

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

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DENİZLİ (MERKEZ) ATIKSU ARITMA TESİSİ  
PERFORMANSININ YAPAY SİNİR AĞLARI KULLANILARAK  
MODELLENMESİ**

**Sibel PULCU YILDIZ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**ŞANLIURFA**

**2009**

Yrd. Doç. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA danışmanlığında, Sibel PULCU YILDIZ'ın hazırladığı “Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi Performansının Yapay Sınır Ağları Kullanılarak Modellenmesi” konulu bu çalışma 03/08/2009 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Yrd. Doç. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA

Üye : Doç. Dr. Ahmet KILIÇ

Üye : Doç. Dr. M. İrfan YEŞİLNACAR

**Bu Tezin Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yapıldığını ve Enstitümüz Kurallarına Göre Düzenlendiğini Onaylarım.**

**Prof. Dr. İbrahim BOLAT**

**Enstitü Müdürü**

**Bu Çalışma HÜBAK Tarafından Desteklenmiştir.**

**Proje No: 914**

**Not:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

# İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
ÖZ .....	i
ABSTRACT .....	ii
TEŞEKKÜR .....	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	iv
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	vi
SİMGELER DİZİNİ .....	vii
1. GİRİŞ .....	1
1.1. Aktif Çamur Prosesi .....	3
1.1.1. Proses özeti .....	3
1.1.2. Proses mikrobiyolojisi .....	4
1.1.3. Havalandırma havuzunda organik madde oksidasyonu .....	11
1.1.4. Çamur çökmesi .....	11
1.2. Aktif Çamur Prosesinin İşletilmesi ve Performansının Tahmin Edilmesi .....	14
1.3. Türkiye’de Atıksu Arıtma Tesislerinin Durumu .....	17
1.4. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinin Tanıtılması .....	20
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR .....	28
2.1. Yapay Sinir Ağları İle Atıksu Arıtma Tesis Performansının Tahmini .....	28
2.2. Yapay Sinir Ağları Modellemesinde Yapılmış Olan Çalışmalar .....	31
3. MATERYAL ve YÖNTEM .....	36
3.1. Materyal .....	36
3.1.1. Araştırmada kullanılan ANN’nin yapısının belirlenmesi .....	36
3.1.2. Verilerin toplanması, değerlendirilmesi, istatistiksel olarak incelenmesi ve tesise ait hangi parametrelerin tahmin edilmesi gerektiğinin karşılaştırılması .....	38
3.1.3. En uygun tahmin için hangi parametrelerin giriş parametresi olarak kullanılacağı belirlenmesi .....	38
3.1.4. Back-propagation algoritmasının seçimi .....	39
3.1.5. Gizli katmana ait nöron sayısının belirlenmesi .....	39
3.2. Analiz Yöntemleri .....	39
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA .....	40
4.1. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi Performansı .....	40
4.2. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinde Aktif Çamurun Çökebilirliği .....	49
4.3. Denizli Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Parametreleri İle Giriş Parametreleri Arasındaki Doğrusal İlişkinin İncelenmesi .....	53
4.4. DMAA Tesisi Çıkış Parametrelerinin ANN ile Tahmin Edilmesi .....	55

4.4.1. ANN kullanarak çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesi.....	55
4.4.2. ANN kullanarak çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesi.....	61
4.4.3. ANN kullanarak çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesi.....	65
4.4.4. ANN kullanarak çıkış toplam fosfat değerlerinin tahmin edilmesi.....	71
4.4.5. ANN kullanarak çamur hacim indeksinin tahmin edilmesi .....	76
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	81
5.1. Sonuçlar.....	81
5.2. Öneriler.....	82
KAYNAKLAR .....	83
ÖZGEÇMİŞ .....	85
ÖZET .....	86
SUMMARY .....	88

## ÖZ

### Yüksek Lisans Tezi

## DENİZLİ (MERKEZ) ATIKSU ARITMA TESİSİ PERFORMANSININ YAPAY SİNİR AĞLARI KULLANILARAK MODELLENMESİ

Sibel PULCU YILDIZ

Harran Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA

Yıl: 2009, Sayfa: 96

Bu çalışmada, Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi (DMAA) performansı ayrıntılı olarak incelenerek, yapay sinir ağlarıyla (ANN) modelleme çalışmaları yapılmıştır. DMAA aktif çamur ünitesine sahip olup, tesis giriş ve çıkışında rutin olarak pH, sıcaklık, iletkenlik, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam azot ve toplam fosfat analizleri yapılmaktadır. Ayrıca, aktif çamur havalandırma havuzunda rutin olarak çözülmüş oksijen, askıda katı madde (AKM) ve çamur hacim indeksi (ÇHİ) ölçümleri yapılmaktadır. Tesis çıkışında ortalama KOİ ve BOİ konsantrasyonları sırasıyla,  $107\pm 40$  mg/L ve  $11\pm 6$  mg/L olup, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği tarafından verilen sınır değerleri çoğu zaman sağlamaktadır. Havalandırma havuzunda ortalama ÇHİ değeri 200 mL/g civarında olup, çamur kabarma problemi söz konusudur. Tesis çıkışında KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu ÇHİ değerleri ANN kullanılarak üç aşamada modellenmiştir. Her bir parametre için birinci aşamada ANN giriş parametreleri belirlenmiştir. İkinci aşamada ise 12 öğrenme algoritması içinden en iyisi belirlenmiştir. Son aşamada ise, nöron sayısı optimize edilerek modellenen her bir parametre için en iyi ANN yapısı belirlenmiştir. ANN modellemesi ile oldukça iyi sonuçlar alınmış olup, çıkış KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu ÇHİ parametreleri için ölçülen ve tahmin edilen parametreler arasındaki (R) korelasyon katsayıları sırasıyla; 0.90, 0.83, 0.74, 0.75 ve 0.84 olarak bulunmuştur.

**ANAHTAR KELİMELER:** Atıksu arıtma tesisi, yapay sinir ağları, modelleme, çamur kabarması.

## **ABSTRACT**

**MSc Thesis**

### **ARTIFICIAL NEURAL NETWORK MODELING OF DENIZLI WASTEWATER TREATMENT PLANT PERFORMANCE**

**Sibel PULCU YILDIZ**

**Harran University**

**Graduate School of Natural and Applied Sciences**

**Department of Environmental Engineering**

**Supervisor: Assist. Prof. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA**

**Year: 2009, Page: 96**

In this study, the performance of Denizli Wastewater Treatment Plant (DWWTP) was investigated in detail and modeled using Artificial Neural Networks (ANN). The DWWTP includes an activated sludge process. pH, conductivity, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen, total phosphate were analyzed regularly at influent and effluent of the treatment plant. Additionally, suspended solid (SS) and sludge volume index (SVI) were analyzed regularly. The average COD and BOD concentrations at the effluent of treatment plant were  $107\pm 40$  mg/L and  $11\pm 6$  mg/L, respectively, and most of the time, the effluent meets the discharge standards of Water Pollution and Control Regulation. The average SVI value at the aeration tank was around 200 mL/g and sludge bulking problem was noticed. The effluent COD, BOD, total nitrogen, total phosphate and SVI at aeration tank were modeled using ANN at three stages. First of all, ANN input parameters were determined. In the second stage, the best back-propagation algorithm was selected within total 12 algorithms. Lastly, the neuron number was optimized and the best ANN structure was determined. Nice fittings were observed with ANN modeling and the correlation coefficients (R) between model predictions and measurements for COD, BOD, total nitrogen, total phosphate and SVI were 0.90, 0.83, 0.74, 0.75 and 0.84, respectively.

**KEY WORDS:** Wastewater treatment plant, artificial neural network, modeling, sludge bulking.

## TEŞEKKÜR

Tez alıřmam sűresince bilgi, deneyim, emek ve yardımlarını esirgemeyen danıřmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Erkan ŐAHİNKAYA'a, Denizli Belediyesi Su ve Kanalizasyon Műdűrlűėű ve Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinde alıřan Tűm mesai arkadařlarım ve hayatım boyunca benden maddi manevi hiçbir yardımlarını esirgemeyen aileme teőekkűrű bir borç bilirim.

Ayrıca, çalıřmaya maddi desteklerinden dolayı Harran Ŭniversitesi'ne, deėerli hocalarım Yrd. Doç. Dr. Bilal SELÇUK ve Doç. Dr. M. İrfan YEŐİLNACAR ile deėerli arkadařım Dr. Sevgi DEMİREL'e bűyűk desteklerinden dolayı sonsuz teőekkűrlerimi sunarım.

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 1.1. Evsel atıksu arıtımı amacıyla kullanılan arıtma tesisine ait akım şeması.....	3
Şekil 1.2. Tam karışimli bir aktif çamur prosesinin şematik gösterimi (Metcalf ve Eddy, 1999).....	4
Şekil 1.3. Organik atığın aerobik ve fakültatif bakteriler tarafından enerji eldesi için kullanılması (Metcalf ve Eddy, 1999) .....	6
Şekil 1.4. Aktif çamur yumağı içerisinde oksijen dağılımı .....	7
Şekil 1.5. Zooglea ramigera (Bitton, 2005).....	8
Şekil 1.6. Elektron mikroskopunda aktif çamur yumağının görünümü (Bitton, 2005) .....	9
Şekil 1.7. Aktif çamur sistemlerinde bulunan önemli protozoalar (Bitton, 2005).....	10
Şekil 1.8. Bakteri büyümesi ile hücre dışı polimer üretiminin değişimi (Bitton, 2005).....	13
Şekil 1.9. Bir bakteri yumağının şematik gösterimi (Bitton, 2005).....	13
Şekil 1.10. Türkiye’de atıksu arıtma tesislerinin durumu (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008- 2012). .....	18
Şekil 1.11. Atıksu arıtma hizmeti verilen belediye sayısı ( 1994 – 2008 ).....	19
Şekil 1.12. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi .....	20
Şekil 1.13. Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi’ne ait akım diyagramı.....	21
Şekil 1.14. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait ön çökeltim havuzu .....	23
Şekil 1.15. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait havalandırma havuzu.....	23
Şekil 1.16. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait klorlama havuzu .....	25
Şekil 1.17. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait 2. kademe çamur çürütücüler .....	26
Şekil 1.18. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait SCADA odası.....	27
Şekil 1.19. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait tesis laboratuvarı .....	27
Şekil 2.1. Doha West Atıksu Arıtma Tesisi’nin ANN ile modellenmesine yönelik sonuçlar (Mjai ve ark., 2007’den alınmıştır).....	33
Şekil 2.2. ANN kullanılarak İskenderun Atıksu Arıtma Tesisi’nin modellenmesine yönelik sonuçlar (Moral ve ark., 2008’den alınmıştır).....	35
Şekil 3.1. Çalışmada kullanılacak ANN’nin yapısı .....	37
Şekil 4.1. Tesis giriş ve çıkış suyuna ait pH (a), sıcaklık (b), iletkenlik (c) ve AKM (d) verilerinin değişimi.....	43
Şekil 4.2. Tesis giriş ve çıkış suyuna ait KOİ (a1), BOİ (b1), toplam azot (c1) ve toplam fosfat (d1) verilerinin değişimi ve % giderim verimleri (a2), (b2), (c2), (d2).....	44
Şekil 4.3. Çıkış BOİ/ KOİ oranı.....	47
Şekil 4.4. Havalandırma havuzunda ve geri devirde AKM (a), Havalandırma havuzunda ÇHİ ve tesis çıkışında AKM konsantrasyonlarının zamanla değişimi .....	52
Şekil 4.5. Çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer).....	57
Şekil 4.6. Çıkış KOİ tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon (A: tahmin verileri, T: ölçülen değerler).....	60
Şekil 4.7. Çıkış KOİ için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması .....	61
Şekil 4.8. Çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer).....	63
Şekil 4.9. Çıkış BOİ tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon (A: tahmin verileri, T: ölçülen değerler).....	64
Şekil 4.10. Çıkış BOİ için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması .....	65
Şekil 4.11. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer) .....	67
Şekil 4.12. Çıkış toplam azot tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon .....	70
Şekil 4.13. Çıkış toplam azot için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması.....	71



