ayrımı gerçekleştirilmiş olur. Aerobik olan biyolojik arıtım proseslerinde protozoalar önemli bir rol üstlenmektedirler. Bu tür mikroorganizmalar ortamda serbest olarak dolaşan bakteriler ile kolloidal haldeki maddeleri tüketmeleri sebebiyle iyi bir çıkış suyu elde edilmesini sağlamaktadırlar. Protozoalar aerobik heterotroflara göre daha yüksek bir çamur bekletme süresine (SRT) sahiptirler ve 1,0 mg/L'nin üzerinde bir oksijen konsantrasyonuna ihtiyaçları olmasının yanında toksik maddelere karşı da oldukça hassastırlar (Metcalf ve Eddy, 2003). Protozoaların toksik olan maddelere karşı hassas olmaları bulundukları ortamda sorunsuz bir proses işletiminin var olduğunu göstermektedir. Aktif çamur sistemleri ve biyofilm sistemlerinde bulunmakta olan bir başka mikroorganizma türü ise rotiferlerdir. Çevresel şartlara ve proses yüklemelerinde gerçekleşen değişikliklere bağlı olarak aktif çamurda bulunması istenmeyen mikroorganizmalar gelişebilmektedir. Çevresel şartlara bağlı olarak gelişen bu istenmeyen mikroorganizmaların sistemde yarattığı en önemli problem çamurun kabararak çökelme özelliğinin bozulmasıdır. Çamur kabarması probleminin oluşması durumunda tesisin çıkış suyun içerisinde yüksek konsantrasyonlarda askıda katı maddeler görülmekte ve sistemde arıtma performansı düşmektedir. Bunun yanı sıra köpük oluşumu denilen bir probleme de rastlanmaktadır. Bu problem havalandırma tankı içerisinde üremiş olan hidrofobik yüzeyli mikroorganizma grubunun tanktaki hava kabarcıklarına tutunup yüzeye taşınmasıyla MLSS' in üst taraftan havayla temasının kesilmesine sebep olmaktadır.

Organik maddenin aerobik şatlarda oksidasyonla dönüşümü aşağıdaki görüldüğü gibi gerçekleşmektedir.

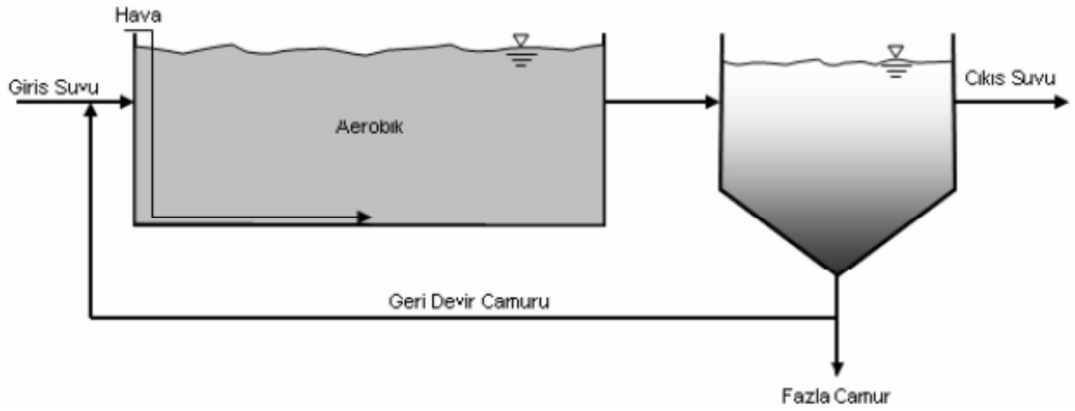
Oksidasyon ve sentez:

$$\text{COHNS} + O_2 + \text{nütrientler} \xrightarrow{\text{bakteriler}} CO_2 + NH_3 + C_5H_7NO_2 + \text{diğer son ürünler}$$

Organik Madde

Endojen solunum:

$$C_5H_7NO_2 + 5O_2 \xrightarrow{\text{bakteriler}} 5CO_2 + 2H_2O + NH_3 + \text{enerji}$$



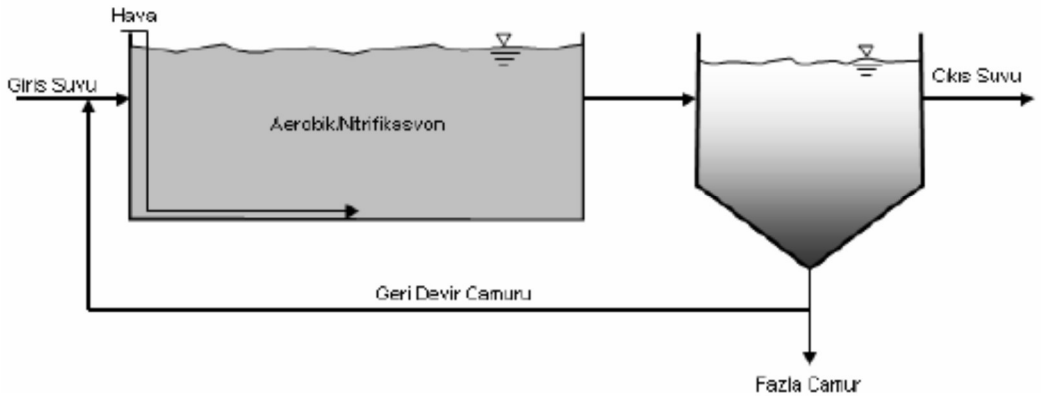
Şekil 2.1. Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

Oksidasyon ve sentez reaksiyonda görüldüğü üzere, atık suda bulunan organik maddeler elektron kaynağı olarak, oksijen ise elektron alıcı olarak görev yapmaktadır. Aktif çamur proseslerinde karbon giderimi yapılabilmesi için pH değerinin 6,0-9,0 aralığında tutulması gerekmektedir. Sistem için tavsiye edilmiş olan ÇO konsantrasyonu 2,0 mg/L'dir ancak ÇO konsantrasyonunun 0,5 mg/L'nin üzerinde bulunması durumunda sistem performansında büyük bir etki gözlenmemektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Heterotrofik bakteri grubu nitrifikasyon bakterilerine göre yüksek konsantrasyonlarda bulunan toksik maddeleri tolere edebilmektedirler.

2.4.2 Biyolojik nitrifikasyona ait temel bilgiler

Nitrifikasyon prosesi; amonyak azotunun (NH_3 –N) iki kademede önce nitrit azotuna (NO_2 -N), daha sonra nitrat azotuna (NO_3-N) oksitlenmesidir. Atık suların arıtılmasında nitrifikasyon prosesine ihtiyaç duyulmasının sebepleri; alıcı ortamda ÇO konsantrasyonun düşmesi ve balık toksisiteleri gibi amonyağın olası etkilerini önlemek

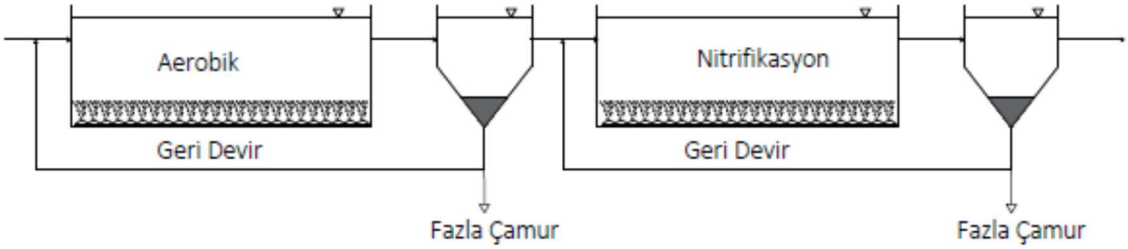
ve ötrofikasyonun kontrolü amacıyla azotu gidermektir. Nitrifikasyon prosesi aerobik oksidasyon sistemlerinde olduğu üzere hem askıda hem de bağlı büyüyen sistemlerde gerçekleştirilebilmektedir. Tek kademeli nitrifikasyon prosesi çok yaygın bir sistemdir ve BOİ giderimi ile nitrifikasyon aynı tank içerisinde gerçekleştirilmektedir. Bu sistem bir tane havalandırma havuzu, çöktürme tankı ve çamurun geri devrinden oluşmaktadır. Ancak atık suyun toksik ve inhibe edici maddeleri ihtiva etmesi durumunda iki kademeli olan nitrifikasyon sistemleri kullanılabilmektedir. İki kademeli nitrifikasyon sistemlerinde iki tane havalandırma havuzu ve iki tane çöktürme havuzu bulunmaktadır. Birinci tankta düşük SRT' de, inhibe edici maddelere karşı daha fazla tolerans gösterebilen heterotrof bakteriler ile BOİ' nin giderimi gerçekleştirilmektedir. İlk tanktan çıkmış olan ve nispeten daha az miktarda toksik madde içeriği olan atık su ikinci bir havalandırma tankı içerisinde nitrifikasyon bakterilerinin yavaş çoğalmaları sebebiyle daha uzun SRT ile hidrolik bekletme sürelerinde (HRT) nitrifikasyona tabi tutulurlar. Her bir tank için geri devir ilgili havuza yapılmaktadır ve çamurlar birbirine karışmamaktadır. Ancak bu sistemin dezavantajı maliyet bakımından tatmin edici olmamasıdır. Şekil 2.2' de tek kademeli nitrifikasyona prosesi, Şekil 2.3'te ise iki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü yer almaktadır.



Şekil 2.2. Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

Aktif çamur proseslerinde ve biyofilm proseslerinde nitrifikasyondan sorumlu olan mikroorganizmalar aerobik ototrof bakterilerdir. İki kademeli olarak gerçekleştirilen nitrifikasyon prosesinde iki grup bakteri görev almaktadır. İlk kademede amonyağı nitrite oksitleyecek ototrof bakteriler, ikinci kademede ise nitriti nitrata oksitleyecek ototrof

bakteriler görev almaktadırlar ve her iki grup bakteri birbirlerinden belirgin şekilde farklılık göstermektedir. Amonyağın nitrite dönüştürülmesinde görev alan bakteri cinsi *Nitrosomonas*'tır. Nitritin nitrata dönüştürülmesinde görev alan bakteri grubu ise *Nitrobacter*'dir. Nitrifikasyon prosesinde görev alan diğer bazı bakteri cinsleri *Nitrosococcus, Nitrosospira, Nitrosolobus* ve *Nitrosorobrio* olarak sayılmaktadır (Metcalf ve Eddy, 2003).



Şekil 2.3. İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

Amonyağın nitrata dönüşümü iki kademeli olarak aşağıdaki gibi gerçekleşmektedir (Crites ve Tchobanoglous, 1998) .

Nitrosomonas:

$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O$

Nitrobacter:

$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$

Toplam oksidasyon reaksiyonu:

$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$

Biyolojik nitrifikasyon prosesinin dizaynında başlıca önemli olan parametreler; alkalinite, toksik bileşiklerin varlığı, sıcaklık ve atık suda bulunan azot konsantrasyonudur. Nitrifikasyonda görev alan bakteriler hücre büyümesi için CO_2, fosfor ve iz elementlere ihtiyaç duyarlar.

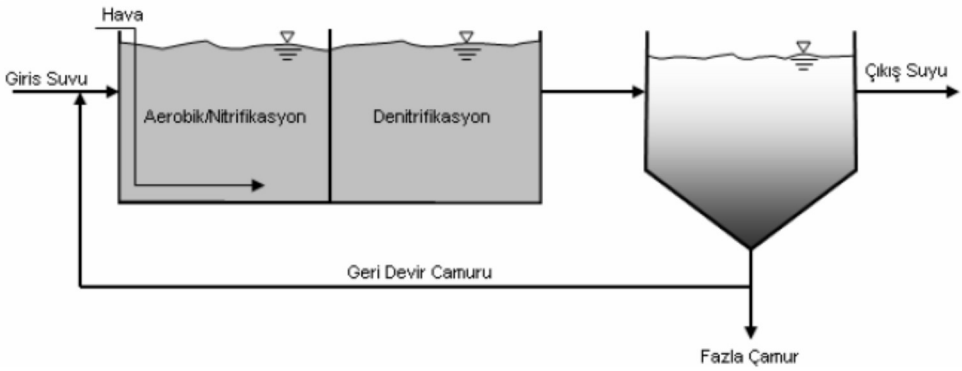
Nitrifikasyon prosesinde nitritin nitrata dönüşümü, amonyağın nitrite dönüşümünden daha hızlı gerçekleşmektedir. Bu sebeple, sistemde nitritin birikimi olmamakta, oluşacak olan nitritin hemen hepsi nitrata dönüştürülmektedir. Amonyağın nitrite oksitlenmesinde ayrıca, atık suda bulunan ÇO konsantrasyonu büyük rol oynamaktadır. Oksidasyon reaksiyonu sırasında ÇO konsantrasyonu 3–4 mg/L'ye gelinceye kadar, artmakta olan ÇO

konsantrasyonuyla birlikte nitrifikasyon hızı artıyorken, bu noktadan sonra ÇO konsantrasyonunun hız üzerinde bir etkisi olmamaktadır (Crites ve Tchobanoglous, 1998).

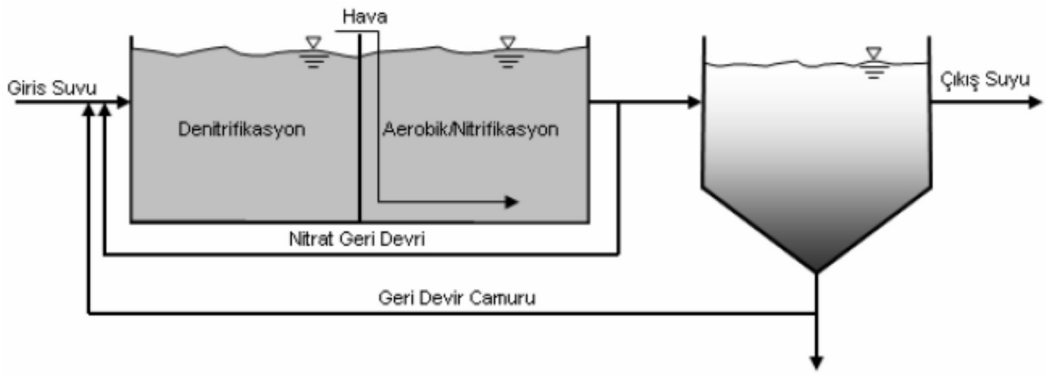
2.4.3. Biyolojik denitrifikasyona ait temel bilgiler

Atık suda bulunan nitratın indirgenerek azot gazına dönüşmesine denitrifikasyon adı verilir. Denitrifikasyon prosesi biyolojik azot giderim işleminin tamamlayıcı bir parçasıdır. Biyolojik azot giderimi, azot giderimi için kullanılan kırılma noktası klorlaması, iyon değiştirme, amonyak sıyırma gibi diğer proseslere nazaran daha az maliyet gerektiren bir sistem olması sebebiyle oldukça sık kullanılmaktadır. Biyolojik prosesler ile nitrat gideriminde asimilasyon ve disimilasyon olarak adlandırılan iki şekilde gerçekleştirilmektedir. Asimilasyonda ortamda amonyum azotunun olmaması durumunda hücre sentezi için nitrat amonyağa indirgenmektedir. Disimilasyonda ise ortamda serbest oksijenin olmadığı durumlarda, bakteriler nitratı elektron alıcı olarak kullanarak azot gazına indirgemektedirler.

Denitrifikasyon prosesi; arıtma sisteminde iki şekilde kullanılabilmektedir. İlk olarak, denitrifikasyon tankı, havalandırma tankından sonra yerleştirilebilmektedir. Bu durumda, nitrifikasyonun gerçekleşeceği havalandırma tankından denitrifikasyon tankına yüksek miktarlarda nitrit ve nitrat ile az miktarda organik madde de geçiş yapmaktadır. Bu tip proseslere son anoksik (postanoxic) prosesler denmektedir. Bir başka denitrifikasyon prosesi; ön anoksik (preanoxic) proseslerdir. Ön anoksik proseslerde, giriş suyu ilk olarak bir anoksik tanka alınmakadır. Havalandırma işlemiyse anoksik tank sonrasında gerçekleştirilmektedir. Son anoksik ve ön anoksik denitrifikasyon prosesleri sırasıyla Şekil 2.4’ te ve Şekil 2.5’ te şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Son-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)



Şekil 2.5. Ön-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

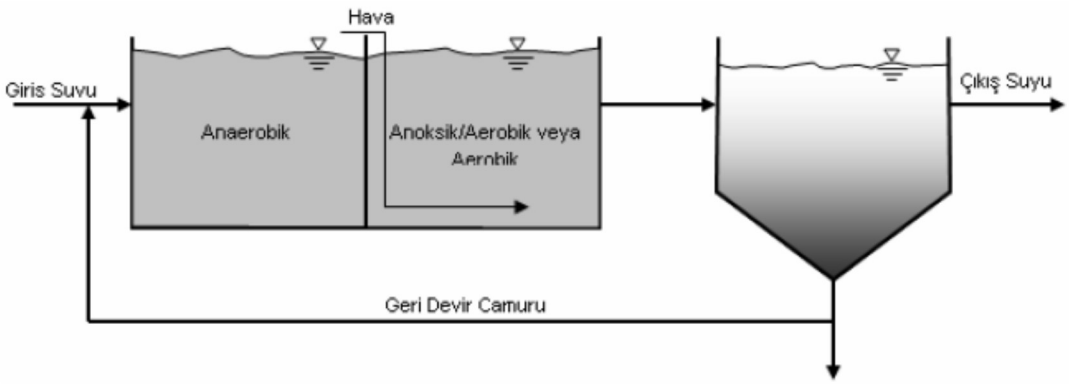
Denitrifikasyon prosesini gerçekleştirebilen birçok bakteri çeşidi bulunmaktadır. Ototrof ve heterotrof bakterilerin her ikisi de bu özelliğe sahiptirler. Denitrifikasyon prosesinde görev alan hetetrof mikroorganizma türleri: *Achromobacter, Acinetobacter, Agrobacterium, Alcaligenes, Arthrobacter, Bacillus, Chromobacterium, Corynebacterium, Flavobacterium, Hypomicrobium, Moraxella, Neisseria, Paracoccus, Propionibacterium, Psedomonas, Rhizobium, Rhodopseudomonas, Spirillum ve Vibrio.* Tüm denitrifiye bakteriler içerisinde en yaygın olarak görülen tür *Psedomonas'*tır (Metcalf ve Eddy, 2003). Denitrifikasyon prosesini gerçekleştirebilen bu bakterilerin çoğu fakültatif aerobiktir. Fakültatif aerobik bakteriler ortamda oksijenin var olması durumunda aerobik oksidasyon yaparlarken, nitrit ve nitrat şeklinde yalnızca bağlı oksijen bulunduğunda ise nitrit ve nitratı elektron alıcısı olarak kullanabilmektedirler.

Biyolojik denitrifikasyon prosesi, atık suyun arıtılmasında oksijen yerine elektron alıcısı olarak nitrit ve nitratın kullanılmasını içermektedir. ÇO' nin ortamda olmaması durumunda ya da sınırlı konsantrasyonda bulunması durumunda nitrat önce nitrite daha sonra nitrik okside, hemen ardından nitröz oksite ve son olarak azot gazına indirgenmektedir.

$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$

2.4.4. Biyolojik fosfor giderimine ait temel bilgiler

Sularda ötrofikasyon gerçekleşmesine sebep olan önemli besinlerden biri fosfordur. Fosfor giderimi amacıyla sık kullanılan teknoloji alum ve demir tuzlarıyla yapılan kimyasal arıtmadır. Fakat son zamanlarda biyolojik fosfor giderimi amacıyla farklı prosesler geliştirilmiştir. Biyolojik fosfor giderimine ait proses Şekil 2.6'de verilmiştir. Kimyasal maliyetinin olmaması ve kimyasal arıtıma kıyasla çamur oluşumunun azalması biyolojik fosfor gideriminde önemli avantajlar sağlar. Mikroorganizmaların hücre yapısına atık su içerisindeki fosfor eklenerek ve son çökelme tankında sudan çamurla ayrıştırılarak biyolojik fosfor giderimi gerçekleştirilir. Böylelikle atık suda istenen fosfor konsantrasyonu sağlanabilir. Fosfor özellikle belirli mikroorganizma yapılarında daha fazla birikir. Bu mikroorganizma türü, PAO (Phosphorus accumulating organisms), yani fosfor biriktiren organizma olarak adlandırılır. *Acinetobacter* en bilinen türüdür. PAO, aerobik heterotrofik bir bakteridir ve biyolojik fosfor giderme yeteneği, MLSS' deki bu organizmaların oranıyla bağlantılıdır. Fosforu iyi gidermek için bu tür bakteriler geliştirilmelidir. PAO' lar aerobik bakteriler olduklarından, anaerobik koşullar altında hücre büyümesini desteklemek için uçucu yağ asitlerini (UYA) kullanamazlar, bu nedenle anaerobik ortamda çoğalamazlar. Bunun yerine, UYA' larını depolayarak bünyelerine ağırlık eklerler. Bu amaçla anaerobik tank, diğer bakterilerle rekabeti daha uygun hale getirmek için aerobik veya anoksik tanktan önce 0,5-1,0 saat bekleme süresiyle tasarlanmıştır. Anaerobik tankta, devridaim yapan aktif çamur, gelen su ile karıştırılır (Balçık, 2013).



Şekil 2.6. Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akım şeması (Balçık, 2013)

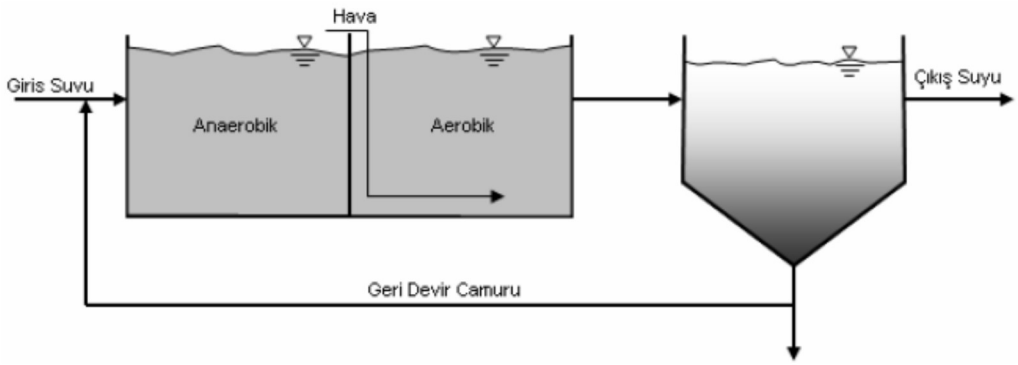
Biyolojik arıtma basamkalarına ve nutrient giderimine ait temel bilgilerin kullanılarak geliştirildiği biyolojik prosesler Bölüm 2.5'te detaylandırılmıştır.

2.5 Atık Sularda Nütrient Gidermek İçin Kullanılan Biyolojik Prosesler

Farklı biyolojik arıtma yöntemleri fosfor ve azotu gidermek amacıyla kullanılır. Bu iyileştirilmiş süreçler arasında aerobik, anoksik ve anaerobik parçalar bulunur ve besinleri uzaklaştıran aktif çamur süreci şeklinde görünür. Bu işlemleri birbirinden farklılaştıran özellik, geri devir hattı ile reaktör konumunun neden olduğu farklılıktır. Bu işlemler başlangıçta fosforu gidermek için tasarlanmış olsa da, ancak daha sonra aynı anda azot ve fosforu gideren işlemlere dönüştürülmüştür. Sık kullanılan biyolojik süreçler; A/O prosesi, A^2/O prosesi, UCT prosesi, VIP prosesi, Ardışık Kesikli Reaktör (AKR), Bardenpho prosesidir (Balçık, 2013).

2.5.1. Phoredox prosesi (A/O prosesi)

Phoredox prosesi, fosforun biyolojik olarak uzaklaştırılması için tasarlanmış olan ana sistemlerden biridir (Manav, 2006). Fosforu gidermenin yanı sıra atık sudan karbonu da oksitleyebilmektedir (Kuru, 2012). Phoredox süreci esas olarak fosfor giderimi için kullanılır ve azot giderimi için kullanılamaz. Sistemin çalışma mantığı bir fosfor giderme mekanizması şeklindedir (Balçık, 2013). Sistem, üç ana tanktan ve geri devir hattından oluşturulmuştur (Manav, 2006). Sistemin anaerobik tank, aerobik tank, sedimantasyon tankı ve geri devir hattından oluştuğu Şekil 2.7' de gösterilmiştir.



Şekil 2.7. Phoredox prosesi şematik olarak gösterimi (Manav ve Demir, 2012)

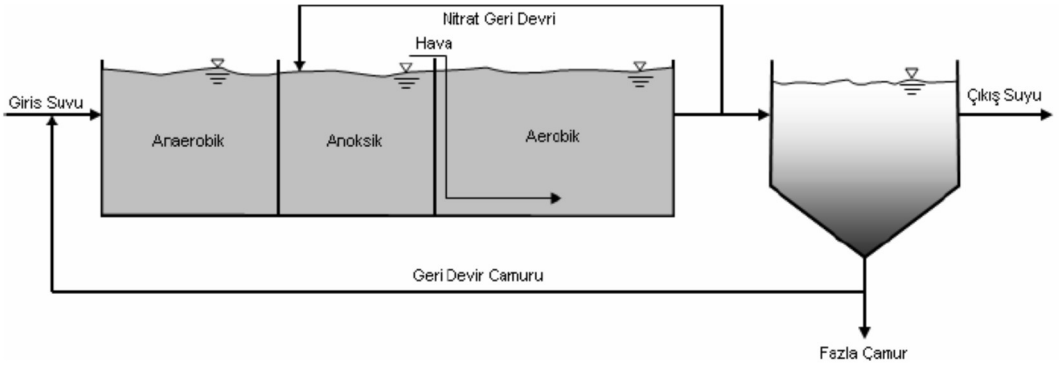
Geri devir hattıyla gelip çamurla karışan giriş suyu önce anaerobik tanka girer. Bekleme süresi 30 dakika ile 1 saat aralığında değişir. PAO (Fosfor Biriktiren Organizma), anaerobik bir tankta PHB'yi (Polihidroksibütrat) yapısına aldığında fosfat salgılar. Fosfor biriktiren organizmalar aerobik tanka bölümüne gelindiğinde atık suya bıraktıklarından daha fazla fosforu yapılarına alarak, son çökeltim tankında çökelerek sistemden uzaklaşırlar. Oluşan çamurun bir kısmı geri transfer edildiğinde, fazla çamur sistemden uzaklaştırılacaktır. Optimum fosforun giderilmesi amacıyla ihtiyaç duyulan SRT değeri 3-5 gün arasında değişir (Balçık, 2013).

A/O süreci, askıda büyüyen tek düzenek olup havalı ve havasız kısımlar bir tankta düzenlenmiştir (Öztürk, 2017). Havalı bölümünde gerekli kalış süresi tesis edildiğinde uygun nitrifikasyon koşulları sağlanır. Sistemde çökmüş olarak bulunan çamurun geri dönmesi sağlanarak giriş atık suyuyla karıştırılır. Havasız kısımda ise dönüş çamuruna bağlanan fosfor ortama geri dönecektir. Bu aşamada BOİ rafinajı gerçekleşir. Ortama salınan fosfor, hava koşullarında yeniden mikroorganizmalar tarafından tutulur. Bu şekilde atık sudaki fosforun konsantrasyonu azalır. Fosfor arıtmanın etkinliği, atık sudaki BOİ' nin P oranıyla bağlantılıdır. Bu oran 10/1'i geçtiğinde çıkış suyunun fosfor konsantrasyonun 1 mg/L veya daha altına düştüğü gözlenir. BOİ / P oranı 10 / 1'den az ise, fosfor ilave giderimi için metal tuzları kullanılır (Metcalf ve Eddy, 2003).

2.5.2 A^2/O prosesi

Bu süreç, Phoredox işleminin değiştirilmiş bir versiyonudur. A^2/O sürecinde denitrifikasyon için anoksik bir bölüm vardır. Anoksik alanlar için bekletme yaklaşık bir

saat olabilir (Nuhoğlu, 2012). Anoksik kısımdaki çözünmüş oksijen değeri düşüktür. Nitrit ve nitrat formlarında kimyasal bağlı oksijen sisteme geri devir ile verilmektedir. Filtrasyon gerçekleşmemiş çıkışta fosfor değeri 2 mg/L'den az olabilir. Filtrasyon işleminin ardından fosfor değeri 1,5 mg/L'nin altına düşmektedir (Coşkun, 2018). Şekil 2.8' de gösterildiği gibi, A/O işleminden farklı gözlenen, A^2/O işleminin de anoksik tankta bir değişiklik vardır. Nitrat devir daimi için, aerobik tankın çıkışını anoksik tankın girişine bağlayan bir boru hattı vardır.



Şekil 2.8. A^2/O prosesi (Balçık, 2013)

A/O işleminin avantajı, geri devredilen çamurun anaerobik tanktaki nitrat miktarını en aza indirip, azotu uzaklaştırırken karbon ve fosforu uzaklaştırmasıdır (Balçık, 2013). Çamur yaşının A/O sürecinden fazla oluşu, nitrifikasyon olaylarının gelişimine katkıda bulunan ototrofik mikroorganizmaların gelişimine katkıda bulunur. Nitrifikasyon sonucu oluşan nitrit ve nitrat, aerobik tankın çıkışında oluşturulan nitrat resirkülasyon hattı ile tekrar anoksik tanka aktarılır. Nitrit ve nitrat, organik maddenin oksidasyonu için kullanılırken, azot gazı atmosfere salınır. A/O sürecinde olduğu gibi, anaerobik tankın işlemi bu süreçte aynıdır. A/O prosesi ile karşılaştırıldığında, besin maddelerini tamamen uzaklaştırabilmesi ve işletme maliyetlerinin düşük olmasıdır (Manav ve Demir, 2012). A/O sürecine göre dezavantajı, soğuk havada etkin işletme verimi sağlayamaması ve karmaşık bir sistem olmasıdır (Kuru, 2012).

A^2/O süreci, A/O işleminin bir modifikasyonudur. A/O işleminde anaerobik ve aerobik tanklar arasına bir anoksik tank eklenerek elde edilir. Ayrıca nitrat geri dönüşümünü sağlamak için aerobik tankın çıkışı ile anoksik tankın girişi arasında bir boru hattı

kullanılır. Anoksik tankta tutulma süresi yaklaşık 1 saattir. Bu süreçte çamur yaşı A/O sürecinden daha yüksek tutulur. Böylece sistemde ototrofik mikroorganizma gelişmesi de mümkündür. Nitfikasyon prosesi aerobik tankta ototrofik mikroorganizmaların gelişmesiyle gerçekleşir. Aerobik tankın çıkışından anoksik tankın girişine sağlanan geri devir ile aerobik tanktaki nitrifikasyon prosesinin ürünleri olan nitrit ve nitrat, anoksik tanka verilir. Burada nitrit ve nitrat, gelen ham atık sudaki organik bileşikleri oksitlemek ve bu işlemin ürünü olarak azot gazı oluşturmak için kullanılır.

Anaerobik tankın görevi, A/O süreciyle aynıdır. Bu modelin A/O sürecine göre avantajı, azot ve fosforu ortadan kaldırarak besinleri tamamen uzaklaştırabilmesidir. Aynı zamanda organik madde nitrit ve nitrat ile serbest oksijen olmadan anoksik tanklarda oksitlendiği için oksijen tasarrufu sağlanarak işletme maliyeti yüksek oranlarda azaltılır (Manav, 2006).

Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleşmesi için biyolojik azot giderimi sürecinin öncesinde anaerobik selektör havuzu (Bio-P) yapılmalıdır. Anaerobik selektör havuzu sürecinde nitrat ve oksijen geri devri minimum düzeyde tutulması gerekir. Anaerobik havuz nitrat yükünün azaltılabilmesi amacıyla kademeli inşa edilmelidir (2 veya 3 seri bağlı reaktör). Biyolojik fosfor giderimi yetersiz görüldüğünde ilave kimyasal madde eklemesi yapılmalıdır. Kimyasal madde ilavesi havalandırma havuzuyla son çökeltim havuzu arasında yapılıp otomatik şekilde kontrol edilmelidir. Yüksek biyolojik fosfor gideriminde ihtiyaç duyulan minimum çamurun yaşı 2-3 gün olmalıdır (Koyuncu ve diğerleri, 2013).

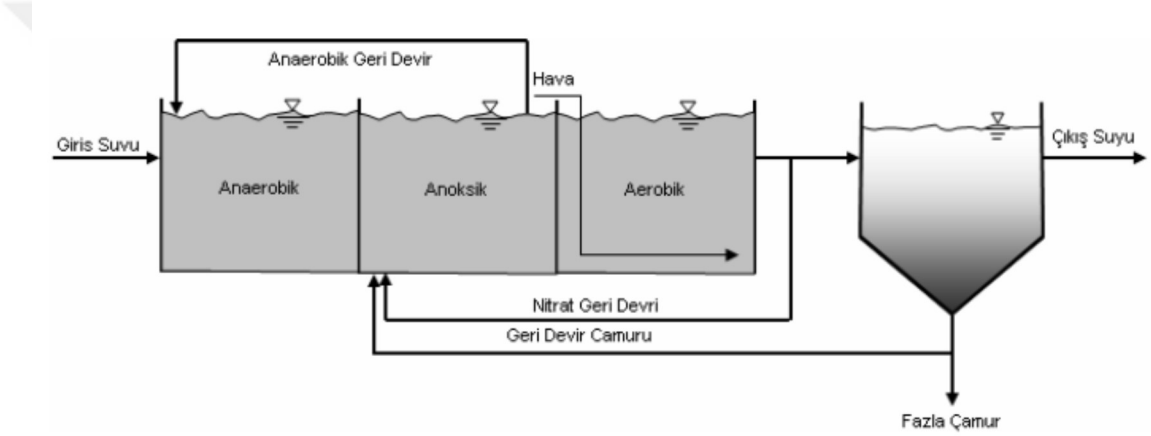
2.5.3. Standart UCT prosesi

Cape Town Üniversitesi tarafından geliştirilen bir prosestir. UCT prosesi ve A^2/O prosesi kıyaslandığında farklı özellikleri bulunmaktadır (Coşkun, 2018). Geri devredilen çamurun nitrat içeriği A^2/O prosesiyle ilgili yaşanan yaygın bir sorundur. Havasız tanka çamurun geri devri yapılmaktadır. Standart UCT prosesi Şekil 2.9' da verilmektedir. Anaerobik süreç oksijene çok duyarlı olup oksijen bulunması durumunda performansı büyük ölçüde azalacaktır. UCT işlemi yoluyla anaerobik tanka giren nitrat miktarının azaltılması amaçlanmaktadır. UCT sürecinde geri devredilen çamurun anoksik tanka gönderildiği gözlenir. Nitratın havasız kısma girmemesi, havasız kısımda daha iyi

miktarlarda fosforun görülmesini sağlar. Nitratın uzaklaştırılmasından sonra mikroorganizmalar, anaerobik tanka anoksik tankın çıkışından verilir. Aerobik tankın çıkışında gözlenen nitratın geri devredilmesi anoksik tankta denitrifikasyon gerçekleşmesi için gereklidir (Manav, 2006; Kuru, 2012).

Karbon kaynağında yapılacak hesaplamalarda pH değerinin 7 sınırında gözlenmesi ve aerobik tankın oksijen değerinin 2 mg/L sınırında olması denitrifikasyonun sağlanması için istenmektedir (Manav ve Demir, 2013).

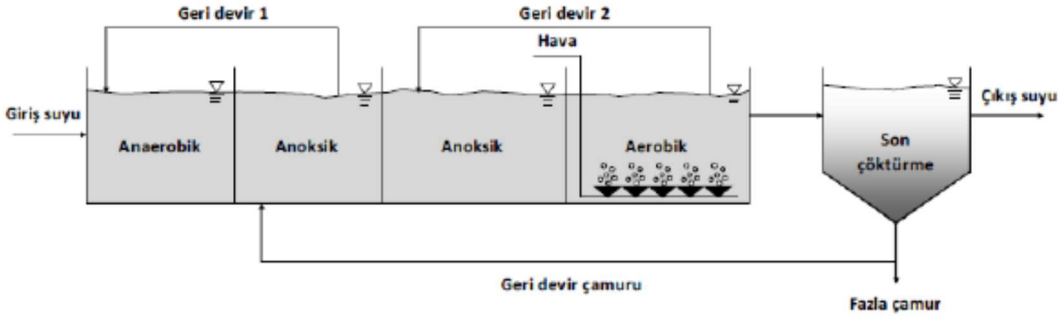
UCT prosesinin dezavantajları incelendiğinde ise süreçteki yüksek pompa gereksinimi, sıcaklığın tesirinin bilinmezliği ve yüksek BOİ/P ihtiyacının gözlenmesidir.



Şekil 2.9. Standart UCT prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

2.5.4 Modifiye UCT prosesi

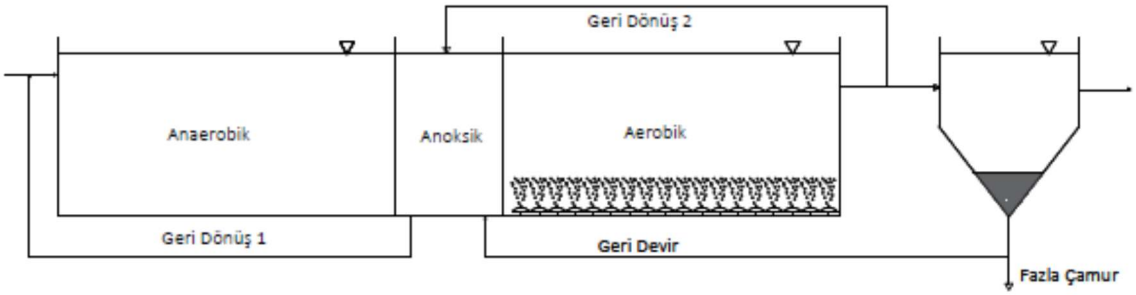
Ardışık iki anoksik fazın bulunduğu bir prosestir. Geri devirden aktarılan yoğunluğu düşük nitratın denitrifikasyonu ilk anoksik fazla gözlenir. Daha sonra yüksek karbon içeriği değerine sahip su buradan alınarak anaerobik tanka geri devri yapılır. Aerobik faza nitratın devri yapılarak nitratın uzaklaştırılması ikinci anoksik tanktan sağlanır (Coşkun, 2018). Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü Şekil 2.10' da verilmiştir.



Şekil 2.10. Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü (Manav ve Demir, 2012)

2.5.5 VIP (Virginia Initiative Plant) prosesi

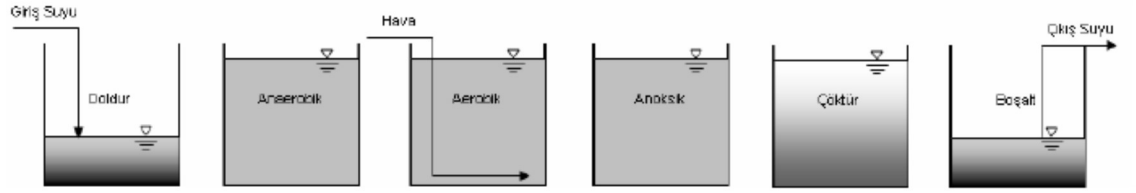
VIP, A^2/O ve UCT süreçleriyle benzerlik gösteren bu proses Virginia Girişim Tesisi'ni simgelemektedir. Tüm bölümler seri şekilde bağlanmış 2 tam karışım gözlenen hücreden oluşmaktadır (Manav ve Demir, 2013). Anoksik bölgeye aktif ve aerobik çamurların geri devri yapılır. Oluşan bu karışım anoksik tanktan anaerobik tanka geri devredilir. Organik maddenin stabilizesi havasız bölge yapılır. Avantajları incelendiğinde yüksek bir orana sahip fosfor giderimi ve kısa SRT gözlenir.



Şekil 2.11. VIP prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

2.5.6. Ardışık kesikli reaktör

Tüm arıtmanın aynı tankta sırayla gerçekleştirildiği, doldurma ve boşaltmaya dayalı aktif çamur sistemidir. Yüksek oranda fosfor ve azot içeren atık suların arıtılmasında tercih edilir. Anaerobik fazın eklenmesiyle besinlerin tamamen uzaklaştırılması gerçekleşir. Şekil 2.12'de gösterildiği gibi 5 bölümden oluşur; doldurma, anaerobik, aerobik, anoksik, çöktürme ve boşaltma bölümleridir.



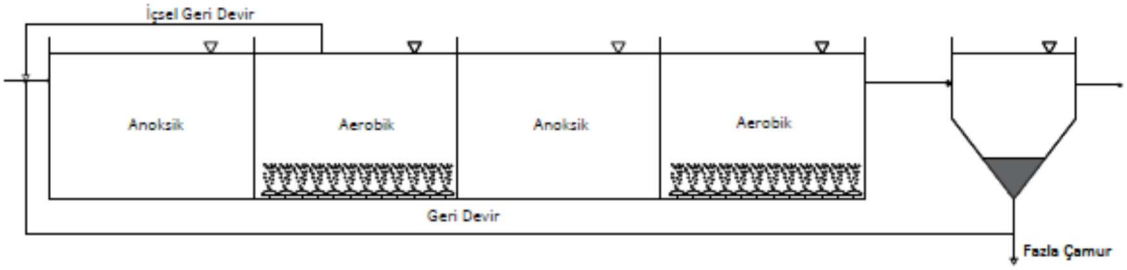
Şekil 2.12. AKR Prosesinin Şematik Görünümü (Balçık, 2013)

Birinci kısım reaktörde bulunan yoğunluğu yüksek çamurun üzerine atık suyun doldurulduğu bölümdür. Anaerobik reaksiyona belirli bir süre müsaade edilen kısım ise anaerobik bölümdür. Aerobik bölümse havalandırmanın gözlendiği kısımdır. Çöktürme yapılma ihtiyacı olmadan nitrifikasyon sonucunda gözlenen nitrit ve nitratın uzaklaştırılmasıdır. Anaerobik reaksiyon, anaerobik bölümde belirli bir süre gerçekleşir. Aerobik bölüme geçilerek havalandırma işleminin gerçekleştiği görülür. Anoksik bekletme sürecinin ardından nitrit ve nitrat azota dönüşmektedir. Çöktürme bölümündeyse askıdaki MLSS çöktürülerek boşaltım işlemi gerçekleştirilir. Avantajları incelendiğinde güvenliği ve basit oluşu, çıkış suyu kalitesinin yüksek verimi, nitrat sorunun görülmemesi, fosfor gideriminde başarılı bir süreç olması, pik debi ve yüksek $BOİ_5$ yüklemelerini tolerans sağlaması geri devir olmayışıyla pompa gereksiniminin de olmayışı, etkili bir şekilde karbon kaynağından yararlanılmaması, miktarları azalmış veya kullanılmayan kimyasal şeklinde gözlemlenebilir (Manav, 2006).