Şekil 4.14. Çıkış toplam fosfat değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer) .....	73
Şekil 4.15. Çıkış toplam fosfat tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon .....	75
Şekil 4.16. Çıkış toplam fosfat için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması .....	76
Şekil 4.17. ÇHI değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer) .....	78
Şekil 4.18. ÇHI optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon .....	79
Şekil 4.19. Ölçülen ÇHI değerleri ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması.....	80

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa No

Çizelge 1.1. Standart bir aktif çamur ünitesinde heterotrofik bakterilerin dağılımı .....	8
Çizelge 4.1. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinde rutin olarak ölçülen giriş ve çıkış parametreleri.....	41
Çizelge 4.2. Su kirliliği Kontrol Yönetmeliği Deşarj Standartları (Sektör: Evsel Nitelikli Atıksular, Sınıf 4: Kirlilik Yükü Ham BOİ Olarak 6000 Kg/Gün'den Büyük, Nüfus > 100000, Tablo 21.4) .....	42
Çizelge 4.3. Arıtılmamış evsel atıksuların tipik kompozisyonu .....	45
Çizelge 4.4. Evsel bir atıksunun biyolojik arıtma tesisinin çeşitli kademelerinde BOİ/KOİ ve BOİ/TOK oranları (Metcalf ve Eddy, 2004) .....	47
Çizelge 4.5. Aktif çamur tesislerinde kabarmaya neden olan ipliksi bakterilerin gözlenme sıklıkları (Bitton, 2005) .....	51
Çizelge 4.6. Giriş ve Çıkış parametreleri arasındaki Lineer İlişkinin karşılaştırılması .....	54
Çizelge 4.7. Çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması .....	56
Çizelge 4.8. KOİ ve BOİ tahmininde çeşitli öğrenme algoritmalarının kıyaslanması .....	58
Çizelge 4.9. Çıkış KOİ ve BOİ tahminlerinde nöron sayısının etkisi.....	59
Çizelge 4.10. Çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması .....	62
Çizelge 4.11. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması .....	66
Çizelge 4.12. Toplam azot, toplam fosfat ve ÇHİ tahmininde çeşitli öğrenme algoritmalarının kıyaslanması .....	68
Çizelge 4.13. Çıkış toplam azot, toplam fosfat ve ÇHİ tahminlerinde nöron sayısının etkisi .....	69
Çizelge 4.14. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması .....	72
Çizelge 4.15. ÇHİ değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması.....	77

## SİMGELER DİZİNİ

°C	Santigrat Derece
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
BOİ	Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
ANN	Yapay sinir ağları
ÇHİ	Çamur hacim indeksi
AKM	Askıda katı madde
DMAA	Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi
SKKY	Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği

## 1. GİRİŞ

Günümüz dünyasının en önemli gündemini oluşturan “Çevre” dünyada mevcut olan bütün değerleriyle korunması gereken bir bütündür. Bir ilişkiler bütünü olan çevrenin bozulması ve çevre sorunlarının ortaya çıkması, genellikle insan kaynaklı etkilerin, tabiatın ilişkiler sistemini ve dengelerini bozmasıyla çevre sorunları başlamıştır. Sanayileşme çağı ile birlikte başlayan ve 20. yy ortalarında hız kazanan sanayi faaliyetlerindeki ve insan nüfusundaki artışlar bütün çevresel kalitenin bozulmasına sebebiyet vermiştir. Çevre sorunları temelde; tabii kaynakların bol ve sınırsız olduğu düşüncesiyle ve bu düşünceden hareketle gerçekleştirilen uygulamalar sonucunda ortaya çıkmaktadır. Oysaki hızlı nüfus artışı, sanayileşme ve bunların kontrolsüzlüğü yüzünden oluşan çevre tahribatı, tabii kaynakları, ihtiyaçları karşılayamaz hale getirmekte; bir diğer deyişle “ekonomik değeri olan kıt mal” haline getirmektedir.

Tabii kaynakların kıt olduğu gerçeğini en açık biçimde su kaynaklarında görmekteyiz. Bu sebeple de su kaynaklarımızın kısa, orta ve uzun vadede korunabilmesi açısından, önce niteliklerinin bilinmesine ve daha sonra, koruma-kullanma dengesi çerçevesinde, koruma ilkelerinin belirlenmesine ihtiyaç vardır. Bu kaynakların verimli kullanılabilmesi kadar, tabii yenilenme sürecinin temel alınarak gelecek nesillerin ihtiyacının da dikkate alınması büyük önem taşımaktadır. Özellikle havza bazında koruma planları yapılması yoluyla bütün gelişmelere ve kullanımlara kontrollü bir şekilde yön verilmesi gerekmektedir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).

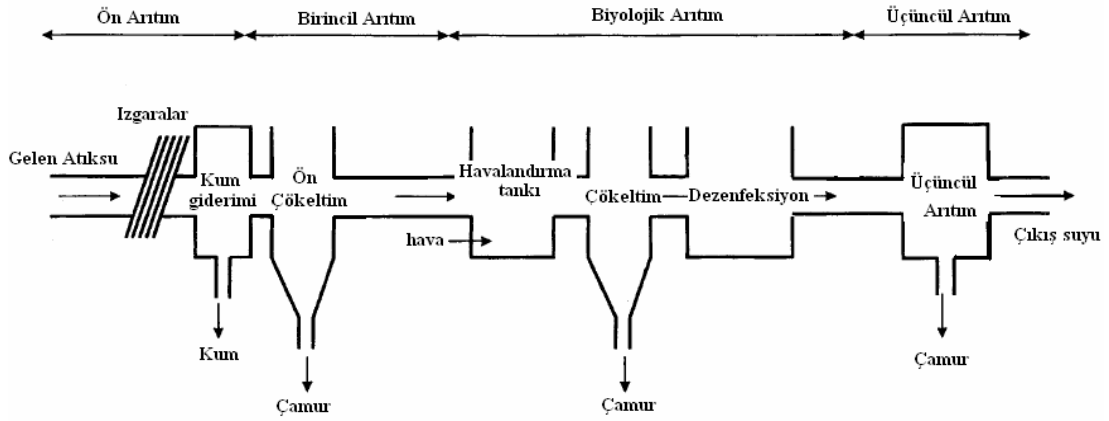
Ülkemiz su kaynaklarının korunması yönündeki hukuki düzenlemelerin en önemlileri 2872 sayılı Çevre Kanunu, Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği ve Tehlikeli Maddelerin Su ve Çevresinde Neden Olduğu Kirliliğin Kontrolü Yönetmeliğidir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012). Bu yönetmeliklerin gayesi, yeraltı ve yerüstü su kaynaklarının korunması ve en iyi

bir şekilde kullanımının sağlanması için, kentsel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarjı ile sanayi sektörlerinden kaynaklanan atıksu deşarjının olumsuz etkilerine karşı çevrenin korunmasını ve su kirlenmesinin önlenmesini sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde gerçekleştirmektedir.

Günümüzde atıksu arıtma tesislerinin kurulması ve işletmeye alınması çevrenin korunması için yeterli değildir. Kurulan tesislerin iyi bir şekilde işletilerek, çıkış suyuna ait kirlilik parametrelerinin yönetmeliklerce verilen sınır değerlerin altında olması gerekmektedir. Türkiye’de ve dünyada evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılması amacıyla en çok aktif çamur kullanılmaktadır. Aktif çamur prosesi içeren bir kentsel atıksu arıtma tesisinin performansı birçok parametreye bağlı olup tesis performansının tahmin edilmesi oldukça zordur. Bunun en önemli nedenleri ise; gün içerisinde tesise gelen atıksu debisinin ve kompozisyonunun çok fazla değişmesi, tesiste çevresel şartların sürekli değişmesi ve işletmede karşılaşılan bir takım problemler sayılabilir. Kentsel atıksu arıtma tesislerinin performanslarının, klasik yöntemler veya kompleks modeller kullanılarak tahmin edilmesinde karşılaşılan güçlükler ve performansın birçok parametreye olan bağımlılığından dolayı, son yıllarda atıksu arıtma tesislerinin performanslarının yapay sinir ağları gibi yöntemlerle tahmin edilmesine yönelik çalışmalar yapılmaktadır (Moral ve ark., 2008). Fakat yapılan çalışmalarda sadece tesis çıkış suyuna ait biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) veya kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) gibi parametrelere odaklanmış olup, tesis çıkışında azot, fosfat konsantrasyonunun tahmin edilmesi ve aktif çamur tesislerinin en önemli problemi olan çamur kabarma probleminin tahmini üzerine yoğunlaşan çalışma sayısı oldukça azdır. Bu nedenle, bu çalışmada Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi performansı incelenerek, tesis çıkışına ait BOİ, KOİ, azot ve fosfat konsantrasyonlarının tahmini üzerine yoğunlaşmıştır. Ayrıca, çamur kabarma probleminin göstergesi olarak aktif çamur havuzundaki çamur hacim indeksi (ÇHİ) değişiminin de tahminine yönelik çalışma yapılmıştır. Çalışmada, Denizli Atıksu Arıtma Tesisi’nin seçilmesinin nedeni ise, bu tesiste biyolojik arıtım aşamasında aktif çamur prosesi kullanılmakta olup Türkiye’de en çok kullanılan prosesin bir örneğini teşkil etmektedir. Dolayısıyla, çalışmanın Denizli Atıksu Arıtma Tesisi için başarılı olması durumunda diğer birçok tesis için de kullanılabilen bir aşıkardır.