2.5.7. Dört basamaklı Bardenpho prosesi

Bu süreçte hidrolizle oluşan karbon, nitrat giderme işlemi yapmak için atık sudaki karbonla birlikte kullanılır. Tankta karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için farklı alanlar vardır. İlk olarak, gelen atık su anoksik denitrifikasyon reaktörüne girer. Anoksik olan denitrifikasyon reaktörü geri devrettirilen karbon oksidayonu ve nitrifikasyonun gerçekleştiği çıkış sularını bünyesinde toplamaktadır. Atık suda bulunan karbon, geri devri gerçekleşen sudaki nitratın denitrifiye edilmesi için kullanılır. Organik yükleme hızı ne kadar yüksekse, denitrifikasyon oranı o kadar yüksek olur. Atık sudaki amonyum, herhangi bir değişiklik yaşamadan ilk anoksik ortamdan ilk havalandırma tankına girer. Nitrifikasyon atık suyu, ikinci anoksik tanka girer. İçsel solunumla karbon sağlanarak reaktörde denitrifikasyon gerçekleşir. Reaktör azot gazının ortamdan

uzaklaştırılma amacıyla ikinci havalandırma kullanılır. Nitrifiye çamurdan ayrılan amonyak, ikinci anoksik reaktörde denitrifikasyona uğrar (Şekil 2.13).

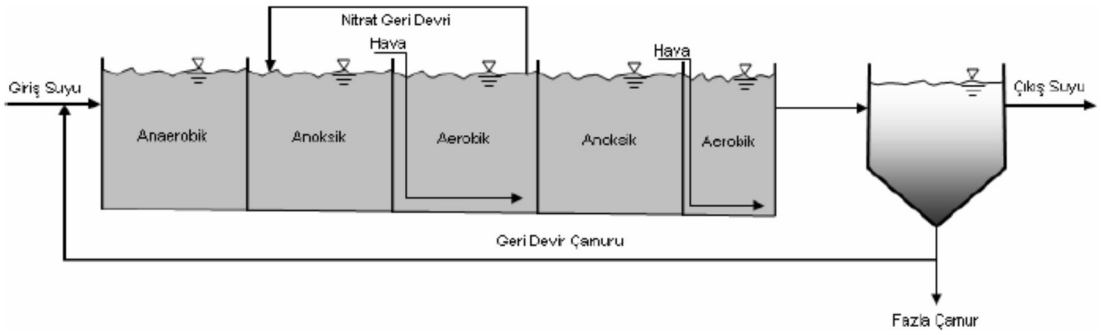


Şekil 2.13. Dört basamaklı bardenpho prosesinin şematik görünümü (Kuru, 2012)

2.5.8. Beş basamaklı Bardenpho prosesi

1970 yılının ortalarında Güney Afrika'da Bardenpho prosesi kapsamlı bir tesiste geliştirilip uygulanmıştır. Pilot tesis testi sırasında, yüksek dirençli atık sudan azot gideriminden ayrıca biyolojik fosfor gideriminin de gerçekleştirildiği belirlenmiştir. Bardenpho süreci daha sonra 5 aşamalı bir sisteme dönüştürülmüştür (Ahadi, 2017).

Dört aşamalı bardenpho işlemi ile karşılaştırıldığında avantajı, aynı anda azot ve fosforu giderebilmesidir. Dört aşamalı süreç modifiye edilerek havasız bölge eklenmiş ve süreç beş aşamalı bir süreç haline gelmiştir (Coşkun, 2018). Birden fazla biyolojik aşama içeren aktif çamur prosesinin gelişmiş formu, beş aşamalı Bardenpho prosesidir (Manav, 2006). Nitrifikasyon, denitrifikasyonun yanı sıra azot ve fosfatıda giderir. Aerobik, anaerobik ve anoksik bölümler fosfor, karbon ve azotun uzaklaştırılmasıyla ilgilidir (Uysal, 2016). 1.Anaerobik tank, 1. anoksik tank, 1. aerobik tank, 2. anoksik tank ve 2. aerobik tanktan oluşan Beş Aşamalı Bardenpho Prosesi Şekil 2.14'de görülmektedir.



Şekil 2.14. Beş basamaklı bardenpho prosesinin şematik görünümü (Manav, 2006)

Anaerobik, anoksik ve aerobik bölümler, fosforu ve besinleri uzaklaştırmada aktiftir. Devridaim, birinci aerobik bölgeden birinci anoksik bölgeye gerçekleştirilir. İlk 3 tankın çalışması, A^2/O sürecindeki ilk 3 biyolojik tanka benzerdir. İleri arıtma işlemi, prosese eklenen 2 tank ile amaçlanmıştır. Aerobik tankın çıkışından elde edilen nitrat geri devredildikten sonra, kalan nitrat hala aerobik tankın çıkışında mevcuttur. Nitratın çıkış suyunda bulunması muhtemeldir. İkinci anoksik tankın amacı, birinci aerobik tanktan sonra artık nitratı denitrifikasyon yoluyla uzaklaştırmaktır. Anoksik tanktan sonraki aerobik tank herhangi bir arıtma sağlamaz ve amacı, denitrifikasyon sürecinde kalan azotu buharlaştırmaktır (Manav, 2006). Anoksik kısımda, aerobik kısımda oluşan nitrat bir elektron alıcısı görevi görürken, organik karbon bir elektron vericisi görevi görür. İlave denitrifikasyonun gerçekleşmesini sağlar. Aerobik bölüm, çözeltiden azot gazını çıkarmak ve son çökelticide fosfor salınımını en aza indirmek için kullanılır. Uzun çamur yaşında çalıştırıldığından dolayı (10-40 gün) karbon oksidasyon kapasitesi de yüksektir (Balçık, 2013).

Anaerobik tank, fosfor gideriminde yer alan bakterilerin geliştiği havasız ortamın bulunduğu bölümdür. Anaerobik tankta fosfor giderimi sağlayan bakteriler, büyümeleri için ihtiyaç duyduklarından çok daha fazla fosforu yapılarına alır. Havasız ortam koşullarında fosfor gideriminde rol oynayan bu bakteriler, suya fosfor salınımı yaparken aerobik ortam koşullarında, sudan fosforu bünyelerine geri alırlar. Heterotrofik bakteriler, anoksik bir tankta çözünmüş oksijen kullanmak yerine KOİ/BOİ oksidasyonu sağlamak için nitrat kullanır. Denitrifikasyon yoluyla nitrat, azota indirgenir.

Birinci aerobik tank için, heterotrofik bakterilerin rolü nedeniyle KOİ/BOİ oksidasyonu, anoksik tank aerobik tanka beslendiğinde meydana gelecektir. Gerekli oksijen sisteme havalandırma yöntemi, kabarcık ya da yüzey havalandırma yöntemi ile sağlanır. Amonyağı oksitleyen ototrofik bakteriler nitrite ve nitrata dönüştürebilir. İkinci anoksik tankta aerobik tanktan anoksik tanka geri devir işlemi yapılır. Geri devri gerçekleşmeyen nitrat, tankta denitrifiye edilir. Platformda bulunan karbon içeren organik madde nitratın içindeki oksijeni tüketerek oksitlenir, böylece nitratın azot gazına dönüşümü gerçekleşir. Dönüştürülen azot atmosfere salınır. İlk anoksik tank ile karşılaştırıldığında, bu tanktaki nitrat konsantrasyonu daha düşüktür. İçsel bozunma, karbon sağlamak için kullanılır. Mikroorganizmalar, ikinci aerobik tankta karbonu oksitlemeye devam eder. Uygun

koşullar altında, poli-hidroksibütratlar oksidasyon yoluyla atık sudaki fosfatı hücrelerine alarak enerji sağlayabilir. Aerobik koşulları korumak için tankın oksijen kazanımı sağlanır. Böylelikle hücre tarafından yakalanan fosforun hücreden çıkması önlenebilir. Azot gazı atmosfere kazandırılır (Uysal, 2016).

Bardenpho Prosesinin avantajları;

- Diğer proseslerle karşılaştırıldığında, besin giderme etkinliği daha yüksektir.
- Biyolojik fosforu gideren tüm süreçlerle karşılaştırıldığında daha az çamur üretir.
- Çamurun fosfor içeriğinin yüksek olması, yüksek gübre değerine sahip çamuru değerli kılar (Kuru, 2012).
- Uzun çamur yaşında işletildiği taktirde karbon oksidasyon kapasitesinde artışa neden olması. Kimyasalın kullanımının çok az limitlerde ya da hiç kullanılmayışı.
- Depolama tanklarına olan ihtiyaç nedeniyle ilk yatırım maliyeti yüksek olmasına rağmen, işletme maliyetleri düşüktür ve ek yönetim eğitimi veya kontrolü gerekmez.
- Çökmenin iyi olduğu çamur üretiminin olması (Manav ve Demir, 2013; Balçık, 2013).

Bardenpho sisteminin dezavantajları;

- Döngü sayısına bağlı olarak çok fazla pompa enerjisi gerektirir.
- Fazla sayıda reaktör içerir.
- BOİ/P oranının yüksek olması.
- Yüksek fosfor içeriğini gidermek için ilk çökeltme gereklidir.
- Sıcaklığın proses performansındaki etkisinin tam olarak bilinmemesi (Kuru, 2012)

2.5.9. AB prosesi

Lawrence Deney İstasyonunda (Massachusetts, ABD) yürütülen laboratuvar deneylerine dayanarak Ardern ve Lockett (1914) tarafından bir asır önce geliştirilen aktif çamur süreci, şu anda kullanılmış sudan organik karbon, azot ve fosfor gibi kirleticileri uzaklaştırmak için kullanılan en yaygın yöntemdir. İlk günlerinde yüksek derecede nitrifikasyon yapılarak kabul edilen aktif çamur sisteminde, daha sonra kanalizasyondaki ana kirletici maddelerin toplam AKM ve çözünmüş organik madde olduğu düşünülerek

amonyağın nitrifikasyonunun her zaman gerekli olmadığı anlaşılmıştır (Chase, 1944). Atık su miktarında ki artışlar ve su kütlelerinde meydana gelen bozulmalar neticesinden düzenleyici kurumlar ve su kalitesi açısından nitrifikasyon ve biyolojik besin giderimi, aktif çamur sürecinin optimizasyonunu zorunlu hale getirmiştir. Bununla birlikte, küresel endişeler daha çok su kıtlığı, gıda üretimi ve enerji kullanımına odaklandığından, yeni paradigmalar sıkı besin giderme gereksinimlerini karşılarken, kaynak geri kazanımı, enerji nötrlüğü ve karbon ayak izinin azaltılması olarak ortaya çıkmıştır. Bu durum, organik karbonu anaerobik olarak metana dönüştürerek enerjiyi geri kazanmayı ve ardından ısı ve elektriği birlikte üretmek için yakmayı, makro besinleri azot ve fosforu gübre ürünü olarak geri kazanmayı, yeniden kullanım için arıtılmış su üretmeyi ve enerji ve kimyasal kullanımı azaltarak karbon ayak izini azaltmayı içerir (Miller, Bott, Boarman, Novak ve Pruden, 2015).

Küresel olarak, evsel ve endüstriyel atık suyun sıklıkla kullanılan biyolojik arıtımı geleneksel aktif çamurdur. Bununla birlikte, ana dezavantajları, yüksek atık su kalitesi elde etmek için gereken büyük hacim ve organik ve hidrolik yükleme dalgalanmalarına karşı çok hassas olmasıdır (Oliveira, Corsino, Di Trapani, Torregrossa ve Viviani, 2018). Bu dezanatjaları nedeni ile yüksek yüklemeli aktif çamur sistemi olan A aşaması, Böhnke ve Diering, (1980), tarafından yüksek endüstriyel girdilere sahip tesislerde uygun maliyetli bir biyolojik tampon olarak geliştirilmiştir ve giren karbonun tamamen ortadan kaldırması amaçlanmamıştır. Yalnızca AKM ve BOİ gideriminin gerçekleştirildiği (yani nitrifikasyonun olmadığı) bu aktif çamur işlemi, yüksek yüklemeli aktif çamur (HRAS) olarak adlandırılır (Chase, 1944; Greeley ve Dixon, 1943; Wuhrmann, 1954).

Wuhrmann'ın (1954) çalışmasına dayanan Böhnke (1977), 1977 ile 1984 yılları arasında çeşitli patentler altında AB prosesinin A aşamasını geliştirmiştir (de Graaff ve Roest, 2012). AB prosesi, Almanya'daki nitrifikasyon gerektiren su kalitesi düzenlemelerinden doğmuştur. Bu durum, daha uzun katı tutma süresi (SRT) anlamına gelmekte ve dolayısıyla hacimsel gereksinimleri HRT'yi arttırmıştır. A aşaması ve bu aşama sonrasındaki biyolojik azot giderimi, B aşamasıyla entegre etme tekniği, AB prosesinin yenilikçi unsurudur (Böhnke, Dierring ve Zuckut, 1997). Tipik olarak deşarj standartlarını (ör. 30 mg/L BOİ ve AKM) karşılamak için tasarlanan ve işletilen HRAS işleminin aksine, A aşamasının amacı, B aşamasında azot giderimi için yeterli organik

karbon bırakarak giriş yapan BOİ' nin yalnızca bir kısmını (% 30-70) gidermektir (Böhnke ve diğerleri, 1997; de Graaff ve Roest, 2012). Klasik aktif çamur, HRAS ve A Aşamasına ait tipik dizayn ve işletme parametreleri Çizelge 2.7' de verilmektedir.

Çizelge 2.7. Tipik dizayn ve işletme parametreleri (Miller, 2015)

Proses	SRT (Gün)	Organik Yükleme Oranı (kg BOI/kg MLSS·gün)	Hacimsel Yükleme Oranı (kg BOI/m^3·gün)	MLSS (mg/L)	HRT (Saat)	BOİ Gideri m Verimi (%)
Klasik aktif çamur	3-15	0,2-0,4	0,3-1	2000-4000	4-9	> 95
HRAS	1-4	1,5-2,0	2-6	3000-5000	1-3	> 85
A Aşaması	0,1-1	2,0-10	6-12	1000-5000	0,5-1	30-70

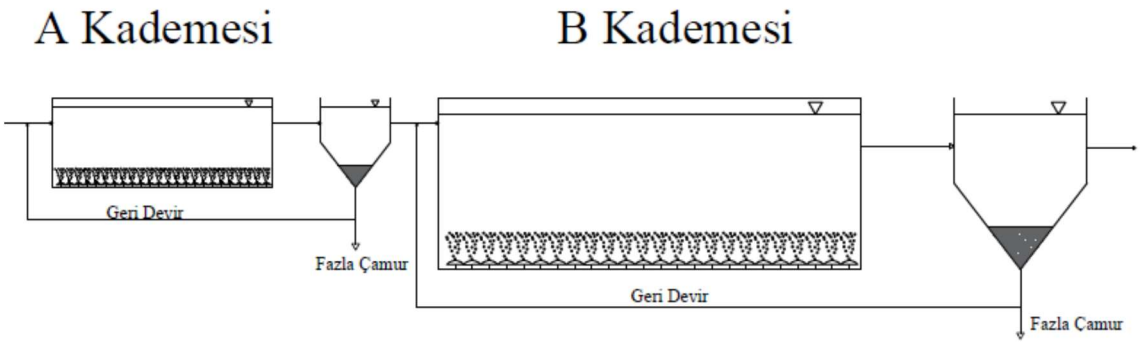
Temel aktif çamur prosesinin en önemli modifikasyonları, temas stabilizasyonu, kademeli havalandırma, oksidasyon hendeği, saf oksijen ve konik havalandırma sistemleridir. Bunların arasında Aachen Teknik Üniversitesi' nden Böehnke ve diğerleri tarafından geliştirilen iki aşamalı aktif çamur sistemi (AB prosesi) bulunmaktadır. Genellikle, AB süreci seri olarak iki ayrı aktif çamur tesisinden oluşur; yüksek yüklü (A aşaması) ve ardından düşük yüklü (B aşaması) havalandırma tankları yer alır (Schulze-Rettmer, Kim ve Son, 1992). Giriş yapan atık su, kontak tankına (A aşaması) girer ve burada yaklaşık 0,5-1 saat karıştırılmış çözelti askıda katı (MLSS) ile karıştırılır. Bu kısa temas süresi boyunca, mevcut organik maddeler oksidasyon olmaksızın aktif çamur floklarına adsorbe edilir. B aşamasında, havalandırma tankı 5-6 saat boyunca yüksek MLSS konsantrasyonu ile havalandırılır, böylece adsorbe edilen madde tamamen oksitlenebilir. AB süreci, bir birincil (ön) çökeltme tankı olmadan çalıştırılır ve her iki aşamada da ayrı arıtma tankları ve çamur geri dönüşüm hatları vardır, böylece her iki reaktörde benzersiz mikrobiyal topluluklar korunur (Böhnke ve diğerleri, 1997). AB prosesi ile ilgili temel dezavantajlar, düşük C/N oranı altında B aşamasında eksik denitrifikasyon ve A aşamasında zayıf çamur çökelme özelliklerine sahip yüksek çamur üretimidir (Frijns ve Uijterlinde, 2010).

Birçok AB prosesine dayalı arıtma tesisi tesisi inşa edilmiş olmasına rağmen, A aşamasındaki literatür oldukça sınırlıdır. Genellikle kolayca erişilebilir değildir (de Graaf ve Roest, 2012). Kolayca elde edilebilen literatür genellikle performansı tanımlayıcıdır, ancak çok az çalışma, organik karbon giderme mekanizmaları ve dönüşüm süreçleri ve nasıl yapılacağı hakkında süreci etkili bir şekilde tasarlar ve kontrol eder.

AB proses süreci ilk olarak Batı Almanya'daki Krefeld belediye arıtma tesisinde araştırılmıştır (Boehnke, Schulze-Rettmer ve Zuckut, 1998). Atık su arıtma tesisine ulaşan atık suların yarısından fazlası çeşitli endüstriyel işlemlerden kaynaklandığından, içeri giren organik madde, KOİ, pH ve toksik bileşiklerdeki büyük dalgalanmalar meydana getirmekteydi. Bu durum nitrifikasyon işlemlerinin engellenmesine neden oluyordu. Atık suyun zorlu koşulları geleneksel biyolojik arıtmayı olanaksız hale getirdiğinden, mühendisler yeni bir arıtma yöntemi geliştirmek zorunda kaldı. AB prosesi bu ihtiyaçlar nedeni ile ortaya çıkmıştır. İşlemin uygun maliyetli arıtma sağladığı ve kimyasal ekleme ihtiyacını azalttığı bulunmuştur. Deneysel çalışmadan kısa bir süre sonra süreç tam ölçekli olarak kuruldu. Genişletme 1993 yılında tamamlandıktan sonra, Krefeld tesisinde AB prosesinin işletimi ile KOİ (% 96,2), TN(% 93) ve TP (% 97) giderim verimliliği elde etmiştir (Boehnke ve diğerleri, 1998).

AB prosesi konvansiyonel aktif çamur sisteminin iki kademeli olarak yapıldığı, birinci kademesinin yüksek, ikinci kademesinin düşük organik yükleme ile işletilmek suretiyle modifiye edildiği aerobik bir biyolojik arıtma sürecidir. 1977 yılında Aachen Üniversitesi'nde Profesör Boenhke tarafından geliştirilmiştir. Toksik şoklara ve pH dalgalanmalarına büyük ölçüde dirençli olan işlem, başlangıçta endüstriyel atık suyun arıtılması için tasarlanmışsa da aynı zamanda evsel atık suların arıtılması için de uygulanmıştır (Böhnke ve diğerleri 1998). Proses birbiri ardına yerleştirilen iki havalandırma havuzu (A ve B) ve iki çökeltim havuzundan oluşmaktadır. A ve B kademelerinde gelişen mikroorganizmaların farklı olmasından dolayı her kademenin çökeltim havuzundan havalandırma havuzlarına ayrı geri devir yapılmaktadır (Şekil 2.16). İlk kademede (A kademesi) düşük alıkonma süreleri (0,5-1,0 saat) neticesinde "adsorpsiyon", B kademesinde daha uzun alıkonma süreleri (>6 saat) sonucu "biyolojik oksidasyon" mekanizmaları hakimdir. Birbirini izleyen kademelerde etkin olan mekanizmalardan hareketle sistem kısaca AB Prosesi (Adsorpsiyon Bio-Oksidasyon)

olarak adlandırılmaktadır (Böhnke, 1983). AB prosesini şematik görünümü Şekil 2.15' de verilmektedir.



Şekil 2.15. AB prosesi şematik görünümü (Alpaslan ve Dölgen, 2002'den değiştirilerek alınmıştır)

Prosesin A kademesi 2 kg $BOİ_5$/kg MLSS.gün civarında yüksek bir organik yüklemeye göre boyutlandırılır. Bu durum çamur yaşının düşük olmasını ve hızlı gelişen mikroorganizmalar için uygun ortam koşulları sağlamaktadır. Hızlı gelişen mikroorganizmalar yüksek adaptasyon ve yaşama kapasitesi göstererek sistemin değişen koşullara karşı direncini arttırmaktadır. Böylelikle sistem ham atık sudaki konsantrasyon değişikliklerini, toksik girdileri diğer süreçlere kıyasla daha kolaylıkla tolere edebilmektedir. A kademesinde adsorpsiyon mekanizmasıyla birlikte organik maddenin kolay parçalanabilir kısmının mikroorganizmalar tarafından tüketilmesi sonucu % 50-60 oranında $BOİ_5$ giderimi elde edilebilmekte bu da B kademesine gelen yüklerin azalmasını ve daha kararlı deşarj suyu elde edilmesini sağlamaktadır. Ayrıca organik maddenin yaklaşık yarıya yakın kısmının giderilmesi neticesi bir sonraki ünite hacmi % 45 oranında azalmaktadır. İlk kademede çamur üretiminin fazla olmasına bağlı olarak ağır metal gibi maddeler adsorpsiyon yoluyla çamur bünyesine geçmekte ve fazla çamur ile birlikte uzaklaştırılmaktadır. A kademesinde organik madde yüklemesinin yüksek olması bu kademenin fakültatif/anaerobik koşullarda işletilmesini olanaklı kılmakta böylelikle nütrient giderimi de sağlanabilmektedir. Anaerobik koşulların oluşması durumunda fosfor salınmakta, takip eden aerobik kademede mikroorganizma bünyesine alınarak fazla çamur ile sudan uzaklaştırılmaktadır. Yapılan çalışmalar AB prosesi ile kimyasal

çökeltim yapılmaksızın % 70 oranında fosfor giderimi elde edilmesinin mümkün olduğunu ortaya koymaktadır (Böhnke, 1983).

Prosesin B kademesi düşük organik yükleme (0,1-0,3 kg $BOİ_5$/kg MLSS.gün) ve uzun alıkonma süreleri esas alınarak tasarlanmakta ve işletilmektedir. Aerobik koşullann hakim olduğu B kademesinde F/M oranının düşük olması ve düşük çamur üretimine dayalı olarak çamur yaşının yüksek olması sonucu yavaş gelişim gösteren nitrifikasyon bakterileri ortama daha iyi adaptasyon gösterip gelişebilmektedir (Böhnke, 1983). Buna ek olarak, A kademesi çıkışında % 50-60 oranında $BOİ_5$ giderimi elde edilmesi nedeniyle C/N oranı düşük olmakta ve nitrifikasyon hızı artmaktadır. Öte yanda, B kademesinde nitrifikasyon hızının yüksek olması nedeniyle havalandırma tankında oksijen eksikliği görülebilmektedir. Bu durum ikinci kademede denitrifikasyon için uygun koşulların oluşmasını sağlayabilmektedir. B kademesinde hala yeterince parçalanabilecek besin maddesi olduğu için denitrifikasyon için karbon kaynağı olarak kullanılabilmekte (veya dışarıdan metanol gibi karbon kaynağı ilave edilebilir), böylelikle nitratın azot gazına dönüşümü sağlanmaktadır (Böhnke, 1983).

AB prosesi ile konvansiyonel tek kademeli aktif çamur prosesinin karşılaştırması Çizelge 2.8' de verilmektedir. AB proseinin yatırım maliyetini % 10-15 daha düşük olmasına rağmen BOİ ve KOİ gideriminde çok iyi performans gösterdiği ortaya konulmuştur. Proses stabilitesi ise çift kademe olması nedeni ile daha iyi olmaktadır. Kentsel ve evsel atık suların arıtılmasında kullanılabilmesi ise büyük bir avantaj olarak görülmektedir.

Çizelge 2.8. Konvansiyonel tek kademeli aktif çamur sistemleri ile AB prosesinin karşılaştırılması (Alpaslan ve Dölgen, 2002)

Parametre	Konvansiyonel Tek Kademeli Aktif Çamur Prosesi	AB Prosesi
$BOİ_5$ Giderimi KOİ Giderimi	Çok iyi Çok iyi	Çok iyi Çok iyi Genelde daha düşük deşarj değerleri
Nitrifikasyon	İyi	% 50-60 oranında daha yüksek
Denitrifikasyon	Ön arıtma ve proses kontrolüne göre tatminkar	$C/N_{DN}<3$ ise genellikle düşük A kademesindeki ön arıtma verimine bağlı olarak az sayıda tesiste $C/N_{DN}<3$, Toplam azot giderimi > %70

Çizelge 2.8. Konvansiyonel tek kademeli aktif çamur sistemleri ile AB prosesinin karşılaştırılması (devam)

Kimyasal çökeltim işlemi yapılmaksızın fosfor giderimi	% 47	% 63
Proses stabilitesi	Genelde iyi	İki kademe nedeniyle daha iyi
Tamponlama kapasitesi	Düşük	Yüksek
Gerekli havalandırma havuzu hacmi	135-152 L/E.N.	91-101 L/E.N. % 32 daha az alan gereksinimi
Yatırım maliyeti		% 10-15 daha az
İşletme Gideri		Fosfor giderimi amacıyla kimyasal madde kullanılmaması. Enerji giderlerinde azalma
İşletme kolaylığı		A kademesi için daha özenli işletme
Çamur kalitesi (SVI)	100-200 mL/g	A kademesinde 40-80 mL/g B kademesinde 90-120 mL/g
Uygulama alanı	Kentsel atık sular	Kentsel ve endüstriyel atık sular
Çürütücü gaz üretimi 20-24/E.N.Gün	17-20 L/E.N. gün	%15-20 daha fazla 20-24 L/E.N. gün

Yaygın olarak kullanılan biyolojik nütrient giderim proseslerinin tipik dizayn parametreleri ile AB proseninin tipik dizayn parametreleri Çizelge 2.9' da verilmektedir.

Çizelge 2.9. Yaygın olarak kullanılan biyolojik nütrient giderim proseslerinin tipik dizayn parametreleri (Balçık 2013'ten değiştirilerek alınmıştır)

Dizayn Parametresi/Proses			Hidroilk Bekletme Süresi (saat)				
	SRT (Gün)	MLSS (mg/L)	Anaerobik Bölüm	Anoksik Bölüm	Aerobik Bölüm	Geri Devir Oranı (%)	Nitrat Geri Devri (%)
A/O	2-5	3000-4000	0,5-1,5	-	1-3	25-100	
A^2/O	5-25	3000-4000	0,5-1,5	0,5-1	4-8	25-100	100-400
UCT	10-25	3000-4000	1-2	2-4	4-12	80-100	200-400 (anoksik) 100-300 (aerobik)
VIP	5-10	2000-4000	1-2	1-2	4-6	80-100	100-200 (anoksik) 100-300 (aerobik)
BARDENPHO (5 Kademeli)	10-20	3000-4000	0,5-1,5	1-3 (1.Kademe) 2-4 (2.Kademe)	4-12 (1.Kademe) 0,5-41 (2.Kademe)	50-100	200-400
AKR	20-40	3000-4000	1,5-3	1-3	2-4	50-100	100-400
AB	5-10	2000-4000 (A ve B Kademe)	-	0,5-1 (A Kademe)	> 6 (B Kademe)	50-100	100-400

Bununla birlikte yaygın olarak kullanılan biyolojik nütrient giderim prosesleri ile AB prosesinin avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.10' da verilmektedir.

Çizelge 2.10. Nütrient gideriminde kullanılan sistemlerin avantaj ve dezavantajları (Metcalf ve Eddy, 2003'ten değiştirilerek alınmıştır)

PROSES	**AVANTAJ**	**DEZAVANTAJ**
A/O	İşletme kolaylığı, Çamur p içeriği % 5-7 olduğundan iyi gübre özelliğine sahip, Kısa hidrolik bekleme kalma zamanı, P giderim verimi düşürüldüğündetam nitrifikasyon meydana gelir.	Aynı zamanda yüksek azot ve fosfor giderim verimliliğine ulaşılmaz, Soğuk iklim işletme şartları altında verim değişkendir, Yüksek BOİ/P oranı gerekli, Havalı çamur yaşı azaltıldığında yüksek oksijen transferi sağlayan havalandırıcılar gerekebilir, Proses kontrol esnekliği azdır.
A^2/O	Hem azot hem de fosfor giderimi nitrifikasyon için gerekli alkaliniteyi sağlar, İyi çökelme özelliğine sahip çamur üretir, Nispeten kolay işletme sağlar, Enerji korunumu	Anaerobik tanka yapılan geri devrin nitrat içermesinden dolayı fosfor giderme kapasitesini etkilemesi, İç geri devir oranına bağlı olarak limitli azot giderimi, A/O prosesine nzaran daha yüksek BOİ/P ihtiyaç duyması
UCT	Anaerobik tanka nitrat yüklemesi azaltıldığından fosfor giderim kapasitesi artar, İyi çökelme özelliğine sahip çamur üretir, İyi azot giderimi verimi	Daha kompleks işletme, İlave geri devir sistemine ihtiyaç duyması
VIP	Anaerobik tanka nitrat yüklemesi azaltıldığından fosfor giderim kapasitesi artar, İyi çökelme özelliğine sahip çamur üretir, UCT prosesine nazaran daha düşük BOİ/P ihtiyaç duyması	Daha kompleks işletme, İlave geri devir sistemine ihtiyaç duyması, İlave ekipmana ihtiyaç duyması
BARDENPHO (5 Kademeli)	Filtrelenmiş çıkışta 3-5 mg/L TN değerine ulaşılabilir, İyi çökelme özelliğne sahip çamur üretir	Daha düşük fosfor giderim verimi; Daha büyü tank hacimleri ihtiyacı

Çizelge 2.10. Nütrient gideriminde kullanılan sistemlerin avantaj ve dezavantajları (devam)

AKR	Birleşik azot ve fosfor giderimi için sistem oldukça esnektir, Prosesi çalıştırmak oldukça kolaydır, Çamur hidrolik değişiklikte deşarj edilmez	Yanlızca küçük debili atıksular için uygundur, Gereğinden fazla üniteler gerekir, Çıkış suyu kalitesi güvenli boşaltmaya bağlıdır, Çok az tasarım verisi yeterli olabilir
AB	Genelde daha düşük deşaj değerleri, Nitrifikasyon oranının daha yüksek olması, Proses stabilitesinin daha iyi olması, Yüksek tampanlama kapasitesi, Havalandırma havuzu hacminin % 32 daha az olması, Yatırım maliyetinin % 10-15 daha az, Fosfor giderimi için kimyasal madde kullanılmaması, Düşük enerji gideri, Daha düşük SVI değeri, Endüstriyel atıksular için de uygulanabilmesi, Çürütüc gaz üretimi % 15-20 daha fazla	Denitrifikasyon $C/N_{DN}<3$ ise genellikle düşük Dışarıdan ilave karbon kaynağına ihtiyaç duyulabilir

Yapılan literatür araştırmaları doğrultusunda, avantajları ortaya konulmuş olan AB prosesinin, uygulamaya yönelik çalışmaları materyal ve yöntem kısmında ele alınarak elde edilen veriler değerlendirilmiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

Bu bölümde, çalışmanın gerçekleştirilmiş olduğu Yeşil Çevre arıtma tesisine ait bilgiler tesis konfigürasyonu, tesise ait dizayn verileri, tesis ünite ve ekipmanları, Yeşil Çevre arıtma tesisine gelen atık su karakteri ve atık su arıtma tesisi verimi yer almaktadır. Ayrıca AB pilot tesisi özellikleri, AB tesisi konfigürasyonu ve işletimi ile birlikte analitik test yöntemleri de dahil olmak üzere yapılan deneyler sunulmaktadır.

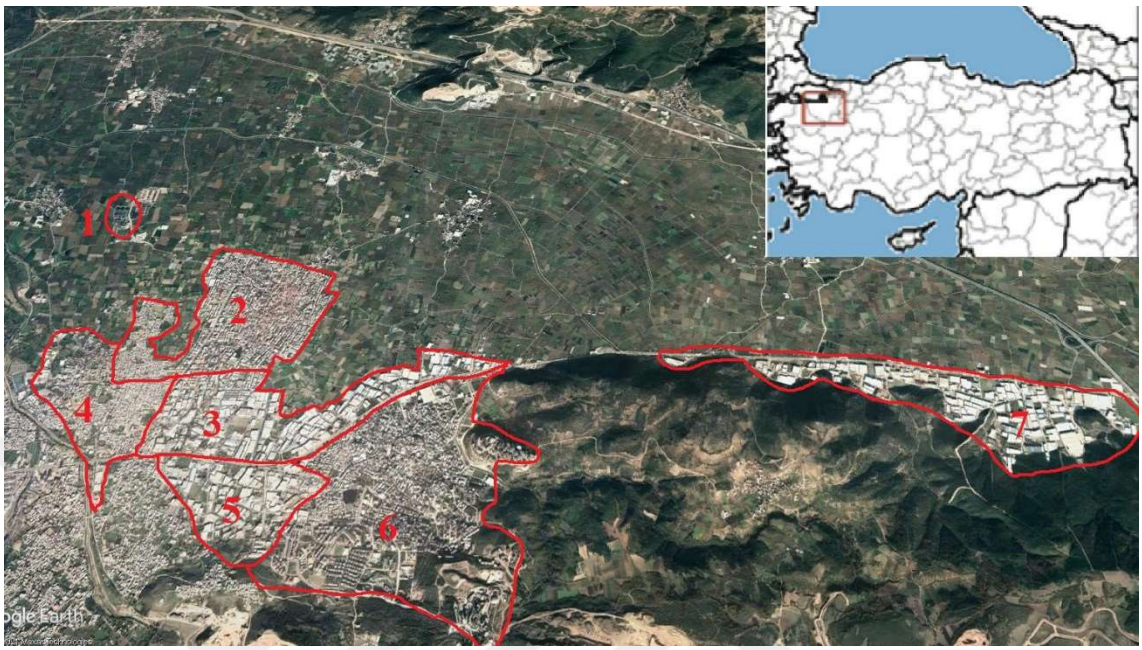
3.1. Yeşil Çevre Atık Su Arıtma Tesisi

Sınırlı Sorumlu Yeşil Çevre Arıtma Tesisi İşletme Kooperatifi, atık su kirliliğinin önlenmesi amacı ile Bursa'nın doğu bölgesinde 1998 yılında kurulmuştur. İlk etapta 52 500 m^3/gün kapasiteye hizmet eden tesis, ikinci aşamada alt yapısı (elektrik, borulama vb.) 150 000 m^3/gün kapasiteye göre projelendirilmiştir. Mevcut durumda 100 000 m^3/gün atık su arıtılan tesiste, Kestel Organize Sanayi Bölgesi, Uludağ Organize Sanayi Bölgesi, Barakfakih Organize Sanayi Bölgesi'nin evsel ve endüstriyel atık suları ile Kestel ve Gürsu İlçelerinin yerleşim alanlarından kaynaklanan evsel atık sular arıtılmaktadır. Tesiste % 30 evsel atık su, % 70 endüstriyel atık su arıtılmaktadır. Yapılan hesaplamalara göre nüfus ve fabrika debimetre ölçümleri neticesinde yaklaşık olarak 30 000 m^3/gün evsel atık su, 70 000 m^3/gün endüstriyel atık su arıtılmaktadır. Endüstriyel atık suyun yaklaşık 60 000 m^3/gün'lük kısmı tekstil boyahanelerinin atık suyudur.

Arıtma tesisi, Kooperatif tüzel kişiliği ile Türkiye'de ilk ve tek olma özelliğine sahiptir. Kooperatifin 386 adet evsel ve endüstriyel atık su deşarj etme hakkına sahip ortağı bulunmaktadır. Ortaklarının arasında Bursa Valiliği Yatırım İzleme ve Koordinasyon Başkanlığı, Bursa Büyükşehir Belediyesi ve Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi olması dolayısı ile kamu ve özel sektör ortaklığı ile hayata geçirilmiş önemli bir çevre yatırımı konumundadır.

S.S. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi İşletme Kooperatifi bünyesinde 386 ortak firma bulunmakta, bu ortaklardan 146 tanesi endüstriyel atık sularını, 237 ortak evsel nitelikli atık suları arıtma tesisine göndermektedir. Kestel ve Gürsu ilçelerinin atık suları ise BUSKİ' nin ortaklığı çerçevesinde arıtılmaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu 2020 yılı adrese dayalı nüfus sayımı sonuçlarına göre Gürsu ve Kestel İlçeleri yerleşim nüfusu 167

875 kişi olduğu belirlenmiştir. Yeşil Çevre arıtma tesisinin hizmet ettiği bölgeler Şekil 3.1' de gösterilmektedir.



Şekil 3.1. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi hizmet alanı (1, Yeşil Çevre arıtma tesisi; 2, Gürsu İlçesi; 3, USOB; 4, İsabey Mahallesi; 5, KOSAB; 6, Kestel İlçesi; 7, BOSAB)

3.1.1. Atıksu karakteri

Yeşil Çevre Arıtma Tesisinin işleyişini kontrol etmek, gerekli tedbirleri almak ve deşarj limitlerini sağlamak amacıyla günlük analizler yapılmaktadır. Tesise ait 3 yıllık konvansiyonel parametrelere ait analiz sonuçları ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 19 sınır değerleri ve giderim verimleri Çizelge 3.1' te verilmektedir.

Çizelge 3.1. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi işletme değerleri ve SKKY sınır değerleri

Yıl	Toplam Debi (m^3/yıl)	Parametre	Giriş (mg/L)	Çıkış (mg/L)	Giderim Verimi (%)	SKKY Tablo 19
2018	28 624 175	KOİ	758 ± 202	76 ± 32	90	400
		BOİ	361 ± 98	16 ± 9	95	-
		AKM	194 ± 23	23 ± 19	88	200
		TN	47,72 ±10,58	9,95 ± 5,15	79	20
		PO_4-P	3,88 ± 1,38	1,27 ± 0,99	67	2
2019	31 427 827	KOİ	723 ± 221	66 ± 23	91	400
		BOİ	356 ± 99	12 ± 5	96	-
		AKM	188 ± 140	22 ± 14	88	200
		TN	48,15 ± 10,67	10,89 ± 4,30	77	20
		PO_4-P	3,64 ± 1,36	0,98 ± 0,74	73	2
2020	27 912 005	KOİ	676 ± 200	71 ± 25	89	400
		BOİ	325 ± 109	14 ± 7	96	-
		AKM	205 ± 129	30 ± 20	85	200
		TN	49,96 ± 10,98	12,86 ± 4,83	74	20
		PO_4-P	3,31 ± 1,38	0,92 ± 0,73	72	2

3.1.2 Arıtma tesisi üniteleri

Yeşil Çevre Arıtma Tesisinin üniteleri ve ölçüleri aşağıda belirtilmekte olup, arıtma tesisinde yer alan mekanik ekipmanlar Çizelge 3.2' de verilmektedir.

Giriş yapısı ve Terfi Havuzu: 10 m. x 15 m. Ölçülerinde olup, 7 metre derinliğine sahiptir. Ünite girişinde tesiste bulunan pompaların ve ekipmanların korunması amacıyla 10 cm. çubuk aralığına sahip otomatik temizlemeli kaba ızgara bulunmaktadır.

İnce Izgara Yapısı: 14,5 m. x 14 m. ölçülerinde olup, 5 adet perfore tip 4 mm. gözenek açıklığına sahip otomatik ince ızgara yer almaktadır.

Havalandırmalı Kum ve Yağ Tutucu Havuzu: 3 bölmeye sahip, 6,8 m. x 19 m. ölçülerinde ve 4,5 m. derinliğindedir.

Dengeleme Havuzu: 2 bölmeye sahip, 35 m. x 70 m. ölçülerinde ve 4,5 m. derinliğine sahiptir. Ünite içerisinde yüzer aeratör ve ara terfi pompaları yer almaktadır.

Mikroflotasyon Havuzu: 4 bölmeye sahip ünitenin, 3 tanesi mekanik olarak donatılmıştır. Kapasite artışı yapıldığında kalan diğer bölme de mekanik olarak

donatılacaktır. 20 m. x 30 m. ölçülerinde olup, 6,6 m. derinliğe sahiptir. Biyolojik arıtma öncesinde, kirlilik yükünün azaltılması için amacıyla kullanılmıştır.

Anoksik Havuz: 3 ayrı havuzdan oluşan anoksik bölümün 2 adedi 16,5 m. x 35,5 m. ölçülerinde olup, 6,8 m. derinliğe sahiptir. Diğer anoksik havuz ise 15,2 m. x 46,5 m. ölçülerine sahip olup, 6,8 m. derinliğindedir.

Havalandırma Havuzu: 3 ayrı havuzdan oluşmuştur. 2 adedi 34,5 m. x 61,4 m. ölçülerinde olup, 6,8 m. derinliğe sahiptir. Diğer havalandırma havuzu ise 46,5 m. x 61,4 m. ölçülerine sahip olup, 6,8 m. derinliğindedir.

Son Çökeltme Havuzu: 44 m. çapında 4 m. derinliğe sahip 3 adet son çökeltme havuzu bulunmaktadır. Havuzların içerisinde ilave toplam 4 000 m^2 yüzey alanı oluşturacak lamella mevcuttur.

Çamur Yoğunlaştırma Havuzu: Mikroflotasyon havuzundan gelen ön arıtma çamurunun ve son çökeltme havuzundan gelen biyolojik fazla çamurun yoğunlaştırıldığı havuz 28 m. çapında ve 3,1 m. derinliğe sahiptir.