## 1.1. Aktif Çamur Prosesi

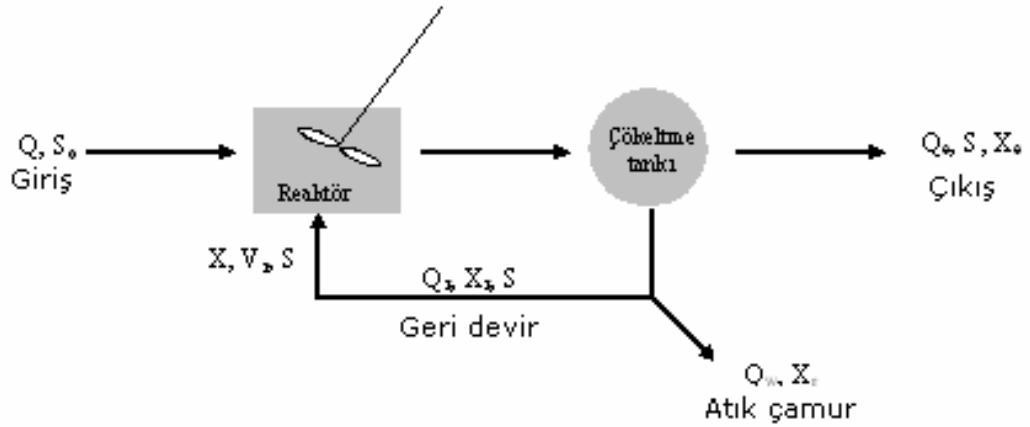
Aktif çamur prosesi 1914 yılında Ardern ve Lockett tarafından geliştirilmiştir. Günümüzde bu prosesin birçok versiyonu kullanılmaktadır, ancak esas olarak hepsi birbirine benzemektedir. Şekil 1.1’de gösterilen tam karışımli havalandırma havuzu içeren bir aktif çamur sistemi gösterilmektedir (Bitton, 2005).



Şekil 1.1. Evsel atıksu arıtımı amacıyla kullanılan arıtma tesisine ait akım şeması

### 1.1.1. Proses özeti

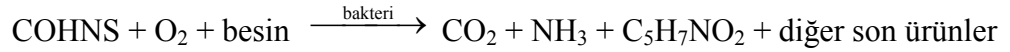
Klasik bir aktif çamur prosesine ait akış diyagramı Şekil 1.2’de verilmiştir. Ön arıtmadan geçmiş sular bir tank içerisinde havalandırılarak heterotrofik bakteriler için gerekli oksijen sağlanmaktadır. Organik maddelerin oksidasyonu sonucu üretilen bakteriler son çökeltme havuzunda çöktürülerek sudan ayrılmaktadır. Son çökeltme havuzunda giderilen bakterinin bir kısmı aktif çamur havuzuna geri döndürülerek havalandırma havuzunda yüksek bir bakteri konsantrasyonu elde etmek ve çamur yaşını arttırmak hedeflenmektedir. Oluşan çamurun fazlası sistemden alınarak çamur arıtma birimlerinde bertaraf edilmektedir.



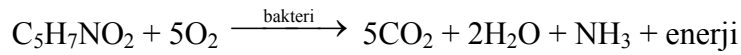
Şekil 1.2. Tam karışımli bir aktif çamur prosesinin şematik gösterimi  
(Metcalf ve Eddy, 1999)

Aktif çamur prosesinde meydana gelen olaylar aşağıdaki reaksiyonlar ile özetlenebilir;

Oksidasyon ve sentez;



İç solunum;



Bu denklemlerde görülen COHNS, atık sudaki organik materyali temsil etmektedir. Bu reaksiyonlar sonucunda son ürünler ve enerji elde edilir. İkinci denkleme ise oluşan bakteri hücresi (burada  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  formülü ile verilmiştir) iç solunum fazına girerek oksitlenmektedir (Metcalf ve Eddy, 1999).

### 1.1.2. Proses mikrobiyolojisi

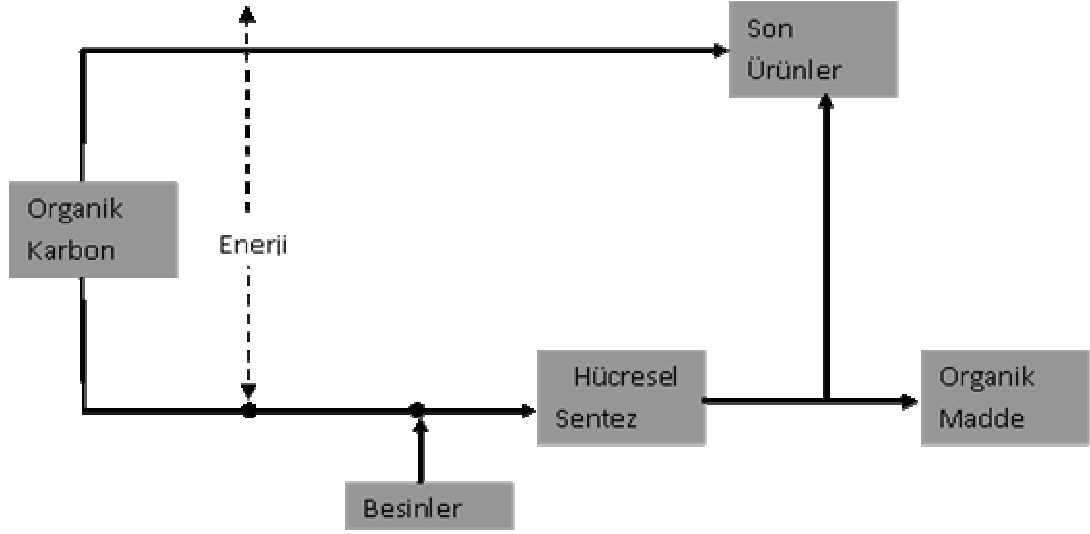
Bu çalışmanın amaçlarından biri; tesisteki çamur kabarma probleminin yapay sinir ağları ile tahmin etmektir. Bunun başarılabilmesi için öncelikle aktif çamur mikrobiyolojisini ve çamur kabarma problemine sebep olan bakteriler ile yaşama koşullarının bilinmesi gerekmektedir. Ayrıca, sistem performansını arttırmak içinde

aktif çamur mikrobiyolojisinin bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle, bu bölümde aktif çamur mikrobiyolojisi üzerinde durulacaktır.

Bir aktif çamur sisteminin verimli bir şekilde dizayn ve işletimi için sistemde mikroorganizmaların gerekli olduğunu anlamak çok önemlidir. Doğada bakterilerin ana rolü diğer yaşayan organizmalardan üretilen organik maddeleri ayrıştırmaktır. Aktif çamur prosesinde, bakteriler en önemli organizmalardır, çünkü organik materyallerin ayrışmasını sağlarlar. Bir kısım organik atık reaktörde veya havalandırma tankında aerobik ve fakültatif bakteriler tarafından enerji eldesi için kullanılır (Şekil 1.3). Genel olarak aktif çamur prosesinde *Pseudomonas*, *Zooglena*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocordia*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium* cinsine ait bakteriler ve ayrıca nitrifikasyonda kullanılan *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* bulunur. Ek olarak *Sphaerotilus*, *Beggiotoa*, *Thiothrix*, *Lecicothrix* ve *Geotrichum* gibi değişik ipliksi formlar bulunabilir. Bakteriler ortamdaki organik atıkları azaltırken diğer mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri de aktif çamur sisteminde önemli bir rol oynar. Ortamdaki protozoalar floklaşmamış bakterileri, rotiferler ise küçük biyolojik flok partiküllerini tüketir.

Bakterilerin ortamdaki organik atığı mümkün olduğu kadar hızlı bir şekilde ayrıştırması önemli bir faktördür. Ayrıca tasfiye ünitesindeki biyolojik katıların etkili bir şekilde ayrılması için biyolojik flok oluşumu önemlidir. Sistemdeki hücrelerin çamur yaşının artması sonucu biyolojik flokların çökme karakteristikleri yükselir. Biyolojik yumakların etkili bir şekilde çökeltilmesi için çamur yaşının (mikroorganizma bekleme zamanı (SRT)) en az 3-4 gün ve tercihan 5-15 gün arasında olması gerekmektedir. Her ne kadar mükemmel flok oluşumu istense de, bazı durumlarda zayıf yumak oluşumu gözlenebilir. Bunun nedeni ise; zayıf yapılan havalandırma, sudaki zehirli maddeler veya ortamda bulunan filamentus (ipliksi) mikroorganizmalar sayılabilir (Bitton, 2005).





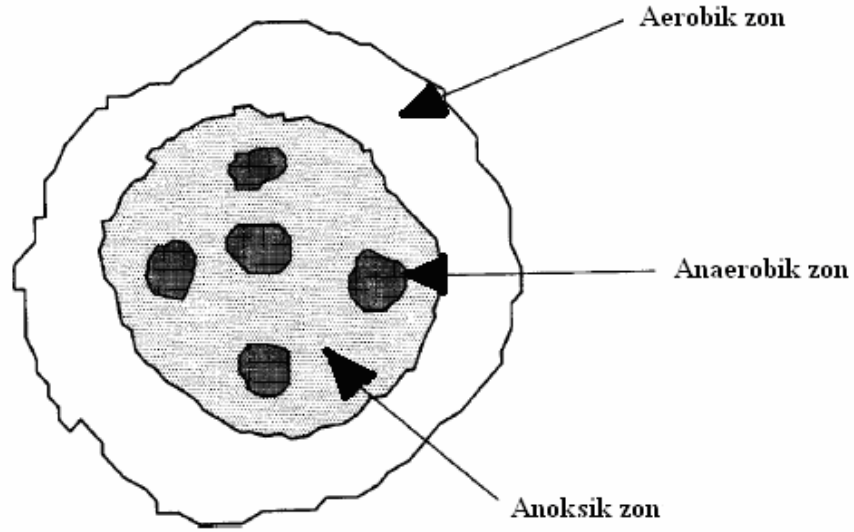
Şekil 1.3. Organik atığın aerobik ve fakültatif bakteriler tarafından enerji eldesi için kullanılması (Metcalf ve Eddy, 1999)

Aktif çamur havuzunda oluşan biyolojik yumaklar, bazı durumlarda  $1\mu\text{m}$ 'den küçük iken, iyi yumak oluşan bir sistemde yumak boyutu  $1000\mu\text{m}$  ( $1\text{mm}$ )'den büyük olabilir.