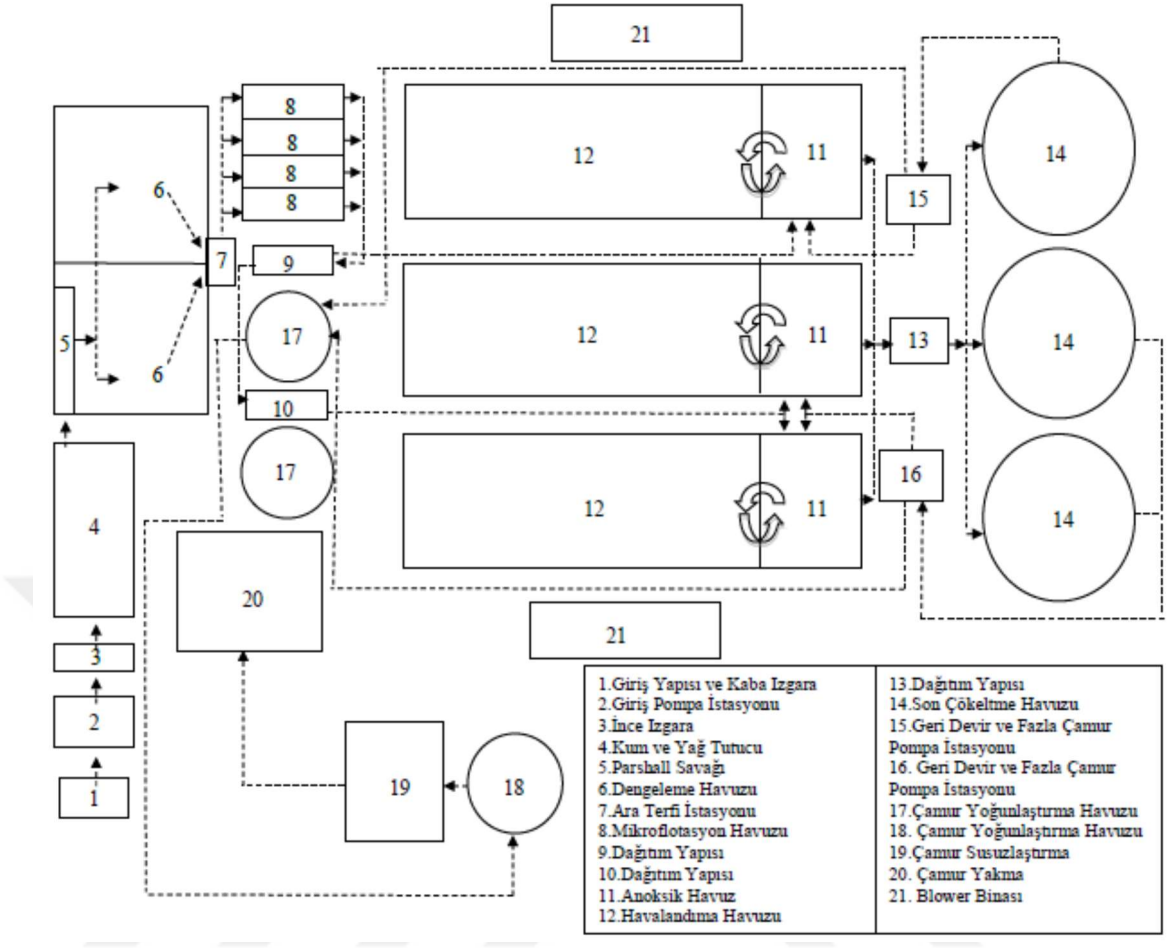
Çamur Susuzlaştırma: Çamur yoğunlaştırma havuzundan alınan fazla çamurlar; 2 adet santrifüj dekantör ile susuzlaştırılarak % 22 – 25 katı madde oranına getirilmektedir.

Çamur Yakma: % 22 – 25 katı madde oranına getirilen arıtma keki, 1 100 derecede yakılarak bertaraf edilmektedir.

Çizelge 3.2. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi mekanik ekipmanları

Ekipman/Ünite	**Kapasite**
Kaba Izgara	Mekanik temizlemeli 1 adet
Giriş Yapısı	Dalgıç pompa, 4 adet, 2 200 m^3/h, 60 kW
İnce Izgara	Mekanik temizlemeli 5 adet İnce ızgara atık konveyörü,1 adet,5 m^3/h , 4 kW İnce ızgara atık presi, 1 adet, 2-4 m^3/h, 4 kW
Havalandırmalı Kum ve Yağ Tutucu	Kum pompası, 2 adet, 37 m^3/h, 2,4 Kw Kum pompası, 1 adet, 38,7 m^3/h, 1,5 kW Kum ayırıcı, 2 adet, 50 m^3/h, 0,25 Kw Kum Tutucu Köprüsü,1ad.380V,50Hz,0,75 kW Kum Tutucu Köprüsü,1ad,400V,50 Hz,0,25kW
Kum Tutucu Blower Binası	Blower, 3 adet, 166 Nm^3/h, 360 mbar, 5,5 kW
Dengeleme Havuzu	Yüzer Aerator, 2 adet, 45 kW Dalgıç pompa, 2 adet, 2200 m^3/saat, 45 kW Dalgıç pompa, 2 adet, 1100 m^3/saat, 22 kW
Kimyasal Dozlama Tankı	Dozaj Pompası, 2 adet, 424 l/h, 0,75 Kw
Mikroflotasyon Havuzu	Yüzey Sıyırıcı, 3 adet, 1,2 m/dk 0,25 kW Yüzey Çamur Pompası,3 adet, 33 m^3/h, 1,5 kW Dip Çamur Pompası, 3 adet, 5 m^3/saat, 1,5 kW Kompresör, 2 adet, 3,8 m3/dk ,22 kW, 6-8 bar
Havalandırma Havuzu	3 adet dikdörtgen kesitli tank, Blower, 3 adet, 5090 Nm^3/h, 720 mbar,200 kW Blower, 4 adet, 10000 Nm^3/h,720 mbar,280 kW Difüzör, 6000 adet, 12 inç İçsel Geri Devir Pompası, 4ad,3300m^3/h,15 kW
Anoksik Havuz	Dalgıç mikser, 3 adet, 7,5 kW
Son Çöktürme Havuzu	3 adet dairesel kesitli Döner sıyırıcı köprü, 3 adet, 0,55 kW
Geri Devir ve Fazla Çamur Ünitesi	Geri devir pompası, 4 adet, 742 m^3/h, 8,8 kW Geri devir pompası, 3 adet, 742 m^3/h, 6 kW Fazla Çamur pompası,2adet,120m^3/saat,5,9 kW Fazla Çamur pompası,2adet, 126 m^3/saat, 6 kW
Çamur Yoğunlaştırma Havuzu	Döner sıyırıcı köprü, 1 adet, 1,1 kW Çamur pompası, 2 adet, 70 m^3/h, 5,5 kW Süzüntü suyu pompası,2adet,20 m^3/h, 2,4 kW
Dekantör Besleme Havuzu	Çamur Sıyırıcı, 1 adet, 0,25 kW Monopompa, 2 adet, 7- 70 m^3/saat, 9,2 kW
Çamur Susuzlaştırma Ünitesi	Dekantör, 2 adet, 25-40 m^3/h Vidalı konveyör, 1 adet, 3,0 kW Vidalı konveyör, 1 adet, 5,5 kW Süzüntü suyu pompası,2adet,113 m^3/sa, 5,9 kW Poli hazırlama ünitesi, 1adet, 8000 lt/h , 2,5 kW Poli dozlama pompası, 2 adet, 12 m^3/h, 2,2kW Sentrat Pompası, 2 adet, 100 m^3/saat, 30 kW Kompresör, 2 adet, 700 l/dk ,8 bar, 4 kW
Çamur Yakma Ünitesi	Akışkan yataklı, 1 adet. 4 000 kcal.

Arıtma tesisi ünite ve binalarının gösterildiği şematik genel yerleşim planı Şekil 3.2’ de, yine arıtma tesininin gösterilmiş olduğu yerleşim planı görseli Şekil 3.3’ de verilmektedir.



Şekil 3.2. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi şematik gösterimi



Şekil 3.3. Yeşil Çevre Arıtma Tesisi genel yerleşimi

3.2. AB Prosesi Pilot Tesisi

Yeşil Çevre Atık Su Arıtma Tesisi'nin hizmet ettiği alan içerisinde gelişen sanayi altyapısına bağlı olarak artan üretim miktarı ile Kestel ve Gürsu İlçelerinde ki nüfus artışı arıtma tesisi kapasitesinin arttırılmasına yönelik baskılar oluşturmaktadır. Bu gerekçelerle birlikte arıtma tesisinin kapasite artışına yönelik çalışmalar yapılmıştır. Mevcut arıtma tesisi alanının yetersiz olması, tesis çevresinde verimli tarım alanlarının olması nedeni ile kapasite artışının mevcut kullanılan proses yerine, alternatif ve daha az alan gereksinimine ihtiyaç duyulan teknolojilere göre değerlendirilmesi zorunluluğu doğmuştur.

Mevcut arıtma tesisine uygulanmasının kolay olabileceği düşünülen, ilave alan ve hacim ihtiyacı oluşturmayacak ve Dünya'da uygulanmış örnekleri olan AB prosesinin Yeşil Çevre Arıtma Tesisi' nde uygulanması düşünülmüştür. AB prosesinin daha ayrıntılı incelenmesi ve Yeşil Çevre koşullarına uyumunun test edilmesi amacıyla bir pilot tesis kurulup işletilmesine karar verilmiştir. AB Pilot Tesisi ile ilgili projeler hazırlanarak, gerekli elektromekanik ekipman donanımı, imalat ve montaj işlerinin tamamlanmasından sonra da Haziran 2019 tarihinde devreye alınmıştır. Analiz ve izleme çalışmaları Temmuz 2019 – Mayıs 2020 dönemleri arasında gerçekleştirilmiştir.

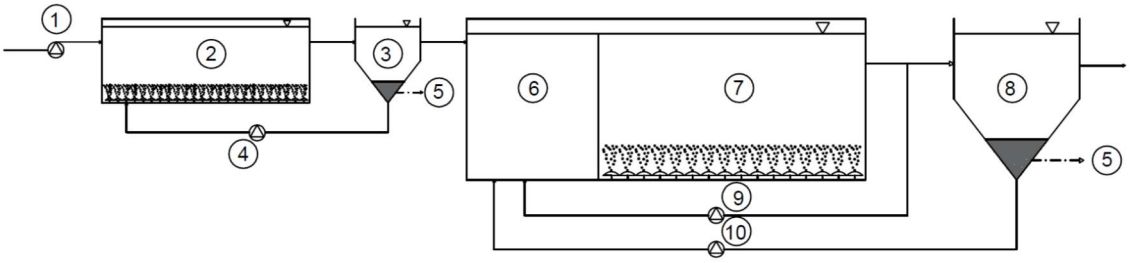
AB Pilot Tesisi, mevcut atık su arıtma tesisinin 150 000 m^3/gün ham atık su debisinde ve AB Prosesi ile çalıştığı koşullardaki performansını görmek amacıyla, ünite hacimleri ve atık su besleme debisi yönünden mevcut atık su arıtma tesisinin (1/3125) oranında küçültülmüş eşdeğer bir modeli olarak tasarlanmış ve 2 m^3/saat ham atık su debisi ile işletilmiştir. Pilot Tesis devreye alındıktan bir süre sonra yeterli bakteri üretimi sağlanmış, prosesin kararlılık ve süreklilik kazanmasından sonra da belirli parametrelerin günlük olarak yapılan analizleriyle takibi yapılmış ve arıtma performansı ortaya konulmuştur.

Yeşil Çevre Arıtma Tesisine gelen atık sular, kum tutucu çıkışından sonra bir monopompa ile pilot tesise alınmaktadır. Atık sular mevcut tesise ait kaba ve ince ızgaradan geçerek, havalandırmalı kum ve yağ tutucu havuzuna ulaştığı için, pilot tesiste ayrıca ön arıtmaya tabi tutulmamıştır. Böhnke ve diğerleri (1977) tarafından AB sürecinin bir birincil (ön) çökeltme tankı olmadan çalıştırıldığı belirtilmiştir. Pilot tesise

gelen atık sular 1. Havalandırma havuzuna (A Kademesi) alınmaktadır. 1,72 saatlik hidrolik bekleme süresine sahip bu havuz, mevcut tesiste yer alan kum tutucu blowerlarından gelen hava ile havalandırılmaktadır. Mevcut arıtma tesisinin AB prosesine dönüştürülmesi halinde 11 000 m^3 hacme sahip dengeleme havuzunun, A kademesi havalandırma havuzuna dönüştürülmesi düşünülmekte olduğundan; 150 000 m^3/gün debide hidrolik bekleme süresi, literatürde belirtilen 0,5-1 saat hidrolik bekleme süresinin üzerinde olmaktadır. Pilot tesisin işletilmesi sırasında A kademesinde çözünmüş oksijen seviyesi 0,54 ± 0,35 mg/L aralığında tutulmuştur. A kademesi havalandırma havuzu sonrasında atık sular, A kademesi çöktürme havuzuna geçiş yapmaktadır. A kademe çöktürme havuzundan, A kademe havalandırma havuzuna biyolojik çamur % 100 oranında geri devir yapılmaktadır. Oluşan fazla çamur ise pilot tesis dışına atılmaktadır. Bu sayede, adsorpsiyon prensibi ile çalışan yüksek yüklemeli A kademesi arıtma süreci tamamlanmaktadır. A kademesi çöktürme havuzundan savaklanan atık sular, anoksik havuza geçmektedir. Burada B kademesi son çöktürme havuzundan gelen % 100 oranında geri devir çamuru ve B kademesi havalandırma havuzundan gelen % 100 oranında içsel geri devir çamuru ile karışmaktadır. Bu sayede denitrifikasyon prosesi gerçekleşmektedir. Anoksik havuzdan, 10,8 saat hidrolik bekleme süresine sahip B kademesi havalandırma havuzuna geçen atık sular biyolojik olarak arıtılmaktadır. Bu havuzdaki oksijen seviyesi 4,76 ± 2,07 mg/L aralığında tutulmuştur. Oksijen ihtiyacı mevcut tesis kum tutucu blowerlarından karşılanmaktadır. B kademesi havalandırma havuzundan sonra B kademesi son çöktürme havuzuna geçen atık suların, duru fazı savaklanarak deşarj edilir. Çöken aktif çamur ise geri devir pompaları ile geri devir yapılır. Oluşan fazla çamur tesisten, uzaklaştırılır. Pilot tesise ait ünite ve ekipmanlar Çizelge 3.3’ te, Pilot tesise ait şematik gösterim Şekil 3.4’ de verilmektedir. Şematik gösterimde yer alan numaralara ait ünite ve ekipmanlar Çizelge 3.3’ te belirtilmiştir.

Çizelge 3.3. Pilot tesis ünite ve ekipmanları

Ünite/Ekipman	**Değer**
Kapasite	50 m^3/gün
1) Giriş Pompası	4 m^3/saat frekans konvertörlü
2) A Kademe Havalandırma Havuzu	3,45 m^3
3) A Kademe Çöktürme Havuzu	5,4 m^3
4) A Kademe Geri devir pompası	4 m^3/saat frekans konvertörlü
5) Fazla Çamur	
6) Anoksik Havuz	3 m^3
7) B Kademe Havalandırma Havuzu	18,6 m^3
8) B Kademe Çöktürme Havuzu	6 m^3
9) İçsel geri devir pompası	8 m^3/saat frekans konvertörlü
10) B Kademe Geri devir pompası	4 m^3/saat frekans konvertörlü



Şekil 3.4. Pilot tesis şematik gösterimi

Pilot tesisin sahada ki yerleşimini gösteren fotoğraflar Şekil 3.5, Şekil 3.6, Şekil 3.7' de gösterilmektedir.



Şekil 3.5. Pilot Tesis Yan Görünüm



Şekil 3.6. Pilot tesis ön görünüm



Şekil 3.7. Pilot tesis üst görünüm

Pilot tesise ait yapılacak değerlendirmeler için belirli bir sistematik dahilinde ölçümlerin yapılma gerekliliği vardır. Bu doğrultuda oluşturulan analiz ölçüm programı Çizelge 3.4' te verilmektedir. Pilot tesisinin A ve B kademelerinin işletme şartlarını kontrol etmek amacıyla her iki kademe de ayrı analizler ölçümler yapılmıştır.

Çizelge 3.4. Pilot tesis analiz-ölçüm programı

Parametre	Giriş	A - Kademesi			B - Kademesi		
		Havalandırma	Çöktürme	Geri devir	Havalandırma	Çöktürme	Geri devir
Debi	+	-	-	+	-	-	+
Sıcaklık	+	+	-	-	+	-	-
pH	+	+	+	-	+	+	-
KOİ	+	-	+	-	-	+	-
BOİ	+	-	+	-	-	+	-
AKM	+	+	+	+	+	+	+
TN	+	-	+	-	-	+	-
NO_3-N	+	-	+	-	-	+	-

Çizelge 3.4. Pilot tesis analiz-ölçüm programı (devam)

NH_4-N	+	-	+	-	-	+	-
PO_4-P	+	-	-	-	-	-	-
ÇO	-	+	-	-	+	-	-
Renk	+	-	+	-	-	+	-

Çalışma süresince pilot tesise giren giriş atık su numunesi, mevcut arıtma tesisi havalandırmalı kum ve yağ tutucu ünitesi çıkışına yerleştirilen Hach marka otomatik numune alma cihazları ile 24 saatlik kompozit numuneler halinde alınmıştır. Pilot tesisten arıtılarak çıkan deşarj numuneleri ise anlık olarak alınmıştır.

3.2.1 Analiz Yöntemleri

Pilot tesiste yapılan analizi yapılan parametrelere ait analiz yöntemleri Çizelge 3.5'te verilmektedir.

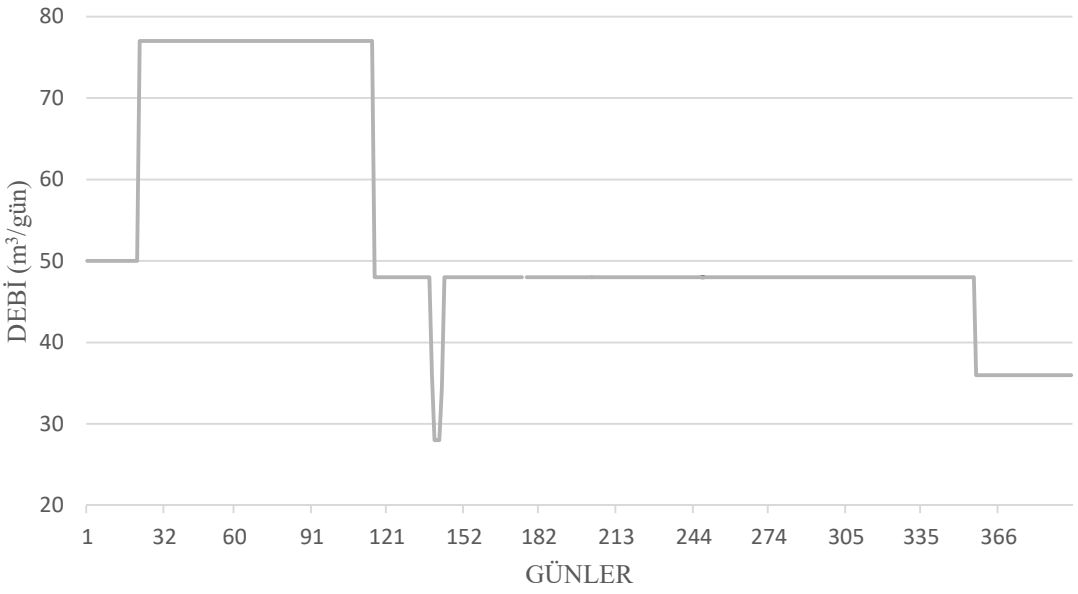
Çizelge 3.5 Analiz yöntemleri

Parametre	**Yöntem**	**Tanım**
pH	SM 4500-H^+	Elektrometrik Metod
Çözünmüş Oksijen	EPA 360.1	Membran Elektrod Metodu
KOİ	Kit Metodu	Spektrometrik Metod
AKM	SM 2540 D	Gravimetrik Metod
TN	Kit Metodu	Spektrometrik Metod
NO_3-N	Kit Metodu	Spektrometrik Metod
NH_4-N	Kit Metodu	Spektrometrik Metod
TP	Kit Metodu	Spektrometrik Metod

Pilot tesis günlük işletme debisi, giriş atık suyunun frekans konvertörlü monopompa ile basılması nedeni ile ölçümü yapılarak belirlenmiştir. Debi ölçümü, boru ucundan akan atık suyun, belli bir zamanda, hacmi belirli bir kaba akış miktarının hesaplanması ile yapılmıştır. Bu yöntem ile debi ölçümü düzenli olarak yapılarak takip edilmiştir. Debi ölçümlerine ilişkin grafik Şekil 4.1'de verilmektedir. Pilot tesiste elde edilen verilen, ölçüm ve analizler ve bunların literatür karşılaştırmaları bulgular bölümünde verilmiştir.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Evsel ve endüstriyel atık suların birlikte arıtılması amacıyla AB prosesine göre saha ölçekli bir pilot tesis diyazn edilip işletilmiştir. İşletme dönemi için pilot tesis ve mevcut tesise ait sonuçlar değerlendirilmiştir. Proses kararlı yapıya ulaştıktan sonra numuneler alınmıştır. Pilot tesis, debi ölçüm sonuçları Şekil 4.1' de verilmektedir. Farklı debi salınımdalarında ki pilot tesisin kabiliyetini görmek amacıyla, pilot tesis değişken atık su debilerinde çalıştırılmıştır. Nihai olarak mevcut arıtma tesisi ölçeğine göre uygun olan 2 m^3/saat işletme debisine ayarlanarak gözlemler devam ettirilmiştir.



Şekil 4.1 Pilot tesis debi ölçümleri

Pilot tesise ait analiz sonuçları Çizelge 4.1' de verilmektedir. Yine aynı dönemde mevcut atıksu arıtma tesisinin analiz sonuçları Çizelge 4.2' de verilmektedir. Pilot tesiste renk giderimi hedeflenmediği için, tesise renk giderimine yönelik kimyasal ilavesi yapılmamıştır. Mevcut arıtma tesisine ise renk gidermi için kimyasal dozlanmaya devam edilmiştir. Mevcut tesiste kullanılan kimyasalın KOİ, AKM, TN ve TP giderim verimi ihmal edilecek düzeydedir.

Çizelge 4.1. Pilot tesis analiz sonuçları

Parametre	Maksimum		Minimum		Ortalama		Standart Sapma	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
KOİ (mg/L)	1 600	614	209	48	692	157	202	74
AKM (mg/L)	920	863	57	10	196	129	141	126
TN (mg/L)	86	67	11	6	48	21	11	10
TP (mg/L)	9,86	10,30	1,40	0,01	3,63	2,61	1,36	2,50
pH	9,40	8,80	6,01	6,95	8,48	7,97	0,43	0,25
Renk (Pt-Co)	1 184	799	101	30	643	511	202	168

Çizelge 4.2. Mevcut atık su arıtma tesisi analiz sonuçları

Parametre	Maksimum		Minimum		Ortalama		Standart Sapma	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
KOİ (mg/L)	1 600	505	209	32	692	73	202	39
AKM (mg/L)	920	287	57	3	196	29	141	27
TN (mg/L)	86	61	11	3	48	12	11	6
TP (mg/L)	9,86	7,49	1,40	0,18	3,63	1,00	1,36	0,85
pH	9,40	8,79	6,01	7,02	8,48	7,94	0,43	0,39
Renk (Pt-Co)	1 184	350	101	66	643	243	202	42

Pilot tesisin işletilmesi sırasında ölçümü yapılan parametrelerin ortalama değerleri ve arıtma verimliliği ile aynı dönem için mevcut atık su arıtma tesisinin ortalama değerleri ve arıtma verimi Çizelge 4.3'te verilmektedir.

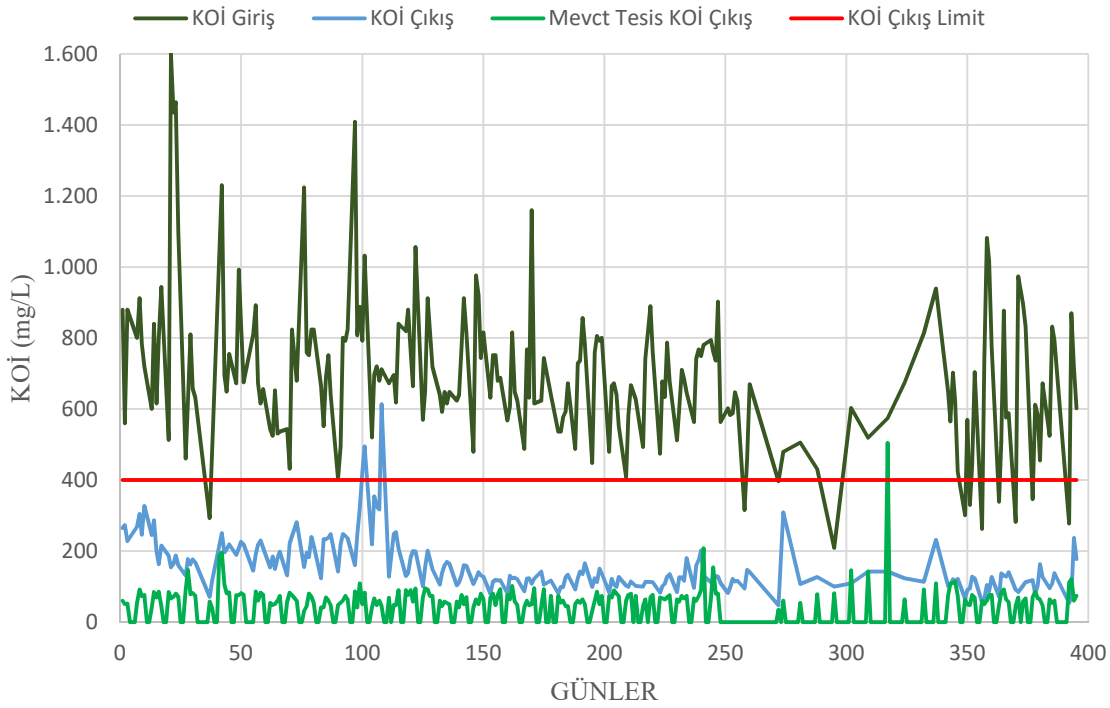
Çizelge 4.3. Pilot ve mevcut tesis işletme verimi

	Pilot Tesis Sonuçları			Mevcut Tesis Sonuçları			
Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)	Giriş	Çıkış	Verim (%)	Deşarj Limiti
KOİ (mg/L)	692	157	77	692	73	90	400
AKM(mg/L)	196	129	34	196	29	85	200
TN (mg/L)	48	21	55	48	12	76	20
TP (mg/L)	3,63	2,61	28	3,63	1,00	73	2
pH	8,48	7,97	6	8,48	7,94	6	6 - 9
Renk (Pt-Co)	643	511	20	643	243	62	280

Pilot tesisin işletilmesi sırasında, pilot tesise gelen atık su KOİ konsantrasyonu 209-1600 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama giriş KOİ konsantrasyonu 692 mg/L olarak belirlenmiştir. Arıtılmış suyun KOİ konsantrasyonu 48-614 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama 157 mg/L olarak belirlenmiştir. Pilot tesis KOİ giderim verimi % 77 olarak hesap edilmiştir. Bu süreçte mevcut arıtma tesisine gelen atık su KOİ konsantrasyonu 209-1600 mg/L aralığında değişmekteyken ortalama KOİ konsantrasyonu 692 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesiste arıtılan suyun KOİ konsantrasyonu 32-505 mg/L aralığında değişmekte iken ortalama KOİ konsantrasyonu 73 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesisin KOİ giderim verimi % 90 olarak hesaplanmıştır. Geleneksel AB proseslerinde, toplam KOİ ve çözünmüş KOİ giderim verimleri % 37 ± 3 ile % 56 ± 1 ve % 71 ± 1 ile % 81 ± 5 arasında dalgalanmaktadır. Giderim verimleri A ve B aşamalarında sırasıyla % 44 ± 3 ile % 68 ± 4 ve % 34 ± 2' ile % 80 ± 1 aralığında değişkenlik göstermektedir (Amin, ve diğerleri, 2020).

Pilot tesisin A kademesinde elde edilen % 34 KOİ giderim verimi, aynı zamanda KOİ gideren tam ölçekli A aşamalı proseslerde bildirilen % 55-75 giderim verimi performansından daha düşüktür (Graaff ve Roest, 2012). Bu duruma; A kademesinde ki 1,72 saat olan hidrolik bekleme süresinin literatürde belirtilen 0,5-1 saat hidrolik bekleme süresinden daha fazla olmasının sebep olduğu düşünülmektedir. Böylelikle organik madde adsorpsiyonunun beklenen düzeye çıkamadığı öngörülmektedir.

Her iki tesiste de arıtma tesisine gelen atık suyun KOİ konsantrasyonu, atık suyun karakterine göre salınım göstermektedir. Bununla bağlantılı olarak arıtılan suyun KOİ konsantrasyonunda da salınım görülmektedir. Pilot tesise giren ve arıtılan atık suyun KOİ konsantrasyon salınımı ve mevcut tesiste arıtılan atık suyun KOİ konsantrasyon değişimi ile yasal deşarj limiti Şekil 4.2'de gösterilmiştir.



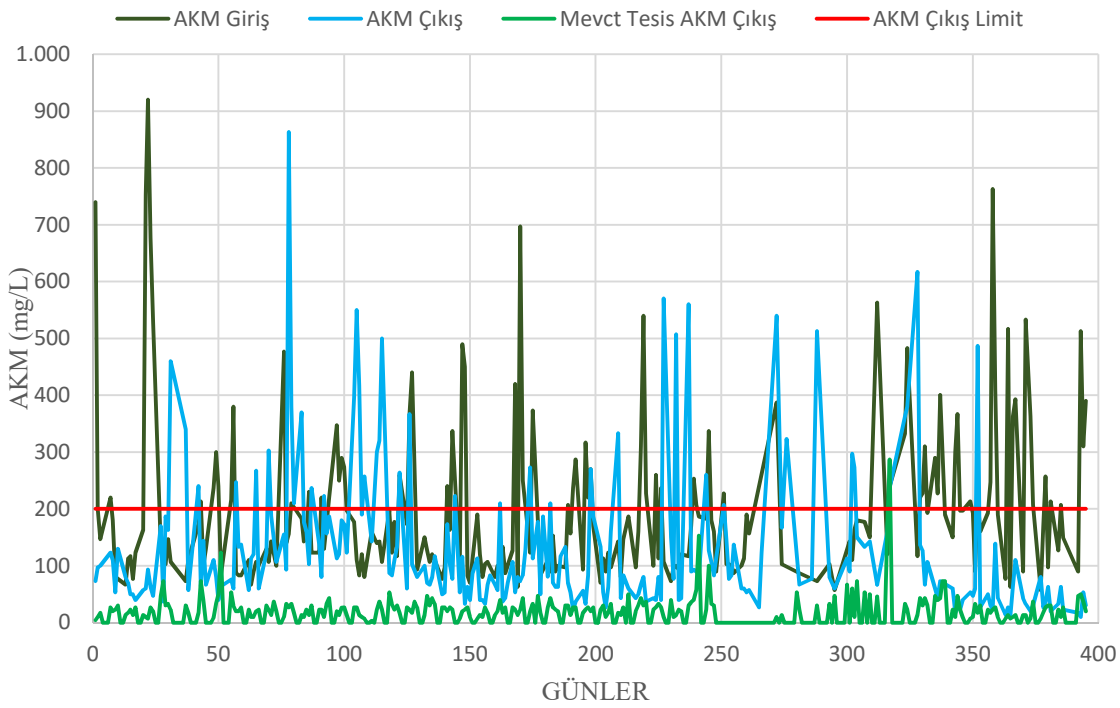
Şekil 4.2. KOİ parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri

Pilot tesisin işletilmesi sırasında, pilot tesise gelen atık su AKM konsantrasyonu 57-920 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama giriş AKM konsantrasyonu 196 mg/L olarak belirlenmiştir. Arıtılmış suyun AKM konsantrasyonu 10-863 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama 129 mg/L olarak belirlenmiştir. Pilot tesis AKM giderim verimi % 34 olarak hesap edilmiştir. Bu süreçte mevcut arıtma tesisine gelen atık su AKM konsantrasyonu 57-920 mg/L aralığında değişmekteyken ortalama AKM konsantrasyonu 196 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesiste arıtılan suyun AKM konsantrasyonu 3-287 mg/L aralığında değişmekte iken ortalama AKM konsantrasyonu 29 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesisin AKM giderim verimi % 85 olarak hesaplanmıştır. AB prosesinin A ve B aşamalarında, deşarj AKM konsantrasyonları genellikle sırasıyla 80,5 ± 8,3 mg/L ve 36,1 ± 6,9 mg/L'dir. Geleneksel AB işleminin A aşamasındaki AKM giderme verimi % 70 ile % 80 arasında değiştiği gösterilmektedir (Amin ve diğerleri, 2020). Pilot tesiste elde edilen % 34 AKM giderim verimi bu değerlerin altındadır.

Miller ve diğerleri (2015) AB pilotunun A aşaması, 30 dakikalık bir HRT ile çalıştırılması ve SRT 2 saat arasında tutulması ile AKM giderimi, ortalama % 50 ± 16 olarak bulunmuştur. AKM giderimi, tipik olarak tek başına birincil sedimantasyonla elde

edilenden yaklaşık % 65 (Tchobanoglous ve diğerleri, 2003) daha düşük bulunmuştur. Bu durumun çözünür substratın çözülemeyen partikül maddeye dönüştürülmesine bağlantılı olduğu düşünülmektedir (Miller ve diğerleri, 2015). Ayrıca pilot tesisin son çökeltme havuzunun dikdörtgen kesitli olması ve havuz tabanında çamur sıyırma tertibatının olmaması da çökeltme havuzlarından AKM kaçışına sebep olarak, verimi azalttığı düşünülmektedir.

Her iki tesiste de arıtma tesisine gelen atık suyun AKM konsantrasyonu, atık suyun karakterine göre salınım göstermektedir. Bununla bağlantılı olarak arıtılan suyun AKM konsantrasyonunda da salınım görülmektedir. Pilot tesise giren ve arıtılan atık suyun AKM konsantrasyon salınımı ve mevcut tesiste arıtılan atık suyun AKM konsantrasyon değişimi ile yasal deşarj limiti Şekil 4.3' de gösterilmiştir.



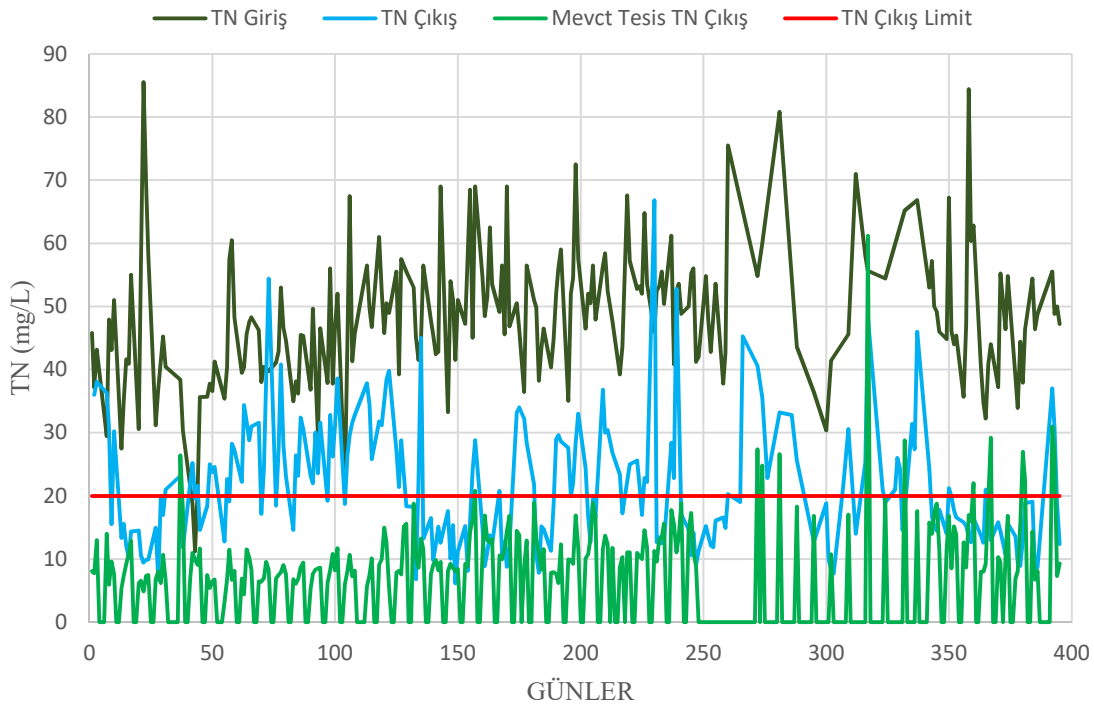
Şekil 4.3. AKM parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri

Biyolojik nütrient gideriminin en kritik parametrelerden biri azottur. Biyolojik azot gideriminin izlenmesinde gerekli olan parametreler NH_4^+-N, TKN ve TN'dir. Bunun nedeni evsel ve endüstriyel atık suların yüksek oranlarda NH_4^+-N azotu ve organik azot bulundurmasıdır. Pilot tesis nitrifikasyon veriminin ve azot giderme veriminin

bulunabilmesi için giriş ve çıkış atık su numunelerine $NH4^{+}$-N, NO_3-N ve TN ölçümleri yapılmıştır. Su kirliliği ve kontrolü yönetmeliği Tablo 19 kriterleri arasında azot parametresi TKN azotu cinsinden verilmektedir. Arıtma tesisi laboratuvarında TKN ölçümü mevcut olmadığı için TKN azotunu da içinde bulunduran TN parametresi üzerinden değerlendirmeler yapılmıştır.

Pilot tesisin işletilmesi sırasında, pilot tesise gelen atık su TN konsantrasyonu 11-86 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama giriş TN konsantrasyonu 48 mg/L olarak belirlenmiştir. Arıtılmış suyun TN konsantrasyonu 6-67 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama 21 mg/L olarak belirlenmiştir. Pilot tesis TN giderim verimi % 55 olarak hesap edilmiştir. Bu süreçte mevcut arıtma tesisine gelen atık su TN konsantrasyonu 11-86 mg/L aralığında değişmekteyken ortalama TN konsantrasyonu 48 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesiste arıtılan suyun TN konsantrasyonu 3-61 mg/L aralığında değişmekte iken ortalama TN konsantrasyonu 12 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesisin TN giderim verimi % 76 olarak hesaplanmıştır. Yapılan diğer bir çalışmada AB prosesinde TKN giderim verimi A aşamasında % 21,4 ile % 55,9 arasında değişmiştir, B aşamasında, giderim verimi % 64,8 ile % 81,7 arasında değişmiştir (Amin, ve diğerleri, 2020). Ayrıca, AB işleminin A ve B aşamalarında ortalama TKN giderme verimleri sırasıyla % 36,8 ± 14,5 ve % 75,1 ± 7,3 arasında olduğu gösterilmiştir. AB prosesi öncesinde yapılan anaerobik tankın TKN giderme verimliliğinde % 13,4' lük bir artışa yol açtığı gösterilmiştir (Zhou ve diğerleri, 2015).

Her iki tesiste de arıtma tesisine gelen atık suyun TN konsantrasyonu, atık suyun karakterine göre salınım göstermektedir. Bununla bağlantılı olarak arıtılan suyun TN konsantrasyonunda da salınım görülmektedir. Pilot tesise giren ve arıtılan atık suyun TN konsantrasyon salınımı ve mevcut tesiste arıtılan atık suyun TN konsantrasyon değişimi ile yasal deşarj limiti Şekil 4.4’ te gösterilmiştir.

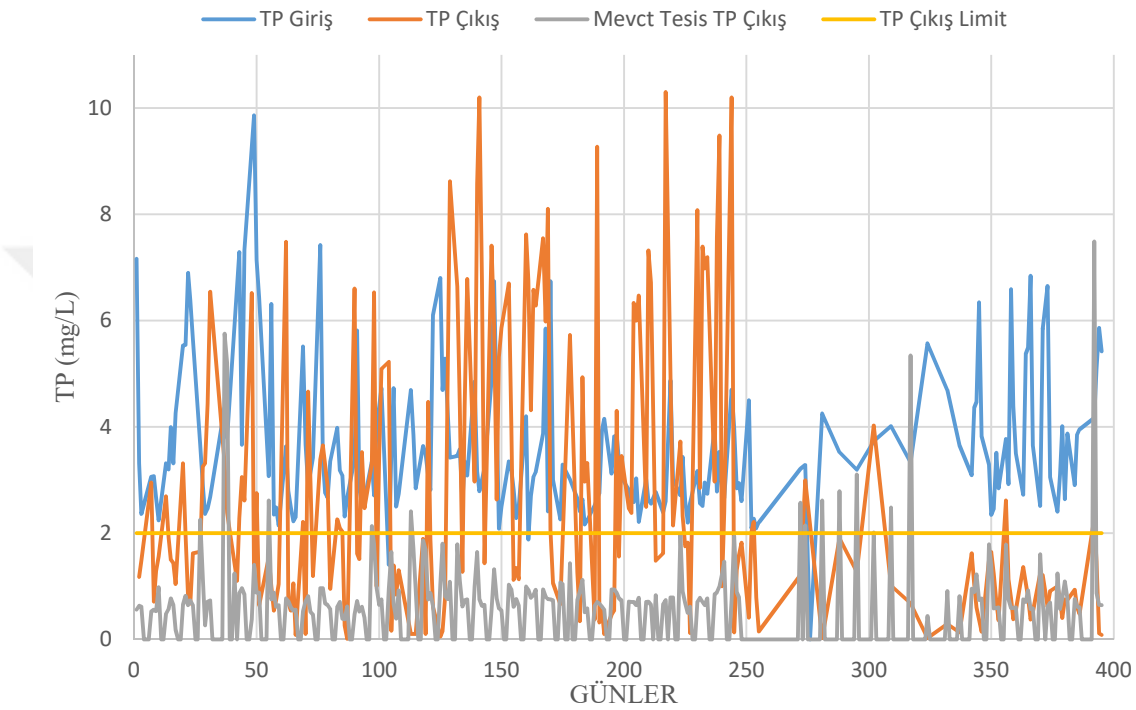


Şekil 4.4. TN parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri

B aşamasında istenen azot giderimini elde etmek için kritik bir tasarım parametresi, A aşamasının BOİ ve KOİ giderim verimidir (Boehnke ve diğerleri, 1997). A aşamasındaki verimi en üst düzeye çıkarmak, asimilasyon yoluyla azot ve fosfor giderimini artırır (Böhnke ve diğerleri, 1997). Hollanda' da tam ölçekli A aşamaları için % 12-44 arasında değişen toplam Kjeldahl azotu (TKN) giderimi rapor edilmiştir (de Graaff ve Roest, 2012). Ancak, bu tesislerin tümü, nitratı denitrifikasyon için A aşamasına döndüren atık geri dönüşümüne sahiptir.

Pilot tesisin işletilmesi sırasında, pilot tesise gelen atık su TP konsantrasyonu 1,40-9,86 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama giriş TP konsantrasyonu 3,63 mg/L olarak belirlenmiştir. Arıtılmış suyun TP konsantrasyonu 0,01-10,30 mg/L arasında değişmekteyken, ortalama 2,61 mg/L olarak belirlenmiştir. Pilot tesis TP giderim verimi % 28 olarak hesap edilmiştir. Bu süreçte mevcut arıtma tesisine gelen atık su TP konsantrasyonu 1,40-9,86 mg/L aralığında değişmekteyken ortalama TP konsantrasyonu 3,63 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesiste arıtılan suyun TP konsantrasyonu 0,18-7,49 mg/L aralığında değişmekte iken ortalama TP konsantrasyonu 1,0 mg/L olarak belirlenmiştir. Mevcut tesisin TP giderim verimi % 73 olarak hesaplanmıştır.

Her iki tesiste de arıtma tesisine gelen atık suyun TP konsantrasyonu, atık suyun karakterine göre salınım göstermektedir. Bununla bağlantılı olarak arıtılan suyun TP konsantrasyonunda da salınım görülmektedir. Pilot tesise giren ve arıtılan atık suyun TP konsantrasyon salınımı ve mevcut tesiste arıtılan atık suyun TP konsantrasyon değişimi ile yasal deşarj limiti Şekil 4.5' te gösterilmiştir.