ATP ve dehidrogenase enzim aktivite analizleri göstermiştir ki, yumak içerisindeki toplam bakterilerin sadece %5-20'si canlıdır. Bazı çalışmalar ise; yumak içerisindeki canlı bakterilerin toplam bakterilerin sadece %1-3'ü olduğunu göstermiştir (Bitton, 2005). Biyolojik yumak içerisine oksijenin difüzyonu sınırlı olduğundan, biyolojik yumak büyüdükçe yumak içerisindeki aktif aerobik bakteri sayısı azalmaktadır (Şekil 1.4). Dolayısıyla, oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak, yumak içerisindeki anoksik bölge oluşmaktadır. Genel olarak, biyoreaktör içerisinde oksijen konsantrasyonu  $4\text{mg/L}$ 'yi geçerse anoksik bölge oluşumu engellenebilir (Metcalf ve Eddy, 1999).

Flok çok büyür ve reaktör içerisinde oksijen konsantrasyonu çok düşük olursa, yumak içerisinde zorunlu anaerobik metan üreten bakteriler ve sülfat indirgeyen bakteriler gelişebilir. Dolayısıyla, aktif çamur prosesinden alınan bakteri, kurulacak olan anaerobik veya sülfat indirgeyen bakteriler için aşı olarak kullanılabilir. Aktif çamur içerisinde genellikle gram(-) bakteriler bulunmakta olup, bu bakteriler organik madde oksidasyonu ve nütrient gideriminden sorumludur. Ayrıca,

ürettiği polisakarit yada polimerik materyaller ile yumak oluşumuna da katkıda bulunur. Aktif çamurda en çok *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Corynebacterium*, *Comomonas*, *Brevibacterium*, *Acinetobacter*, *Bacillus* türü bakteriler ve filamentli (ipliksi) bakteriler bulunur. İpliksi bakteriler (*Beggiatoa*, *Sphaerotilus*) aktif çamur sistemlerinde şişkin çamur (sludge bulking) problemine yol açar. Tipik bir aktif çamur tesisinde bakteri dağılımı Çizelge 1.1'de verilmiştir.



Şekil 1.4. Aktif çamur yumağı içerisinde oksijen dağılımı

G bakteri olarak bilinen gram negatif koklar aktif çamur prosesinde buluna bilirlir. Bu bakteriler glikoz ve asetat varlığında bulunurlar. Genellikle düşük fosfat giderimi gözlenen biyolojik-fasfat giderme sistemlerde bu bakteriler hakimlerdir.

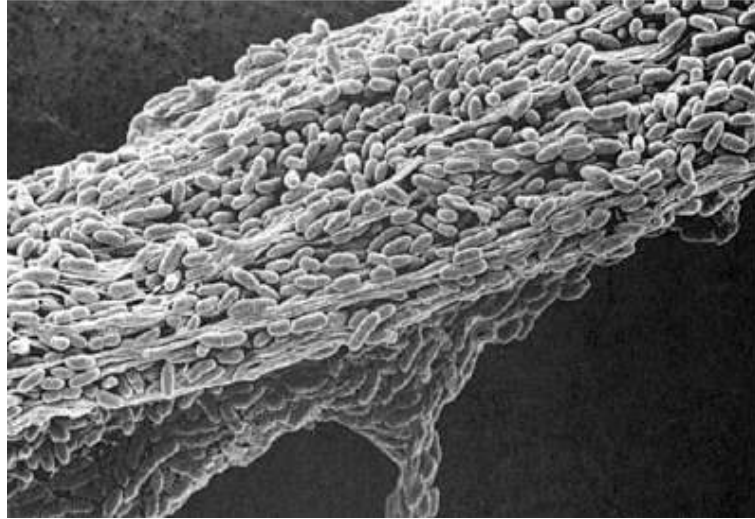
*Zooglea* hücre dışı polisakarit üreterek, tipik parmak görünümlü şekiller oluşturur. Bu parmak görünümlü şekiller, polisakarit matriksi tarafından sarılan *Zooglea* agregatlarından oluşur (Şekil 1.5). *Zooglea* aktif çamur bakterilerinin %10'nunu teşkil eder.

Aktif çamur yumakları içerisinde ayrıca ototrofik bakterilerde bulunur. Bunlardan en önemlileri amonyumu nitrata dönüştüren nitrifikasyon yapan bakterilerdir. Moleküler biyolojik yöntemler ile 16S rRNA propları aktif çamur içerisinde *Nitrosamonas* ve *Nitrobacter* türlerinin olduğunu göstermiştir. Ayrıca,

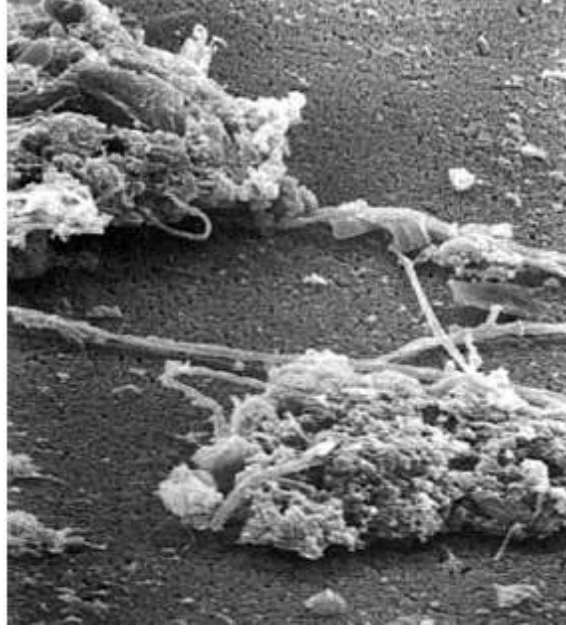
fototrofik bakteriler de aktif çamur havuzlarında bulunur, örneğin pembe, yeşil sülfür bakterileri. Aktif çamur prosesinde oluşan bir yumağın elektron mikroskopundaki görünümü Şekil 1.6'da verilmiştir (Bitton, 2005).

Çizelge 1.1. Standart bir aktif çamur ünitesinde heterotrofik bakterilerin dağılımı

Cins ya da grup	%
<i>Comamonas Pseudomonas</i>	50.0
<i>Alcaligenes</i>	5.8
<i>Pseudomonas</i> ( fluorescent group )	1.9
<i>Paracoccus</i>	11.5
Unidentified ( gram - negative rods )	1.9
<i>Aeromonas</i>	1.9
<i>Flavobacterium - Cytophaga</i>	13.5
<i>Bacillus</i>	1.9
<i>Micrococcus</i>	1.9
<i>Coryneform</i>	5.8
<i>Arthrobacter</i>	1.9
<i>Aureobacterium - Microbacterium</i>	1.9



Şekil 1.5. Zoogloea ramigera (Bitton, 2005)

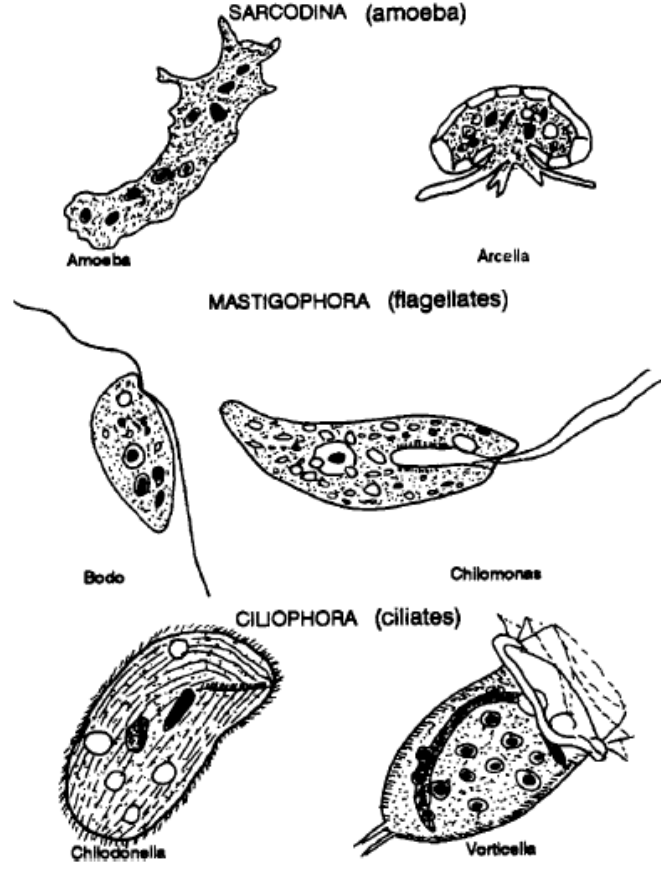


Şekil 1.6. Elektron mikroskobunda aktif çamur yumağının görünümü (Bitton, 2005)

Genellikle aktif çamur prosesi fungusların yaşaması için ideal bir ortam değildir. Fakat bazı iplikli funguslar aktif çamur yumakları içinde gözlenebilir. Funguslar genellikle düşük pH larda, toksik madde varlığında ve azot içeriği az olan atıksularda gözlenir. Aktif çamur havuzlarında en yaygın gözlenen fungus türleri; *Geotrichum*, *Penicillium*, *Cephalosporium*, *Cladosporium*, ve *Alternaria* dır (Metcalf ve Eddy, 1999 ve Bitton, 2005).

*Geotrichum*'un fazla bulunması çamur kabarma (şişkin çamur) problemine neden olabilir. Bazı çalışmalar fungusların nitrifikasyon yapabildiklerini de göstermiştir.

Protozoa, aktif çamurda bakterileri üzerinden beslenir. Toksik madde varlığı protozoaları olumsuz etkileyebilir. Aktif çamur havuzunda en çok görülen protozoalar; Siliatlar (Ciliates), Flalelatlar (Flagellates), Rhizopoda (amoeba) ve rotiferler dir. Siliatlar adını hücre etrafındaki küçük kıllardan alır. Bu kılıçlar, besinleri organizmanın ağza benzeyen yapısına itmek için kullanır. Siliatler, aktif çamur yumağından kopmuş, serbest dolaşan bakteriler üzerinden beslenir. Siliatlar aktif çamur havuzlarında en çok bulunan protozoa grubudur. En önemlileri; *Chilodonella*, *Paramecium* ve *Spirostomum* dur. Bazı önemli protozoalar Şekil 1.7'de verilmiştir.



Şekil 1.7. Aktif çamur sistemlerinde bulunan önemli protozoalar (Bitton, 2005)

Flagellalar ise, bir yada daha fazla flagellaya sahip olup hareket için bunları kullanır. Besinleri ağızları yoluyla veya hücre duvarına absorpsiyon ile alırlar. Flagellalar ve siliatlar genellikle yüksek bakteri konsantrasyonu ( $>10^8$  adet/ml) olması durumunda gözlenirler.