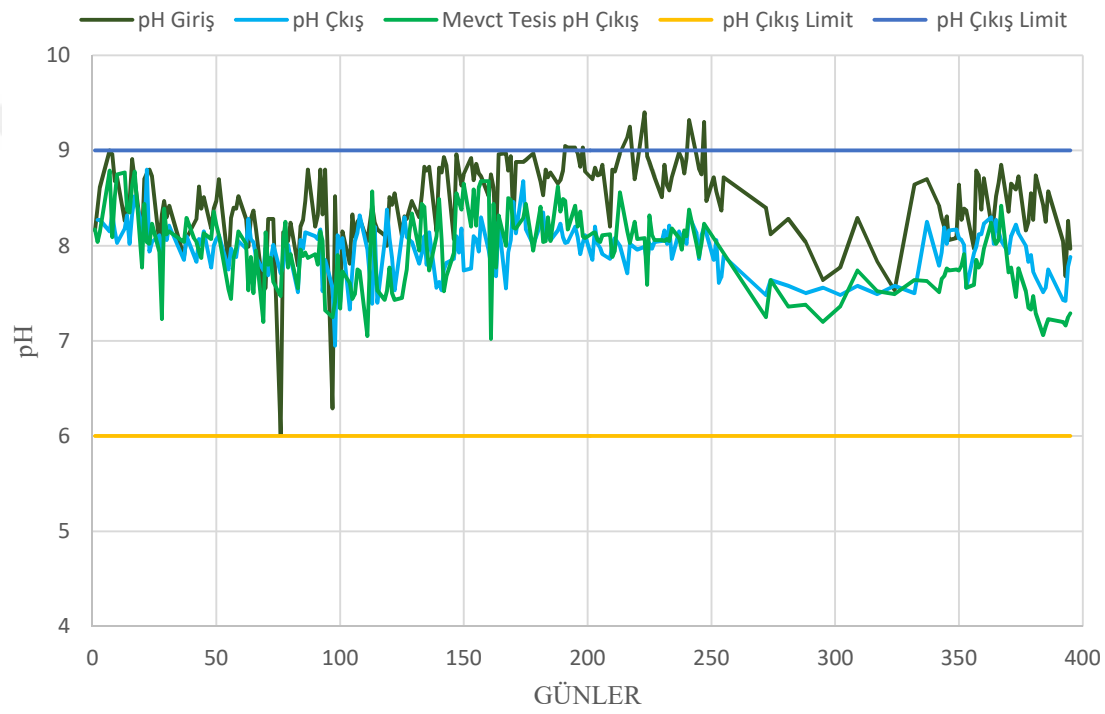
Şekil 4.5. TP parametresinin AAT'de ve pilot tesiste giderimi ve deşarj limit değeri

Azot gibi, fosfor da A aşamasında asimilasyon yoluyla uzaklaştırılır. (Böhnke, 1994), tek aşamalı bir C ve N uzaklaştırma tesisinin (birincil sedimantasyonlu), ortalama% 53 TP giderimi sağlayan AB sürecine kıyasla giren TP' nin yalnızca % 40'ını giderdiğini tahmin etmiştir.

Pilot tesisin işletilmesi sırasında, pilot tesise gelen atık su pH değeri 6,01-9,40 arasında değişmekteyken, ortalama giriş pH değeri 8,48 olarak belirlenmiştir. Arıtılmış suyun pH değeri 6,95-8,80 arasında değişmekteyken, ortalama 7,97 olarak belirlenmiştir. Bu süreçte mevcut arıtma tesisine gelen atık su pH değeri 6,01-9,40 aralığında değişmekteyken ortalama pH değeri 8,48 olarak belirlenmiştir. Mevcut tesiste arıtılan

suyun pH değeri 7,02-8,79 aralığında değişmekte iken ortalama pH değeri 7,94 olarak belirlenmiştir.

Her iki tesiste de arıtma tesisine gelen atık suyun pH değeri, atık suyun karakterine göre salınım göstermektedir. Bununla bağlantılı olarak arıtılan suyun pH değerinde salınım görülmektedir. Pilot tesise giren ve arıtılan atık suyun pH değeri salınımı ve mevcut tesiste arıtılan atık suyun pH değeri değişimi ile yasal deşarj limiti Şekil 4.6' da gösterilmiştir.



Şekil 4.6. pH' ın zamanla değişimi

Yapılan analizler ve çalışmalar sonucunda elde edilen giriş ve çıkış konsantrasyonları ile arıtma verimleri Çizelge 4.3' te, biyolojik nütrient gideriminin yapıldığı diğer proseslerin literatürde yapılan çalışmalarında elde edilen sonuçlar Çizelge 4.4' te verilmektedir. Çizelge 4.3.'te görüldüğü gibi AB prosesine dayalı pilot tesisin arıtma veriminin tüm parametrelerde, mevcut tesisin verimine göre düşük olduğu, özellikle TN ve TP parametrelerinin yasal deşarj limitlerinin üzerinde olduğu anlaşılmaktadır.

Çizelge 4.4. Biyolojik nütrient giderimi ilgili yapılan çalışmalar

Çalışma	Proses	Atık su	HRT (saat)	KOİ giderimi (%)	NH_4+-N giderimi (%)	TN giderimi (%)	TP giderimi (%)
Bu Çalışma	AB	Evsel+ Endüstriyel	10,8	77		55	28
Balçık, 2013	YGMBK Bardenpho	Evsel	16	88	99,2	88	87,6
Balçık, 2013	Kaskat	Evsel	16	91	96,8	89,9	93,4
Vaiopoulou, 2007	UCT+Kademeli Denitrifikasyon	Evsel	7-18	88	93-99	70	-
Xu, 2011	AOA	Sentetik	8	-	93	70,3	87,3
Lim, 2009	Modifiye A^2O	Evsel	12,7	76-98,4	-	52-87,8	-
Fan, 2009	Modifiye A^2O	Evsel	10,5	81	97	25	53
Lee, 2004	Kademeli beslemeli	Evsel	7,5	86-91	-	79	87
Monclus, 2010	UCT+Membran Bioreaktör	Evsel	15	94	-	89-93	80-92
Manav, 2010	AKR	Evsel	6	91	85	-	87

Çizelge 4.4' te verilen literatür çalışmalarında, pilot tesisin % 77 olan KOİ gideriminin diğer tüm yapılan çalışmalara göre düşük olduğu, % 55 olan TN gideriminin Fan (2009) tarafından yapılan çalışmadan yüksek olduğu diğer çalışmalardaki verimlerden düşük olduğu, % 28 olan TP gideriminin ise diğer tüm yapılan çalışmalardaki verimlerden düşük olduğu görülmektedir.

AB prosesinin uygulanmış olduğu tesisler ve bu tesislerin kapasiteleri, arıtılan atık su türü, A ve B kademelerindeki HRT, organik, hacimsel yüklemeler ile arıtma verimleri Çizelge 4.5' da verilmiştir. Pilot tesis verileri aynı çizelgede verilmiş olup

karşılaştırılması yapılmıştır. Pilot tesis genel arıtma veriminin diğer tesislerin gerisinde kaldığı görülmektedir.

Çizelge 4.5. AB prosesi uygulama örnekleri (Alpaslan ve Dölgen, 2002'den değiştirilerek alınmıştır)

Arıtma Tesisi	Kapasite (E.N)	Atık Su Türü	Hidrolik Alıkonma Süresi (Saat)		Organik Yükleme kg BOİ/kg MLSS.gün		Hacimsel Yükleme kg BOİ/m^3.gün		Arıtma Verimi (%)	
			tA	tB	tA	tB	tA	tB	tA	tB
Bu Çalışma	280	Evsel+Endüstriyel	1,72	10,8	0,6	0,14	4,38	0,46	30	65
Salzburg	350 000	Evsel	0,5	4,6	4,5	0,3	9	0,5	65	92
Rheinhausen	170 000	Evsel	0,6	6	4,7	0,15	7,5	0,4	67	85
Pulheim	80 000	Evsel+Endüstriyel	0,7	4	4,6	0,15	6,9	0,42	55	89
Aachen	92 000	Evsel+Endüstriyel	0,5	12	3,7	0,07	9,2	0,18	55	92
Krefeld	800 000	Evsel+Endüstriyel	0,5	3	5	0,15	110	0,55	62	86
Neunkirchen	45 000	Evsel+Endüstriyel	0,58	6,11	3,2	0,2	7	0,9	37	88
Eschweiler	160 000	Evsel+Endüstriyel	0,5	6,3	5	0,15	8	0,5	66	94
Vendam	59 000	Evsel+Endüstriyel	0,4	2,9	5	0,12	10	0,5	71	85
Neus-Ost	337 000	Evsel+Endüstriyel	0,8	6,4	3,6	0,12	9	0,15	55	94
Bedum-Domo	68 500	Evsel+Endüstriyel	1,2	4	16	0,17	4	0,68	99	
Korea-Taegu	400 000	Endüstriyel	2	20	5	0,11	6,5	0,3	23	97

İncelemesi yapılan tesislerin çoğu mevcut kullanmakta oldukları aktif çamur prosesinin revize edilerek AB prosesine dönüştürüldüğü örneklerdir. Örneklemesi yapılan tesisler Yeşil Çevre arıtma tesisinde yapılması düşünülen revizyon ile benzerlik göstermektedir. İncelenen tesislerde % 30-40 evsel, % 60-70 endüstriyel atıksu bileşimine sahip atıksular arıtılması sebebiyle Yeşil Çevre arıtma tesisi atıksu karakteri ile uyum sağlamaktadır. Yanlızca Salzburg ve Rheinhausen tesislerinde sadece evsel atık sular arıtılmaktadır. Korea-Taegu arıtma tesisinde tümüyle endüstriyel atıksular arıtılmaktadır.

İncelenen tesislerin tasarım ve işletme değerlerine bakıldığında HRT'nin A kademesinde 0,4-1,2 saat, B kademesinde 3-6,4 saat aralığında değişmekte olduğu, endüstriyel atıksuların arıtılmış olduğu Korea-Taegu tesisinde HRT'nin A kademesinde 2 saat, B kademesinde 20 saat olduğu görülmektedir. Yeşil Çevre arıtma tesisinde uygulanan pilot tesisin A kademesindeki HRT 1,72 saat, B kademesinde ki HRT 10,8 saat olarak bulunmuştur. A kademesindeki HRT'nin Yeşil Çevre ile benzerlik gösteren diğer

tesislerden fazla olmasının sebebi, mecvut arıtma tesisinde yer alan 11 000 m^3 hacme sahip dengeleme havuzunun AB prosesine dönüştürülmesi halinde, A kademesi havalandırma havuzu olarak kullanılacak olmasıdır. Korea-Taegu tesisinin hidrolik alıkonma süresisin pilot tesis ile uyum gösterse de, atık su karakterleri açısından birbirinden farklıdır. Pilot tesisin B kademesindeki HRT ise, Korea-Taegu tesisi dışındaki diğer tesislerden daha yüksektir.

Organik yüklemeler açısından tesisler karşılaştırıldığında; pilot tesisin A kademesindeki organik yüklemesinin diğer tüm tesislerin altında olduğu görülmektedir. Bu durum da; mecvut arıtma tesisinde yer alan 11 000 m^3 hacme sahip dengeleme hazunun AB prosesine dönüştürülmesi halinde, A kademesi havalandırma havuzu olarak kullanılacak olması nedeni ile açıklanmaktadır. Pilot tesisin B kademesindeki organik yüklemesinin ise diğer tüm tesislerle uyumlu olduğu görülmektedir.

Pilot tesisin hacimsel yüklemesinin ise A ve B kademelerinde incelenen diğer tüm tesislerle uyumlu olduğu görülmektedir.

Örnek olarak incelenen tesislerin A kademesinde % 23-65 arasında değişen KOİ giderim verimi, B kademesinde % 85-99 arasında değişkenlik göstermektedir. Pilot tesisin A kademesinde gerçekleşen % 34 giderim verimi Korea-Taegu tesisinin giderim veriminin üzerinde, diğer tüm tesislerin altında olduğu görülmektedir. Bu durumun pilot tesisin A kademesindeki hidrolik alıkonma süresinin fazla, organik yüklemesinin düşük olmasına bağlı olduğu düşünülmektedir. Pilot tesisin B kademesinde gerçekleşen % 65 KOİ giderim veriminin, inceleme yapılan diğer tüm tesislerden düşük olduğu görülmektedir. Bu durum A kademesinde gerçekleşen düşük arıtma verimi ile açıklanabilir.

Pilot Tesis'in 11 aylık işletim süresinde, tesis performansı yönünden en kritik parametre olan KOİ ve TKN için elde edilen veriler, regresyon denklem ve grafikleri Şekil 4.7’ da ve Şekil 4.9’ da verilmektedir. Pilot tesisin giriş, A kademesi, B kademesi ve çıkışında KOİ ve TN parametreleri, nitrifikasyonun gerçekleştiğinin gösterildiği NO_3-N parametresi ve çıkışta yasal deşarj parametreleri arasında yer alan TKN azotunun gösterildiği aylık ortalama analiz değerleri Çizelge 4.6’ da verilmektedir.

Çizelge 4.6. Pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları

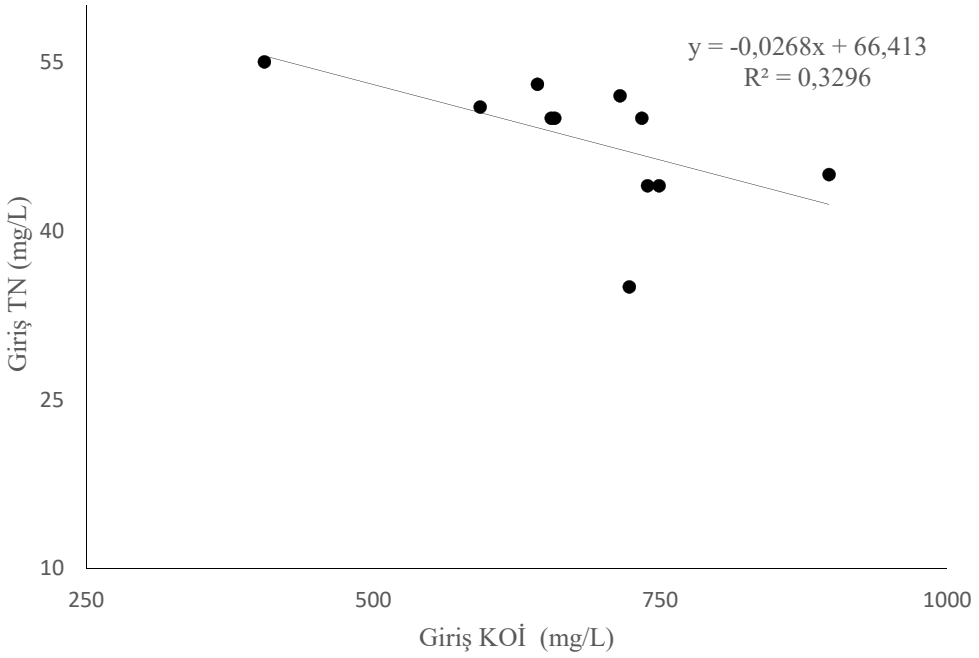
Yıl	Ay	Giriş (mg/L)		A Kademesi (mg/L)		B Kademesi (mg/L)			
		KOİ	TN	KOİ	TN	KOİ	TN	NO_3-N	TKN
2019	Temmuz	897 ± 316	45 ± 15	525 ± 85	35 ± 6	232 ± 51	21 ± 10	2 ± 0,5	19
	Ağustos	723 ± 228	35 ± 10	487 ± 77	34 ± 8	180 ± 44	19 ± 5	1 ± 0,53	18
	Eylül	739 ± 354	44 ± 6	492 ± 56	35 ± 6	195 ± 40	27 ± 9	1 ± 0,2	26
	Ekim	749 ± 196	44 ± 9	504 ± 86	36 ± 9	278 ± 110	29 ± 5	1 ± 0,7	28
	Kasım	734 ± 130	50 ± 7	486 ± 111	39 ± 9	153 ± 31	23 ± 10	1 ± 0,7	22
	Aralık	715 ± 154	52 ± 8	495 ± 118	43 ± 7	117 ± 16	16 ± 7	4 ± 2	12
2020	Ocak	655 ± 118	50 ± 8	415 ± 113	39 ± 4	118 ± 21	21 ± 7	5 ± 5	16
	Şubat	643 ± 116	53 ± 6	366 ± 119	48 ± 9	114 ± 21	25 ± 12	10 ± 5	15
	Mart	658 ± 134	50 ± 8	545 ± 94	46 ± 7	126 ± 29	20 ± 11	7 ± 5	13
	Nisan	405 ± 104	55 ± 15	298 ± 141	49 ± 17	138 ± 89	29 ± 8	7 ± 3	22
	Mayıs	593 ± 55	51 ± 12	357 ± 112	26 ± 10	130 ± 14	20 ± 10	4 ± 2	16
	Ortalama	683	48	452	39	162	23	4	19
	Verim %	-	-	34	19	64	42	-	

Miller ve diğerleri (2015) yapılan çalışmada hızlı yüklemeli aktif çamur sisteminin A aşamında elde edilen sonuçlar Çizelge 4.7' de verilmektedir. İki pilot tesisin A aşamaları göz önünde bulundurulduğunda; Yeşil Çevre pilot tesisinde % 34 incelenen örnekte % 45±12 KOİ giderim verimleri elde edildiği görülmektedir. Bu durumun Yeşil Çevre'de bulunan pilot tesise gelen atık su KOİ konsantrasyonunun daha yüksek olması ile açıklanmakla birlikte, atık suyu türünün karışık (evsel ve endüstriyel) nitelikli olmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Yine ayrıca Yeşil Çevre pilot tesisinin, A kademesinde hidrolik alıkonma süresinin yüksek, organik yüklemesinin düşük olması ile açıklanabilmektedir.

Çizelge 4.7. A Aşaması pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları (Miller, 2015)

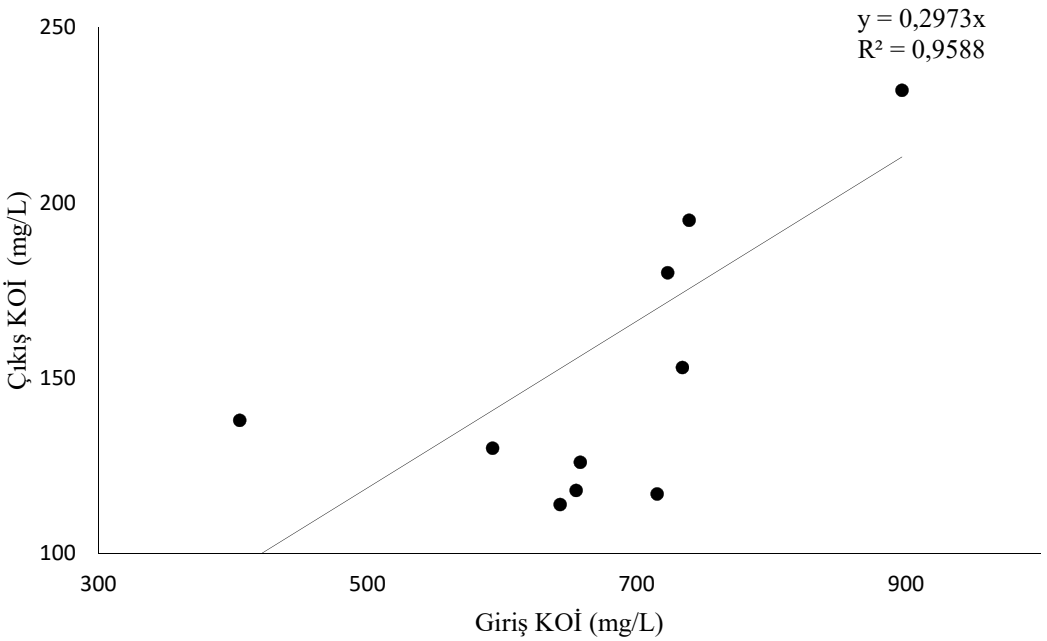
Parametre	Giriş (mg/L)	Çıkış (mg/L)	Giderim Verimi (%)
Toplam KOİ	551 ± 74	301 ± 64	45 ± 12
Toplam AKM	201 ± 41	98 ± 26	50 ± 16
TKN	42 ± 5	38 ± 4	13 ± 7
TP	5,7 ± 0,8	4,4 ± 0,8	23 ± 12

Giriş atık suyu karakterinin değişkenliği, arıtma tesisine ulaşan endüstriyel atık sular olması sebebi ile KOİ ve TN konsantrasyonlarının değiştiği gözlemlenmiştir. Giriş atık suyunun KOİ ve TN konsantrasyonları arasında ki ilişki incelenmiş olup Şekil 4.7' de verilmektedir. R^2=0,3296 olması nedeni ile giriş atık suyu KOİ konsantrasyonu ile giriş atık suyu TN konsantrasyonu arasında kuvvetli bir ilişki olmadığı görülmektedir.



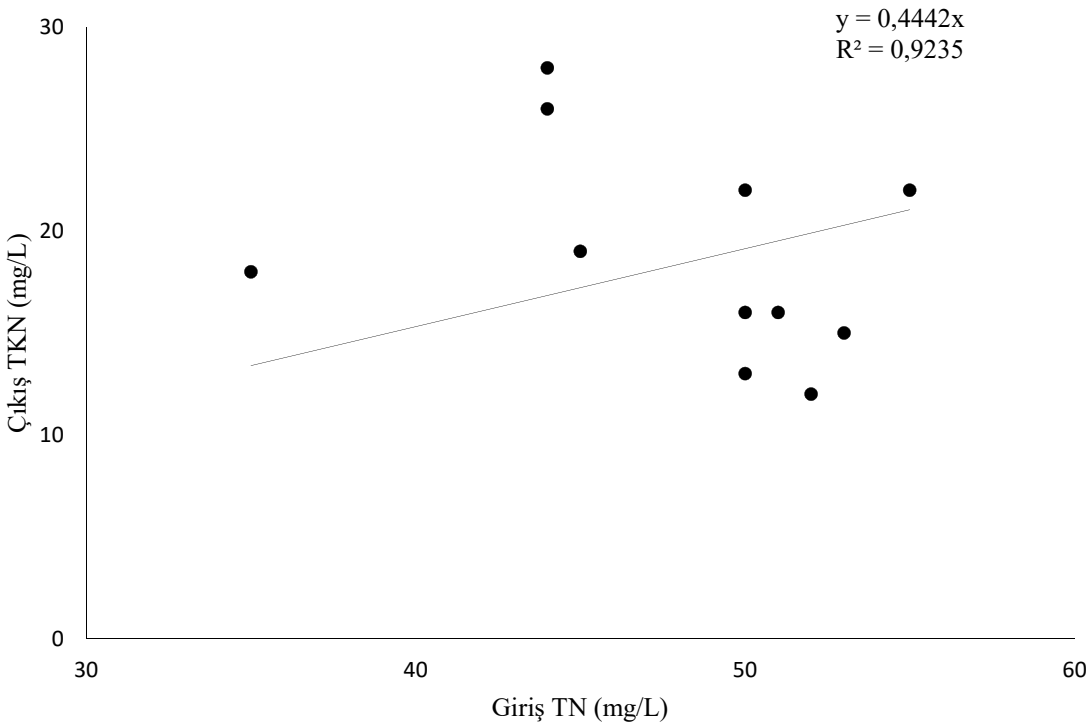
Şekil 4.7. Pilot tesis giriş KOİ ve TN konsantrasyonu regresyon analizi

Arıtma tesisine giren atık suyun KOİ konsantrasyonu ile arıtılan suyun KOİ konsantrasyonu arasındaki ilişki Şekil 4.8' de verilmektedir. R^2=0,9588 olması nedeni ile giriş atık suyu KOİ konsantrasyonu ile çıkış atık suyu KOİ konsantrasyonu arasında kuvvetli pozitif yönlü bir ilişki olduğu görülmektedir.



Şekil 4.8. Pilot tesis giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonu regresyon analizi

Arıtma tesisine giren atık suyun TN konsantrasyonu ile arıtılan suyun TKN konsantrasyonu arasındaki ilişki Şekil 4.9' da verilmektedir. R^2=0,9235 olması nedeni ile giriş atık suyu TN konsantrasyonu ile çıkış atık suyu TKN konsantrasyonu arasında kuvvetli pozitif yönlü bir ilişki olduğu görülmektedir.



Şekil 4.9. Pilot tesis giriş TN ve çıkış TKN konsantrasyonu regresyon analizi

Yeşil Çevre arıtma tesisinde kurulan AB prosesine dayalı pilot tesisten elde veriler, bu verilerin literatürde yapılmış olan çalışmalarla karşılaştırılması ve yorumlanması ile birlikte AB prosesinin Yeşil Çevre arıtma tesisinde gerçek ölçekli kurulup kurulamayacağı sonuçlar bölümünde detaylandırılmıştır.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Evsel ve endüstriyel atık suların arıtıldığı Yeşil Çevre arıtma tesisinde, mevcut tesisin minimum yatırım maliyeti ile kapasite ve verim artışının incelenmesi amacıyla AB prosesine dayalı bir pilot tesis kurulmuştur. Pilot tesis 11 ay süresince çalıştırılarak, nütrient giderimi incelenmiş mevcut atıksu arıtma tesisini verimi ve literatür çalışmaları ile kıyaslanmıştır. Bunun için KOİ, AKM, TN, TP parametrelerinin analizleri yapılarak değerlendirilmiştir. Yapılan analizler ve çalışmalar sonucunda elde edilen giriş ve çıkış konsantrasyonları ile arıtma verimleri Çizelge 4.4'te, biyolojik nütrient gideriminin yapıldığı diğer proseslerin literatürde yapılan çalışmalarında elde edilen sonuçlar Çizelge 4.5'te verilmektedir. Çizelge 4.4'te görüldüğü gibi AB prosesine dayalı pilot tesisin arıtma veriminin tüm parametrelerde, mevcut tesisin verimine göre düşük olduğu, özellikle TN ve TP parametrelerinin yasal deşarj limitlerinin üzerinde olduğu anlaşılmaktadır. TP parametresinin giderilmesinde ilave kimyasal maddeler dozlanması ile çözüm bulunabilmekte iken, TN parametresi içerisinde yer alan TKN azotunun giderilmesi mevcut arıtma tesisinde yeterli olmayacaktır. Mevcut tesisin havalandırma havuzlarında herhangi bir inşai faaliyette bulunulamayacağı ve ilave hacim kazanımı yapılamayacağından çamur yaşı düşük seyredecektir. 100 000 m^3/gün kapasiteli mevcut arıtma tesisinin çamur yaşı 5 gün mertebesinde iken, yapılacak kapasite artışı sonrasında çamur yaşı daha da azalacaktır. Bu durum, azot giderim basamakları olan nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesini olumsuz etkilemesi beklenmektedir..

Pilot tesise gelen ham atık suyun ve arıtılan atık suyun minimum, ortalama ve maksimum konsantrasyonları Çizelge 5.1'de verilmiştir. Yine aynı çizelgede, Şekil 4.7 ve Şekil 4.9'da gösterilen regresyon formülüne göre hesaplanan sınır değerler verilmiştir. Buna göre, ham atık su KOİ konsantrasyonu 1 000 mg/L 'nin üstüne çıkmadığı sürece AB Prosesi istenen performansı vererek, yasal limitler dahilinde arıtma gerçekleştirmesi beklenmektedir. TKN değerinin ise 30 mg/L'nin üstüne çıkmadığı sürece AB Prosesi istenen performansı vererek, yasal limitler dahilinde arıtma gerçekleştirmesi beklenmektedir.

Çizelge 5.1. Aşaması pilot tesis aylık ortalama analiz sonuçları (Miller, 2015)

	Ham Atık Su (mg/L)		Arıtılmış Atık Su (mg/L)	
	KOİ	TN	KOİ	TKN
Minimum	405	35	114	12
Ortalama	683	48	162	19
Maksimum	897	55	278	28

Ancak, Çizelge 4.6' da görülebileceği gibi, 11 aylık test süresince TN parametresi 30 mg/L' nin üzerinde tespit edilmiştir. Yapılan analizler ve değerlendirmeler sonucunda pilot tesisin performansı yönünden en kritik parametrenin KOİ ve TN parametresi olduğu tespit edilmiştir. Ancak, zaman zaman çeşitli etkenlere bağlı olarak (ham atıksu özellikleri, sıcaklık, bakteri performansı vb.) çamurun iyi çökmediği koşullarda bu değer daha yüksek seyredebilir. Bu durumda, yalnız TKN değil KOİ için de sıklıkla yasal limitleri sağlayamama durumu ortaya çıkacaktır. Sonuç olarak mevcut arıtma tesisin, AB Prosesi olarak çalıştırılması halinde, işletme performansı yönünden çok kritik ve kırılgan olacak, dolayısıyla da deşarj limitlerini sağlama açısından riskli bir tesis haline gelecektir. Bu kapasitedeki bir atık su arıtma tesisinin, deşarj limitlerini sağlayacak şekilde, esnek, emniyetli ve güvenilir bir işletme sunması gerekmektedir. Bu koşullar altında, Yeşil Çevre Arıtma Tesisi' nin kapasite ve verim artışının sağlanabilmesi için AB Prosesinin uygun bir alternatif olmadığı ortaya çıkmaktadır.

Pilot tesisin giderim veriminin iyileştirilmesine yönelik olarak A kademesinde hidrolik alıkonma süresinin 1,72 saatten azaltılarak 0,5-1 saat aralığına, organik yüklemenin ise yükseltilerek 3-6 kg.BOİ/kg.MLSS aralığına getirilmesinin verim artışı sağlayacağı düşünülmektedir. AB prosesi öncesinde yapılan anaerobik tankın TKN giderme verimliliğinde % 13,4' lük bir artışa yol açtığı gösterilmiştir (Zhou ve diğerleri, 2015). Buna göre AB prosesi öncesinde yapılacak bir anaerobik tankın TKN giderim verimini arttıracağı öngörülmektedir. İçsel geri devir oranının arttırılmasının da azot giderim verimini yükseltmesi beklenmektedir. Çökeltme havuzlarının dizaynı dairesel olarak yapılarak ve taban çamur sıyırıcısı ilavesi ile AKM giderim veriminin arttırılabileceği, bu sayede çökeltme havuzlarında kaçak flokların engellenmesi ile KOİ, TN, TP parametrelerinin de giderim veriminin arttırılabileceği düşünülmektedir. TP giderim verimini arttırılması için ilave kimyasallar kullanılması diğer bir çözüm önerisi olmaktadır. Alan tasarrufu sağlayarak yüksek verimli arıtma imkanı sunabilecek bağlı büyüme sistemleri IFAS ve MBBR ayrıca değerlendirilebilir.

KAYNAKLAR

Ahadi, S. 2017. Evaluatıon Of Phosphorus Recovery From Drıed Sludge And Sludge. *Yüksek Lisans Tezi,* MÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Aiyuk, S., Amoaka, J., Raskin , L., Haandel, A., Verstraete, W. 2004. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. *Water Research*, 3031-3042.

Alpaslan, N., Dölgen, D. 2002. Adsorpsiyon Bio-oksidasyon Prosesinin Atıksu Arıtımındaki Uygulamalarından Örnekler. *Çevre Teknolojisi Dergisi*, 25-28.

Al-Zahiri, A. 2015. Assessment of Performance of Wastewater Treatment Plants in Jordan. *International Journal of Civil and Environmental Engineering*, 1-6.

Amin, M. M., Taheri, E., Ghasemiam, m., Puad, M. N., Dehdasti, B., Fatehizadeh, A. 2020. Proposal of upgrading Isfahan north wastewater treatment plant:An adsorption/bio-oxidation process with emphasis on excess sludge reduction and nutrient removal. *Journal of Cleaner Production*.

Arnell, M. 2016. Performance Assessment of Wastewater Treatment Plants-Multi-Objective Analysis Using Plant-Wide Models. *Ph.D. Thesis,* Faculty of Engineering, Lund-University, Lund.

Balçık, Ç. 2013. Evsel Atıksularından Nütrient Gideriminde Pilot Ölçekli Bardenpho İle Kaskat Proseslerinin Karşılaştırılması, *Yüksek Lisans Tezi,* YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Boduroğlu, H. 2008. Evsel Atıksuların Arıtılması ve Havalandırma Parametrelerinin İncelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi,* GÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, Ankara.

Boehnke, B., Schulze-Rettmer, R., Zuckut, S. W. 1998. Cost-Effective Reduction of High-Strength Wastewater by Adsorption-Based Activated Sludge Technology. *Water/Engineering & Management*.

Böhnke, B. 1983. A Comparative Study of Experimental and Operational Data From Two-Stage AB Technology With Special Consideration to the Microbiological Reaction Mechanisms. *Korrespondenz Abwasser, 30*: 452-461.

Böhnke, B. 1994. Stickstoffelimination in Adsorptions-Belebungsanlagen (AB-Anlagen). *Korrespondenz Abwasser*, 900-907.

Böhnke, B., & Diering, B. C. 1980. Two-stage activated sludge process. Canada.

Böhnke, B., Dierring, B., Zuckut, S. W. 1997. AB process removes organics and nutrients. *Water Environ. Technol.*, 9(3): 23-27.

Böhnke, B., Schulze-Rettmer, R., Zuckut, S. W. 1998. Cost-effective reduction of high-strength wastewater by adsorption-based activated sludge technology. *Research Studies Press,Baldock, Hertfordshire, 145*(12): 31-34.

Bugajski, P., Mielenz, B. 2008. The Assessment of Working Sewage Treatment Plant at Wadowice Before the Modernization. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich,* 2: 129-138.

Chase, E. S. 1944. High Rate Activated Sludge Treatment of Sewage. *Sewage Works Journal* 16(5): 878-885.

Coşkun, C. P. 2018. Evsel Atıksulardan Azot ve Fosforun Biyolojik Giderilme Yöntemleri. *Kilis 7 Aralık Üniversitesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 53-63.

Crites, R., Tchobanoglous, G. 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems.* MC Graw Hill, USA.

de Graaf, M., Roest, K. 2012. Inventarisatie van AB-systemen - optimale procescondities in de A-trap. *Stowa*.
Fan, J., Tao, T., Zhang, J., You, G. 2009. Performance evaluation of a modified anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) process treating low strength wastewater. *Desalination* (249), 822-827.
Fesliyen, K. 2017. Evsel Atıksuların Sulama Amaçlı Yeniden Kullanılması. *Yüksek Lisans Tezi,* UÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.
Frijns, J., Uijterlinde, C. 2010. Energy Efficiency in the European Water Industry: a Compendium of Best Practices and Case Studies. *KWR*.
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 2011, *IEEE*, China.
Gleick, P. H. 1993. Water in Crisis : A Guide to the World's Fresh Water Resources. Oxford University Press, New York, USA.
Greeley, S. A., Dixon, R. M. 1943. High Rate Biological Sewage Treatment, 1062-1087.
Helvacı, E. 2017. Evsel Atıksuların Arıtılmasında Membran Biyoreaktörlerin Türkiye'ye Uygulanabilirliğinin Araştırılması. İller Bankası Anonim Şirketi, Türkiye.
Ibrahim, A. Q., Onyenekwe, P. C., Nwaedozie, I. M. 2014. An Efficiency Assessment of Lower Usuma Water Treatment Plant in Abuja Metropolis, Nigeria. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology,* 8(12), 46-53.
Kim, D., Kim, K. Y., Ryu, H. D., Min, K. K., Lee, S. 2009. Long term operation of pilot-scale biological nutrient removal process in treating municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 100: 3180-3184.
Kocadağıstan, E., Topçu, N. (2007). Treatment investigation of the Erzurum City municipal wastewaters with anaerobic membrane bioreactors. *Desalination*, 216: 367-376.
Korkusuz, E. A., Beklioğlu, M., & Demirer, G. N. 2005. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecological Engineering*, 24: 187-200.
Koyuncu, İ., Öztürk, İ., Aydın, A. F., Alp, K., Arıkan, O. A., İnsel, G. H., Özüdoğru, A. 2013. Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi. T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, İstanbul.
Kuru, B. 2012. Agro Endüstri Atıksularından Kimyasal Çöktürme İle Azot ve Fosfor Gideriminin Araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi,* SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta.
Łagożny, P., Maj, K., Masłoń, A. 2015. Technological efficiency of the wastewater treatment plant in Krosno. *Archives of Waste Management and Environmental Protection,* 17(2): 113-122.
Lee, S. K. 2004. Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis of Bacterial Populations in 5-Stage Biological Nutrient Removal Process with Step Feed System for Wastewater Treatment. *The Journal of Microbiology*, 42: 1-8.
Lee, S. Y., Kim, H. G., Park, J. B., Park, Y. K. 2004. Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis of Bacterial Populations in 5-Stage Biological Nutrient Removal Process with Step Feed System for Wastewater Treatment. *The Journal of Microbiology*, 42: 1-8.

Lim, E., Jeong, G., Bhank, S., Park, S., Park, D. 2009. Evaluation of pilot-scale modified A2O processes for the removal of nitrogen compounds from sewage. *Bioresource Technology,* 100(24): 6149-6154.
Manav, D. D. 2010. Sequence optimization in a sequencing betch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioprocess Biosyst Eng.*, 33: 533-540.
Manav, N. 2006. Ardışık Kesikli Reaktör ile Evsel Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi. *Yüksek Lisans Tezi,* YTÜ. Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
Manav, N., Demir, N. 2012. İleri Biyolojik Arıtma Proseslerinde Nütrient Giderimi Ve Mikroorganizma Türlerinin İncelenmesi. *Doktora Tezi,* YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
Manav, N., Demir, N. 2013. İki Farklı Pilot Ölçekli Atıksu Arıtma Prosesinde Evsel Atıksuların Arıtılması. *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 420-428.
Manyumba, F., Wood, E., Horan, N. 2009. Meeting the phosphorus consent with biological nutrient removal under UK winter conditions. *Water and Environment Journal*, 83-89.
Masłoń, A., Tomaszek, J. A. 2013. Evaluation of the Effectiveness of Wastewater Treatment Plant in Lubaczów. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury,*60 (3-13): 209-222.
Metcalf, Eddy. 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Mc Graw Hill, New Delhi.
Miller, M. W., Bott, C. B., Boarman, G. D., Novak, J. T., Pruden, A. J. 2015. Optimizing High-Rate Activated Sludge: Organic Substrate for Biological Nitrogen Removal and Energy Recovery. *Ph.D Thesis,* Faculty of the Virginia Polytechnic Institute, State University, New York, USA.
Młyński, D., Chmielowski, K., Młyńska, A., Miernik, W. 2016a. Evaulation of Efficency of Sewage Treatment Plant in Jasło. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich,* 1: 147-162.
Młyński, D., Chmielowsk, K., Młyńska, A. 2016b. The Assesment of the Efficency and Stability of Work Sewage Treatment Plant in Zabajka. *Inżynieria Ekologiczna Ecological Engineering,* 47: 123-130.
Molinos-Senante, M., Castellet, L. (2016). Efficiency assessment of wastewater treatment plants: A data envelopment analysis approach integrating technical, economic, and environmental issues. *Environmental Management,* (167): 160-166.
Monclus, H. S.-R. 2010. Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up. *Desalination*, 250: 592-597.
Monclus, H., Sipma, J., Ferrero, G., Comas, J., Rodriguez-Roda, I. 2010. Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up. *Desalination*, 250: 592-597.
Nuhoğlu, A. 2012. System Design For Organic Carbon And Nutrient Removal From Sewage Based On Energy Recovery. *Ph.D Thesis,* Graduate School Of Scıence Engineering And Technology, Environmental Engineering Department. Istanbul-Technical-University, İstanbul.
Oliveira, T. S., Corsino, S. F., Di Trapani, D., Torregrossa, M., Viviani, G. 2018. Biological minimization of excess sludge in a membrane bioreactor: effect of plant configuration on sludge production, nutrient removal efficiency and membrane fouling tendency. *Bioresour* (259): 146-155.

Ortatepe, O. 2013. Evsel Nitelikli Atıksuların Aerobik ve Anaerobik Şartlar Altında, Azot ve Fosfor Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması. *Yüksek Lisans Tezi,* ÇÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.
Özbay, İ., Kavaklı, M. 2008. Türkiye'de ve diğer ülkelerde arıtılmış atıksuların geri kazanım uygulamalarının incelenmesi. Çevre Sorunları Sempozyumu, (s. 14-17), Kocaeli.
Özkan, M. 2020. Kentsel Atıksulardan Fosfor Gideriminde 5 Kademe Bardenpho Prosesinin İncelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi,* UÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.
Öztürk, İ. 2017. Atıksu Mühendisliği. İSKİ, İstanbul.
Öztürk, İ., Timur, H., Koşkan, U. 2005. Atıksu Arıtımının Esasları ,Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü. DEÜ, İstanbul.
Peng, Y., Ge, S. 2011. Enhanced nutrient removal in three types of step feeding process from municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 102: 6405-6413.
Samsunlu, A. 2006. Çevre Mühendisliği Kimyası. Birsen Yayınevi, İstanbul.
Samsunlu, A. 2011. Çevre Mühendisliği Kimyası. Birsen Yayınevi, İstanbul.
Schulze-Rettmer, R., Kim, S., & Son, S. 1992. Experience with two-stage activated sludge plants for industrialwastewaters in Korea. *Water Science Technology*, 427-428.
Şener, G. 2016. Atıksu Arıtma Tesislerinin Kırsal Alan Üzerine Etkileri. *Doktora Tezi,* AÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarım Ekonomisi Anabilim Dalı, Ankara.
Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. 2003. *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse.* McGraw-Hill, Boston.
Torres, C. M., Teodosiu, C., Pintilie, L., Castells, F. 2016. Urban wastewater reclemation for industrial reuse: An LCA case study. *Jorunal of Cleaner Production* (139): 1-14.
Uysal, Y. Ü. 2016. Beş Kademeli Modifiye Bardenpho Prosesi ile Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi. *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi,* 46-53.
Üçüncü, O. 2019. Atıksu Arıtımı, Atıksu Deşarjı ve Su Kirliliği: Trabzon İli Örneği. *Türk Hidrolik Dergisi, 3*(2): 14-29.
Vaiopoulou, E. M. 2007. An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon, nitrogen and phosphorus. *Desalination*, 211: 192-199.
Wuhrmann, K. 1954. High-Rate Activated Sludge Treatment and Its Relation to Stream Sanitation: I. Pilot-Plant Studies. *Sewage and Industrial Wastes*, 1-27.
Xu, X. L. 2011. Enhanced denitrifying phosphorous removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (AOA) process with the diversion of internal carbon source. *Bioresource Technology*, 102: 10340-10345.
Yaşar, A. 2016. Membran Teknolojiler Kullanılarak Arıtılmış Kentsel Atıksulardan Sulama Suyu Geri Kazanımı. *Doktora Tezi*, KÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Kocaeli.
Yazıcı, H. 2014. Karbon Kaynağının Ve Katyon Dengesinin Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimi Prosesi ve Aktif Çamurun Çökme Performansına Etkisinin Değerlendirilmesi. *Doktora Tezi,* SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta.
Yıldırım, A. 2012. Evsel Atıksulardan Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesiyle Nütrient Giderimi Ve Bulanık Mantık Yönteminin Uygulanması. *Yüksek Lisans Tezi,* YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
Zhou, Z., Qiao, W., Xing, C., Wang, C., Jiang, L. M., Gu, Y., Wang, L. 2015. Characterization of dissolved organic matter in the anoxiceoxic-settling-anaerobic sludge reduction process. *Chem. Eng. Journal* (259): 357-363.