Protozoalar; bakteri, BOİ, askıda katı madde ve patojen giderimine katkıda bulunurlar. Aktif çamur havuzları çıkışında protozoa konsantrasyonu ile KOİ ve askıda katı madde arasında ters orantı vardır. Protozoa olan arıtılmış sularda KOİ ve AKM konsantrasyonu düşüktür. Diğer bir protozoa olan rotiferler, oldukça büyük organizmalardır. Çapları 100-500  $\mu\text{m}$  arası değişebilir. Rotiferlerin aktif çamurda iki önemli rolü vardır; Rotiferler serbest halde dolaşan bakteriler üzerinden geçinerek arıtılmış suyun berraklaşmasına yardım eder. Ürettikleri maddeler ile bakterilerin yumak oluşumuna katkıda bulunur.

### 1.1.3. Havalandırma havuzunda organik madde oksidasyonu

Evsel atıksuda genellikle birçok mikroorganizma türünün büyümesi için yeterli miktarda karbon, azot ve fosfor vardır. Bakterilerin büyüebilmesi için C:N:P oranı 100:5:1 olmalıdır (Metcalf ve Eddy, 1999). Organik madde çözünmüş, koloidal ve partikül halde olabilir. Çözünmüş organikler heterotrof bakteriler tarafından hızlı bir şekilde hücre tarafından kullanılır. Havalandırma havuzlarında kullanılan havalandırıcıların iki rolü vardır. Birincisi sisteme oksijen vermek, ikincisi ise sistemi karıştırarak bakteriler ile organik maddelerin temasını sağlamaktır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu minimum 0.5-0.7 mg/L civarında olmalı ve 0.2 mg/L'nin altına düşmesi halinde nitrifikasyon duracaktır. Aktif çamur sistemlerinin işletilmesinde ise, çözünmüş oksijen konsantrasyonu genellikle 2-4 mg/L arasında tutulur (Metcalf ve Eddy, 1999., Bitton, 2005).

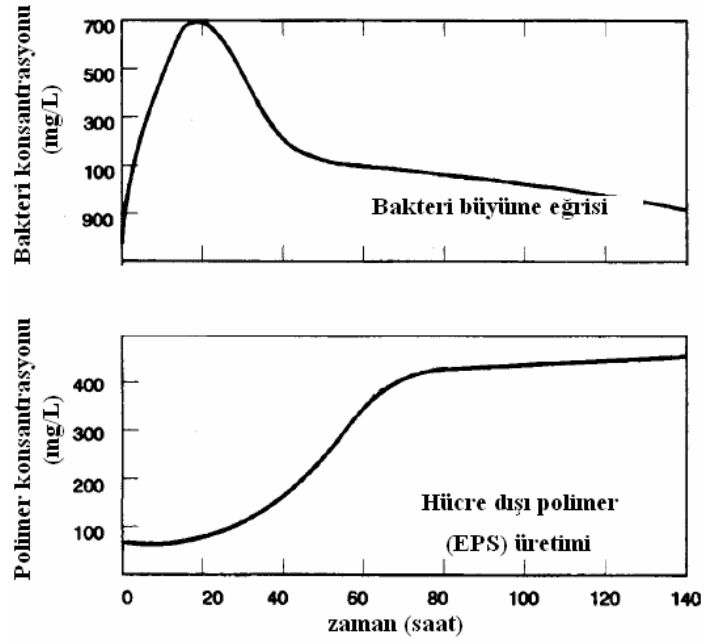
### 1.1.4. Çamur çökmesi

Havalandırma tankından çıkan mikroorganizma ve su karışımı, çökeltme tankına alınarak, su ve çamur birbirinden ayrılır. Çöken çamurun bir kısmı havalandırma tankına geri döndürülerek, havalandırma tankındaki bakteri konsantrasyonu artırılır. Geri kalan çamur ise, aerobik yada anaerobik çamur çürütücüye gönderilir. Mikrobiyal hücreler, birbirine tutunarak yumak oluşturur ve yoğunluğu sudan fazla olan yumaklar çökerek sudan ayrılır. Mikroorganizmaların yumak oluşturması ve agregatlaşması düşük substrat konsantrasyonlarında gerçekleşir. Bunun nedeni ise, substrat sınırlı olup, bir grup bakterinin ürettiği bir ara ürün diğer bir grup bakteri için substrat kaynağıdır. Dolayısıyla, bakteriler birbirine ne kadar yakın durursa, hücre içine substrat alabilme olasılıkları o kadar artar. Dolayısıyla, iyi çamur çökmesi, arıtımın yüksek olduğu durumda gerçekleşir. Düşük F/M oranı ve yüksek çamur yaşlarında çökme daha iyidir. Aktif çamur proseslerinde uygun F/M oranı 0.2-0.5 arasında olup, iyi bir çamur çökmesi olabilmesi için çamur bekletme zamanının en az 3-4 gün olması gerekmektedir. Kötü çamur çökmesi ayrıca, fiziksel parametrelerdeki (pH, sıcaklık, v.b) ani

değişimlerden, nütrient eksikliğinden (azot, fosfor) ve toksik maddelerin (ağır metaller gibi) bulunmasından da kaynaklanabilir (Rittmann ve McCarty, 2001).

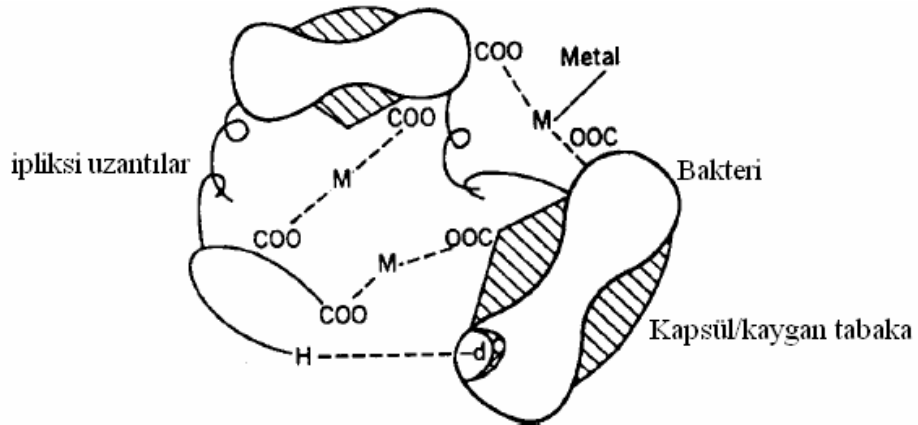
Aktif çamur tesislerinde, yumak oluşumu için geliştirilmiş ve en çok kabul gören modele göre; filamentli bakteriler yumaklara bir bel kemiği oluşturur ve yumak oluşturan *Zooglea* türü bakteriler bu filamentli organizmalara tutunarak, yumaklar oluşur (Bitton, 2005).

Fakat ipliksi mikroorganizmaların olmadığı, oldukça iyi yumaklara rastlanmıştır. Dolayısıyla yukarıda bahsedilen model, bu tür yumakların oluşumunu açıklamada yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle, başka bir alternatif model daha önerilmiştir. Bu alternatif modele göre; hücre içi organik depo maddeleri (poli hidroksi bütrik asit, PHB), yumak oluşumundan sorumludur. Ayrıca, hücre dışı polisakaritler ve hücre dışı gevşek kaygan salgı bakterilerin yumak oluşturmada önemli rol oynar. Dolayısıyla, en çok kabul gören model ikinci bahsedilen model olup, bakteriler tarafından üretilen hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) yumak oluşumundan sorumlu olduğuna inanılmaktadır. EPS bakterilerin içsel solunum fazında üretilmekte olup, mikroorganizmalar arasında bir köprü vazifesi görür. Dolayısıyla, mikroorganizmaların yumaklaşması ile bakteriler tarafından üretilen EPS arasında bir korelasyon vardır. Üretilen EPS miktarı yada konsantrasyonu, sistemde çamur yaşı arttıkça artmaktadır (Şekil 1.8) (Bitton, 2005). Üretilen bu hücre dışı polimerler; karbonhidrat, protein, yağ ve az miktarda nükleik asitten meydana gelir ve biyodegradasyona karşı oldukça dayanıklıdır. Yakın bir geçmişte, EPS’de en önemli maddenin protein olduğu vurgulanmıştır. Protein flok yüzeyinin negatif elektrik yüküne sahip olmasına neden olmaktadır. İki değerlikli  $Ca^{2+}$  ve  $Mg^{2+}$  gibi kationlar, EPS’in negatif elektrik yüklü grupları arasında köprü görevi görerek yumak oluşumuna önemli katkıda bulunur. Fakat  $Na^+$ ,  $NH_4^+$  gibi bir değerlikli kationlar aktif çamurun yumak oluşumunu negatif etkileyerek biyopolimerlerin süspansiyon içine dağılmasına neden olabilir. Dolayısıyla, çamur stabilitesi atıksuyun iyonik gücüne göre değişiklik göstermektedir. Buna göre önerilen aktif çamur yumağı, Şekil 1.9’da gösterilmiştir.



Şekil 1.8. Bakteri büyümesi ile hücre dışı polimer üretiminin değişimi (Bitton, 2005)

Her ne kadar, EPS ve ipliksi bakteriler yumak oluşumu için gerekli olsa da, fazla miktarda EPS üretimi ve ipliksi bakteri mevcudiyeti kötü çamur çökmesine neden olmaktadır. Fazla miktarda ipliksi bakteri üretiminden dolayı oluşan ve kötü çökme özelliğine sahip çamura, ipliksi kabarma (ipliksi şişkin çamur) (filamentous bulking) denirken, aşırı EPS üretiminden dolayı oluşan kötü çökme özelliğine sahip çamura ipliksi olmayan kabarma (non-filamentous bulking) denir. EPS ayrıca, atıksudan fosfor giderimine de katkıda bulunur. Mikrobiyal flokülasyon; polielektrolit, demir veya alüminyum gibi koagülant tuzların ilavesi ile arttırılabilir (Rittmann ve McCarty, 2001 ve Metcalf ve Eddy, 1999).



Şekil 1.9. Bir bakteri yumagının şematik gösterimi (Bitton, 2005)



Çamur çökebilirliği, geleneksel bir metot olan çamur hacim indeksi (ÇHİ) ölçümü ile belirlenir. Bunun için havalandırma tankından alınan 1 L lik karışık çamur 30 dakika çökmeye bırakılır. 30 dakika sonunda 1 gram kuru çamurun kapladığı hacim olarak tanımlanan ÇHİ aşağıdaki formül ile hesaplanır (Metcalf ve Eddy, 2001).

$$\text{ÇHİ (ml/g)} = \text{ÇH} \times 1000 / \text{AKM} \quad (1.1)$$

Burada, ÇH = 30 dakika sonunda çöken çamurun mL cinsinden hacmi,

AKM = askıda katı madde konsantrasyonu (mg/L).

AKM konsantrasyonu 3500 mg/L den düşük olan klasik aktif çamur tesisleri için normal değer 50-150 mL/g olup, ÇHİ > 150 ise çamur kötü çökme özelliğine sahiptir denir.

## 1.2. Aktif Çamur Prosesinin İşletilmesi ve Performansının Tahmin Edilmesi

Çevre konularına artan hassasiyetin bir sonucu olarak, uzmanlar atıksu arıtma tesislerinin daha iyi işletilmeleri ve kontrol altına alınması konularına odaklanmıştır. Atıksu arıtma tesisinin hizmet verdiği toplumun yaşam standardına bağlı olarak, atıksu arıtma tesisine gelen atıksu özellikleri ciddi değişimler göstermektedir. Dolayısıyla, bir arıtma tesisinin performansı; işletme mühendisinin geçmiş tecrübelerine dayanılarak işletilmekte olup, tesisin performansı tamamen işletme mühendislerinin vereceği karara bağlıdır (Hong ve ark., 2003; Mjalli ve ark., 2007). Bir arıtma tesisine gelen atıksu karakteristiği ayrıca gün içerisinde zamana bağlı olarak değişmekte olup, tesise homojen bir su vermek neredeyse imkansızdır (Hamed ve ark., 2004; Mjalli ve ark., 2007; Moral ve ark., 2008). Bu durum, işletmeyi zorlaştırmakta olup tesisin performansını önemli ölçüde etkilemektedir. Uygun bir şekilde arıtılmadan deşarj edilen suların kaynaklanan birçok sağlık riski doğabilmekte ve bu tür sular insanlar için tehlikeli olabilecek hastalıklar

yayabilmektedir. Dolayısıyla, yönetmelikler ile atıksu arıtma tesislerinden deşarj edilebilecek suya ait sınırlamalar getirilmekte ve atıksu arıtma tesislerinin bu sınır değerleri karşılaması gerekmektedir (Mjalli ve ark., 2007).

Uzmanlık ve personel eksiklikleri de bir atıksu arıtma tesisinin etkili bir şekilde işletilmesini zorlaştıran en önemli nedenlerdendir. Arıtma tesisleri genellikle yerleşim yerlerinden uzakta yapılmakta olup, bu durum tesisin kontrolünü ve yönetimini önemli bir problem yapmaktadır. Otomasyon ve uzman sistemlerin kullanılmasıyla bu problemler kısmen çözülebilir. Fakat, bu tür uygulamalarda farklı durum ve yüklemelere maruz kalan sistemin performansını ve tepkisini tahmin edebilecek iyi modellere ihtiyaç vardır (Moral ve ark., 2008).

Aktif çamur sistemi uzun yıllardır evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımı amacıyla kullanılan biyolojik bir arıtma çeşididir. Aktif çamur prosesinin iyi bir şekilde modellenmesi için 1970’li yıllardan beri yoğun çalışmalar yapılmaktadır. Bu amaçla ASM1, ASM2, ASM2d ve ASM3 modelleri geliştirilmiştir. ASM2 (Henze ve ark., 1995) modeli AMS1’in geliştirilmiş bir versiyonu olup biyolojik azot ve fosfor giderimini amaçlamaktadır. ASM3 (Gujer ve ark., 1999) ise, farklı bir yaklaşım yaparak kullanılan diğer ASM modellerini kolaylaştırmaya çalışmıştır.

Geliştirilen çeşitli ASM modellerine rağmen, gerçek bir arıtma tesisinin performansının tahmin edilmesi oldukça zor bir iştir. Bunun nedeni ise; sistemdeki karışık biyolojik reaksiyonlar ve sisteme gelen atıksu debisinin ve içeriğinin çok değişiklik göstermesidir. Ayrıca, ASM modellerinde parametre tahmini ve model kalibrasyonu oldukça zaman alıcı ve uzmanlık gerektiren bir iştir. Bu nedenle, geliştirilmiş ASM modellerinin gerçek boyuttaki arıtma tesislerine uygulamaları oldukça zaman alıcı ve zor bir işlemdir (Moral ve ark., 2008).

Atıksu arıtma tesisinin daha güvenli bir şekilde işletilmesi ve kontrol altına alınabilmesi için tesisin geçmişe ait verileri kullanılarak geliştirilen modellerin kullanılması oldukça yararlı olacaktır. Atıksu arıtma tesisleri, birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik proses içermektedir (Mjalli ve ark., 2007). Genellikle bu prosesler doğrusal olmayan (non-linear) özellik gösterip, doğrusal matematiksel modeller ile sistemin tanımlanması oldukça zordur (Plazl ve ark., 1999). Ayrıca, atıksu arıtma tesisine giren atıksuyun karakteristiği ve debisi de sürekli olarak

değişiklik gösterip, bu değişim model parametrelerini ve tesisin kontrolünü önemli ölçüde etkilemektedir. Bu nedenle, bir atıksu arıtma tesisinin modellenmesi oldukça zor olup, mevcut modellerin birçoğu çeşitli kabuller kullanılarak geliştirilmiş yaklaşımlardan ibarettir.

Son zamanlarda, geçmişe ait verilerin kullanılarak modellemelerin yapıldığı Yapay Sinir Ağları (ANN) tarzı modeller kompleks ve dinamik çevresel sistemlerin modellenmesinde sıklıkla kullanılmaktadır. ANN gibi modeller uzun zaman alıcı gibi görünse de, hızlı bilgisayarların gelişmesiyle beraber ANN modellemeleri oldukça kısa zamanlarda yapılabilmektedir. ANN insanların nöron sistemlerinden esinlenerek ortaya çıkarılmıştır (Jain ve Mao, 1996). ANN doğrusal olmayan birçok sistemin modellenmesinde başarıyla kullanılmıştır. Güvenilirliği, geçerliliği ve mühendislik uygulamalarında ümit vadeden uygulamaları nedeniyle, yapay sinir ağları atıksu arıtma tesislerinin modellenmesinde ve kontrol altına alınabilmesinde de kullanılabilir. Normal olarak, yapay sinir ağları tesisin geçmişe ait verilerinin kullanılmasıyla geliştirilir. Bir arıtma tesisinde, modellemenin dayandığı çeşitli kilit parametreler vardır. Bu parametreler; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve askıda katı madde konsantrasyonu (AKM) dur. Arıtma tesislerinin ANN ile modellenmesi konusunda yapılan çalışmaların çoğunda bu parametreler kullanılmıştır (Hong ve ark., 2003; Hamed ve ark., 2004; Zhu ve ark., 1998; Cote ve ark., 1995; Lee ve ark., 2002).

ANN modelinin kurulabilmesi için sistemden yoğun olarak veri toplanmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Modelin kurulmasını takiben, modeli kontrol etmek amacıyla çok daha az sayıda veri toplanması yeterlidir. Eğer, ölçülen veriler ile model tahminleri arasında bir uyumsuzluk gözlenmeye başlanırsa, en son elde edilen veriler kullanılarak, sistemin öğrenme aşaması tekrarlanabilir ve böylece ANN kendini sistemin değişen şartlarına sürekli olarak yeniden adapte edebilir. Ayrıca, ANN ile kurulan model, mekanistik bir modelle birleştirilerek kullanılması gereken matematiksel işlem sayısını azaltabilir (Moral ve ark., 2008).

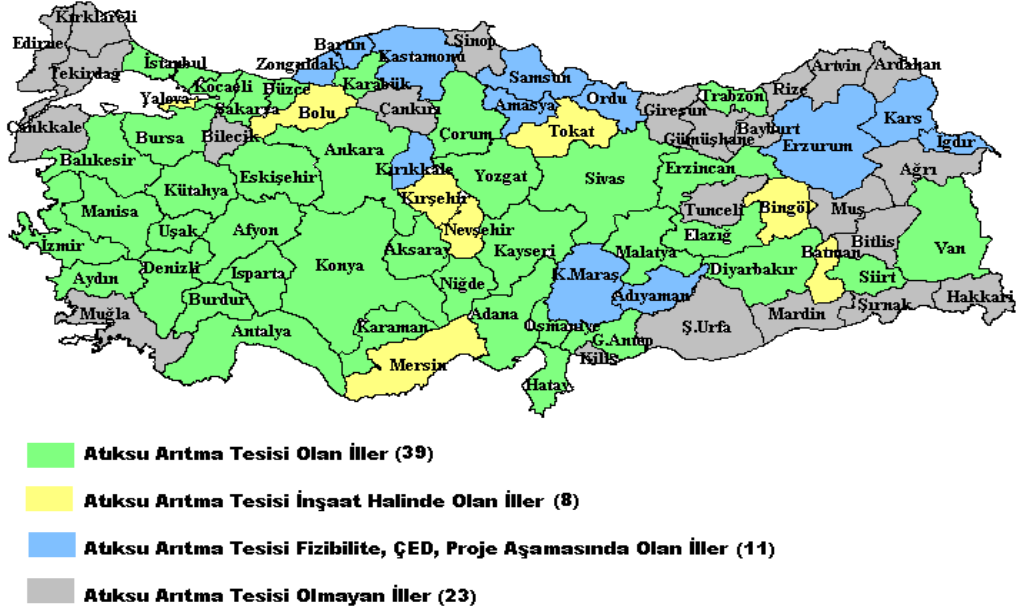
ANN kullanarak bir arıtma tesisinin modellenmesi, sistemin performansında ve kullanılan ANN'nin yapısına bağlıdır. Kullanılacak ANN için en iyi yapının seçilmesi, deneme-yanılma yöntemi ile olur.

ANN ile arıtma tesislerinin modellenmesine yapılan literatür çalışmalarında genellikle tesis çıkışına ait KOİ değerinin tahminine odaklanmıştır. Fakat artan sıkı deşarj standartlarıyla beraber tesis çıkışında diğer önemli parametreler olan azot ve fosfor konsantrasyonlarının da düzenli olarak izlenmesi ve modellenmesi gerekmektedir. Bu nedenle, önerilen çalışma da Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait veriler kullanılarak sistemin ANN ile modellenmesi ve sistem çıkışında KOİ, BOİ, azot ve fosfor konsantrasyonlarının tahmin edilmesine çalışılmıştır. Ayrıca, aktif çamur tesislerinde en önemli problemlerden biri olan çamur kabarması da ANN ile tahmin edilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla, havalandırma havuzunda ölçülen ÇHİ değerleri kullanılmıştır.

Şahinkaya E. daha önce yaptığı çalışmalarda ANN kullanarak sülfidojenik reaktörlerin modellenmesi (Sahinkaya ve ark., 2007; Sahinkaya, 2009), Harran Ovası'nda nitrat konsantrasyonunun değişiminin modellenmesi (Yesilnacar ve ark., 2008) konusunda çalışmalar yapmış olup, yapılan bu çalışma ile ANN uygulama sahalarının geliştirilmesi ve gerçek ölçekli farklı çevresel sistemlerin ANN ile modellenmesi hedeflenmiştir.

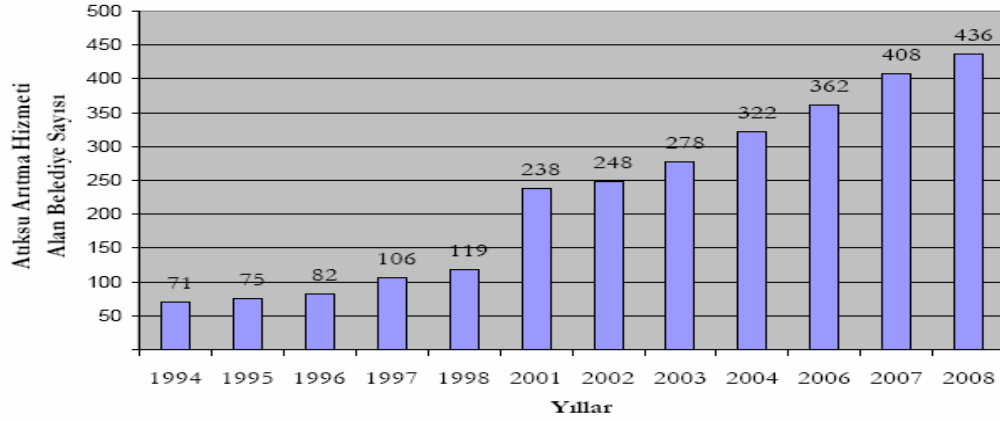
### 1.3. Türkiye'de Atıksu Arıtma Tesislerinin Durumu

Büyük atıksu debilerine sahip kentsel atıksuların toplanması, atıksu arıtma tesislerinde arıtılması ve deşarjı ile ilgili kuruluşlar, özellikle belediyeler, Çevre ve Orman Bakanlığı kontrolünde atıksu arıtma tesislerini kurarak işletmektedirler. Ülkemizde il bazında atıksu arıtma tesisi bulunan belediyelerimizin genel durumu Şekil 1.10' de verilmiştir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).



Şekil 1.10. Türkiye’de atıksu arıtma tesislerinin durumu (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).

TÜİK Başkanlığı tarafından, belediye teşkilatları kurulmuş bütün belediyelerden elde edilen “Belediye Atıksu Temel Gösterge Sonuçları”na göre; *atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye sayısı*, son yıllarda artış göstermiştir. Atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye sayısı 2001 yılında 238, 2004 yılında 322, 2006 yılında ise 362 olarak belirlenmiştir. Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından 2008 yılı sonunda elde edilen verilere göre atıksu arıtma tesisi ile hizmet edilen belediye sayısı 436 olarak belirlenmiştir (Şekil 1.11) (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).



Şekil 1.11. Atıksu arıtma hizmeti verilen belediye sayısı ( 1994 – 2008 )

Belediye Atıksu Temel Gösterge Sonuçları ve 2007 nüfus sayımı sonuçları birlikte değerlendirildiğinde nüfusu 100.000’in üzerinde olan yerleşim yerlerinin büyük oranda atıksu arıtma tesisi hizmetinden yararlandığı görülmektedir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).

“Belediye Atıksu Temel Gösterge Sonuçları”na göre; 2001 yılında, *atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam belediye nüfusuna oranında* da kayda değer bir artış görülmüştür. 2001 yılında, yalnızca belediye nüfusunun %34,60’ı atıksu arıtma tesisine bağlı iken, 2004 yılında bu oran, %44’e, 2006 yılında ise %51’e yükselmiştir. 2007 yılında bu oran %60’a, 2008 sonu itibariyle ise bu oran %65’e ulaşmıştır. Ancak, Türkiye geneline bakıldığında, 2006 yılında, atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı ise %42 olarak belirlenmiştir. Bu değer, gerçekleştirilen gelişmeler tarafından henüz ihtiyaçların karşılanamadığını göstermektedir. Ayrıca, 2006 yılı verilerine göre; bu atıksu arıtma tesislerinin 14’ü fiziksel, 73’ü biyolojik, 13’ü ileri arıtım yöntemleri ile arıtım yapmaktadır (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008-2012).

#### 1.4. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinin Tanıtılması

Denizli Atıksu Arıtma Tesis (Şekil 1.12), 1995 yılında İller Bankası tarafından ihale edilmiş olup 1996 yılında inşaatına başlanmıştır. Tesis, 2005 ve 2025 yıllarına göre iki kademeli olarak projelendirilmiştir. Proje debisi 2005 yılı için 1692 lt/sn, 2025 yılı için 2806 lt/sn'dir. Proje nüfusu ise 2005 yılı için 378.353 kişi, 2025 yılı için 703.838 kişi olarak kabul edilmiştir.

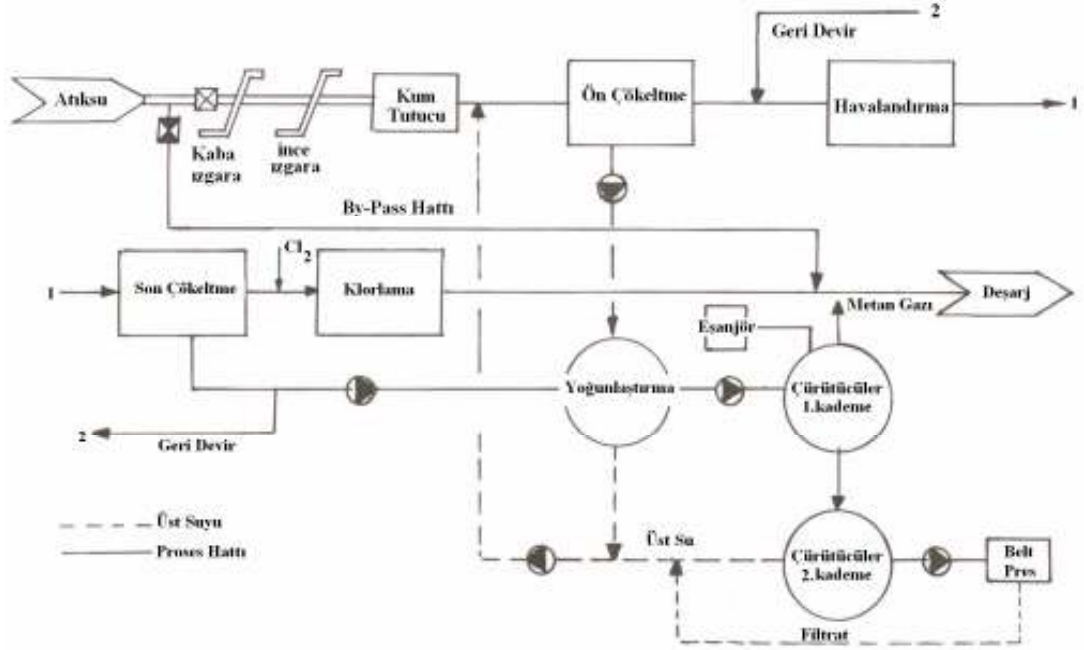


Şekil 1.12. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesis

Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisine evsel ve sanayiden gelen kirlilik yükleri hesaplanırken İller Bankası'nca öngörülen birim değerler esas alınmıştır. Buna göre tesise gelmesi beklenen  $BOI_5$  yükü 54 gr/kişi gün, toplam azot yükü 10 gr/kişi.gün, toplam fosfor yükü 2 gr/kişi.gün, AKM yükü ise 140 gr/kişi.gün olarak esas alınarak projelendirme yapılmıştır. Ayrıca sanayiden gelecek debi ve kirlilik yükü de göz önüne alınarak projelendirmede esas alınan debi ve kirlilik yüklerine ulaşılmıştır.

2007 yılında işletmeye alınan Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi belediye sınırları içerisinde toplanan, ayrıca bazı çevre belediyelerden toplanarak arıtma tesisine ulaşan tüm evsel ve endüstriyel atıksuları klasik aktif çamur sistemine göre biyolojik olarak arıtmaktadır.

Arıtma tesisine ait akım diyagramı Şekil 1.13’de verilmiştir.



Şekil 1.13. Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait akım diyagramı

Atıksu tesise 1600 mm çaplı kollektör ile gelmektedir. Tesisin inşa edildiği arazinin doğal eğimi ve 1600 mm çaplı kollektörün geniş kotu girişte terfi yapmayı gereksiz kılmıştır. Atıksu kollektörden tesis giriş yapısına gelmekte, buradan manuel temizlemeli kaba ızgara ve mekanik temizlemeli ince ızgaralardan oluşan üniteye girmektedir. Kaba ızgaralar elle temizlemeli, ince ızgaralar ise mekanik temizlemelidir. Tesiste, bakım ve onarım amacıyla iki adet ızgara inşa edilmesi tesise işletim elastikiyeti sağlamıştır. Izzgaraların önüne ve arkasına monte edilen sürgülü kapaklar bakım ve onarım esnasında kanalın boşaltılmasına ve yedek ızgaranın devreye alınmasına olanak sağlar.

Izzgaradan geçen atıksu, sürgülü kapaklardan geçerek iki adet trapez kesitli havalandırılmalı kum tutucuya gelir. Atıksu havalandırılmalı kum tutucuya girdikten



sonra, kum tanecikleri; büyüklüklerine, özgül ağırlıklarına ve havuz içinde havalandırma ile yaratılan dönme hızına bağlı olarak tabana çökmeye başlarlar. Daha hafif olan organik maddeler ise dönme etkisi ile askıda tutulur ve kum tutucu çıkışına kadar her hangi bir çökme olmadan taşınırlar. Tabana çökelen kum tanecikleri spiral akım etkisiyle kum toplama oluşuna taşınırlar. Difüze hava hız kontrolünü sağlar ve sistem işletme bakımından oldukça esnekler. Kum tutucularda bünyesindeki inorganik katı parçalardan, kum, çakıl vs. çökebilir katı malzemelerden temizlenmiş olan atıksu, kum tutucunu çıkış yapısından bir açık kanala geçer. Bu kanalda inşa edilmiş olan parshall savağından geçerken, buraya monte edilen ultrasonik debi ölçerle ‘Tesis giriş debisi’ ölçülür.

Tesiste 47x10x3 m ebadında 8 adet mevcut olan ön çökeltim havuzu dikdörtgen formda olup, giriş haznesinden, atıksuyun havuz ekseni boyunca eşit dağılımı sağlamak amacıyla delikli bir perde yapılmıştır. Giriş deliklerinin çapı su hızınının 0.08-0.16 m/sn değerleri civarında olmasını sağlayacak şekilde projelendirilmiştir (Şekil 1.14). Gelen suyun enerjisini kırmak ve uniform dağılımı sağlamak için ‘stengel’ tipi besi ağızları kullanılmıştır. Çıkış yapısı olarak havuz çevresi boyunca monte edilen üçgen savaklar kullanılmış, yüzen maddelerin sıyırılması için yüzey küreyici ve yüzücü katıların kaçmasını engellemek için savakların önüne batık perde inşa edilmiştir. Ön çökeltim havuzlarından savaklanarak toplanan sular çıkış kanalına gelir. Ön çökeltme çıkış kanalı, havalandırma havuzları giriş kanalına bağlanmaktadır. Tabana çökelen çamur, doğrusal tip sıyrıcılarla havuz tabanında bulunan çamur toplama konisine aktarılarak, buradan belirli aralıklarla galeri içerisinde bulunan çamur pompaları ile uzaklaştırılır.



Şekil 1.14. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait ön çökeltim havuzu

Ön çökeltim havuzundan savaklanan atıksu geri devir çamuru ile karışımın sağlandığı bir kanala buradan da sürgülü kapaklardan geçerek 47x15x3,5 m ebadında 11 adet havalandırma havuzlarına gelir (Şekil 1.15). Havalandırma havuzu biyolojik arıtma tesislerinin kalbidir. Bu ünite mikroorganizmaların katıları ayrıştırması için ihtiyaç duyduğu oksijen, yüzeysel havalandırıcılar ile suya kazandırılır ve askıda kalmaları için gerekli karışım yaratılır. Havalandırma havuzları 4-6 saatlik kısa havalandırma sistemine göre inşa edilmiştir.



Şekil 1.15. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait havalandırma havuzu

Havalandırma havuzlarını çıkış kanalı, son çökeltim havuzlarının giriş kanalına bağlanmaktadır. Buradan da sürgülü kapaklarla her biri 47x10x3,5 m ebadında 17 adet dikdörtgen formda son çökeltim havuzuna dağıtılır. Burada çöktürülen ve istenilen deşarj standartlarına getirilmiş arıtılmış su, savaklanarak deşarj edilir. Son çökeltim havuzu dikdörtgen formda olup, giriş yapısında, atıksuyun havuz eksenini boyunca eşit dağılımı sağlamak amacıyla delikli bir perde yapılmıştır. Giriş deliklerinin çapı su hızının 0.08-0.16 m/sn değerleri civarında olmasını sağlayacak şekilde projelendirilmiştir. Gelen suyun enerjisini kırmak ve üniform dağılımı sağlamak için ön çökeltim havuzlarına benzer olarak 'stengel' tipi besi ağızları kullanılmıştır. Çıkış yapısı olarak havuz çevresi boyunca monte edilen üçgen savaklar kullanılmış, havuz içerisinde iki taraftan savaklanma olacak şekilde kutu savak olarak projelendirilmiştir. Yüzen maddelerin sıyrılması için yüzey küreyici ve yüzücü katıların kaçmasını engellemek için savakların önüne batık perde inşa edilmiştir. Son çökeltim havuzlarından savaklanarak toplanan sular çıkış kanalına gelir. Buradan 1400 mm çaplı boru ile klorlama ünitesinin girişine bağlanmaktadır.

Son çökeltimden çıkan arıtılmış su için, klorlama sistemi ve klor binası bulunmaktadır (Şekil 1.16). Klor, gaz halinde tanklarda depolanmaktadır. Klor gazı, booster pompalarının bastığı su ile karıştırılarak klor havuzu girişine dozlanmaktadır. Klor binasının içerisinde klor tankları, klorinatörler, boster pompaları, klor gazı emniyet sistemi bulunmaktadır. Klor çözeltisi, son çökeltim havuzu ile klorlama havuzu arasında ki boruya monte olan ultrasonik debimetreden geçen debiye orantılı olarak dozlanmaktadır.

Çamur geri çevrim işlemi, havalandırma havuzundaki AKM konsantrasyonunu istenen değerde tutmak için son çökeltim havuzunda çökelen ve daha yoğunlaştırılmış hale getirilen çamurun bir kısmının havalandırma havuzuna geri devrettirilmesi işlemidir. Geri çevrim debisi, atıksu debisinin bir fonksiyonudur ve tesiste geri çevrim oranı % 25-50 olarak öngörülmüştür. Mikroorganizmaların büyüme ve çoğalma hızlarını dengede tutmak ve kütle dengesinin nihai kontrolü için fazla çamur periyodik olarak sistemden atılır.



Şekil 1.16. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait klorlama havuzu

Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisinden çıkan artık çamurlar, ön çöktürme ve son çöktürme havuzlarından kaynaklanmaktadır. Son çökeltme havuzlarından çıkan artık biyolojik çamur, fazla çamur terfi tankına alınmakta ve buradan da ön çökeltme havuzlarından çıkan çamurlar ile birlikte 18 m. çapında 4,5 m yüksekliğinde 2 adet çamur yoğunlaştırma havuzlarına basılmaktadır. Çamur yoğunlaştırma tanklarında biriken çamurlar ise çamur çürütücülere (Şekil 1.17) basılırken, oluşan süzöntü suları tesis giriş yapısına verilmektedir. Çamur yoğunlaştırma tankından alınan çamur ilk önce öğütücülerden geçmektedir. Burada çamur öğütülerek tıkanmaların önüne geçilir ve çamur daha rahat bir şekilde çamur çürütücülere basılır. Çamur çürütücülere basılan yoğunlaşmış çamurun sıcaklığını arttırmak amacı ile çamur öncelikle eşenjörden geçirilir. Burada çamurun sıcaklığının 35°C olması sağlanır. Çamur çürütücülerdeki çamurun sıcaklığı 32-38 °C

arasında olması gereklidir. Optimum sıcaklık ise 35 °C dir. Çamurun eşanjörlerde tıkanıklığını azaltmak amacı ile eşanjörlerin önüne filtreler monte edilmiştir. Bu filtrelerde 10 mm den büyük parçalar tutularak eşanjörün tıkanması önlenir. Eşanjörden geçen çamur 1. kademe çamur çürütücü tanklarına dağıtılır. Eşanjörden geçen çamur, çürütüçülere girmeden önce debi ölçer ile miktarı belirlenir. Biyogaz ünitesinde yer alan 20 m çapında 18 m yüksekliğinde 2 adet 1. kademe çamur çürütme tanklarına gelen çamur, bunların merkezine yerleştirilen karıştırıcılar ile karıştırılırlar. Karıştırıcılar ile homojen bir şekilde karıştırılan çamur, geri devir pompaları ile birlikte eşanjöre gönderilerek ısıtılır. Eşanjörde ısıtma işlemi, çamurun sıcaklığının 35 °C değerine gelmesine kadar devam eder. Çürütme işlemi sonucunda oluşan metan gazının ihtiyaç kadarı tekrar çamurun ısıtılmasında kullanılmakla birlikte, geri kalan kısmı kış aylarında tesiste bulunan idari bina ve lojman binalarının ısıtılmasında kullanılmakta olup, fazla metan gazı fleyr ünitesinde yakılmaktadır.

Çürütme işlemine tabi tutulmuş arıtma çamurları katyonik polimer ile şartlandırılmakta ve 3 adet Beltfiltre pres ünitesinde susuzlaştırılmaktadır.



Şekil 1.17. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait 2. kademe çamur çürütücüler

Tesiste tüm sistemler PLC-SCADA ve otomasyon sistemi ile 24 saat kontrol edilmektedir (Şekil 1.18).



Şekil 1.18. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait SCADA odası

Arıtma tesisinde mevcut bulunan atıksu laboratuvarında tesisin giriş ve çıkış suyundan kompozit numune alma cihazları ile alınan 2 saatlik ve 24 saatlik kompozit numunelerin Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre tüm analizleri yapılmaktadır (Şekil 1.19).



Şekil 1.19. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisine ait tesis laboratuvarı

## 2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

### 2.1. Yapay Sinir Ağları İle Atıksu Arıtma Tesis Performansının Tahmini

Yapay sinir ağlarının gelişimi, bilim adamlarına sinir sisteminin karmaşıklığını anlamada yardım etmek amacıyla 1940'lı yıllarda başlamıştır. Yapay sinir ağları sürekli olarak gelişerek, bilimin bütün alanlarında kullanılmaya başlamıştır. Basit olarak, yapay sinir ağları insan beyninin öğrenme işleminden esinlenmiş olan sayısal bir yapıdır. Yapay sinir ağları, birçok alanda problem çözme, tahmin etme ve modelleme çalışmalarında kullanılmaktadır. Yapay sinir ağlarının kullanımına olan ilginin artmasıyla beraber, yapay sinir ağlarının teorik alt yapısı ile öğrenme ve optimizasyon algoritmaları da sürekli olarak geliştirilmektedir. Yapay sinir ağlarının kullanıldığı alanlardan biri de kimyasal ve biyolojik sistemlerin modellenmesidir. Bu tip modellerin normal matematiksel modellerle tanımlanmaya çalışılmasında, birçok katsayının belirlenmesi ve birçok kabulün yapılması gerekmekte olup, kimi zaman elde edilen sonuçlar doğruluktan çok uzakta olabilmektedir. Dolayısıyla, birçok belirsizliğin olduğu bu gibi sistemlerin modellenmesinde yapay sinir ağları güvenilir ve uygulaması kolay bir alternatif model olarak karşımıza çıkmaktadır.

Yapay sinir ağları, kurulumuna bağlı olarak çeşitli şekillerde sınıflandırılabilir (Mjalli ve ark., 2007);

- Tek ve çok-katmanlı (single and multi layer) ileri beslemeli (feedforward) ağlar
- Geri beslemeli ağlar
- Yinelenen ya da döngülü (recurrent) ağlar
- Kişisel olarak organize edilmiş (self-organized) ağlar.

En çok kullanılan ağ tipi ileri beslemeli ağlardır. Burada, sistem bir girdi (input), bir çıktı (output) ve en az bir tane de gizli (hidden) katmandan meydana gelir. İleri beslemeli terimi, girdi verisinden, çıktı verisini hesaplamak için izlenen yolu tarif etmektedir. Bu ağ sisteminde nöronlar arasındaki bağlantıda bir döngü olmayıp, sürekli ileri doğru bir yol izlenmektedir. Kurulan network (ağ) yapısı ne kadar karmaşık olursa olsun, ağın yapıcı bloğu basit bir yapısı olan nörondur. Nöronlar, giriş verilerine birer ağırlık fonksiyonu ekleyerek toplar ve belirli aktivasyon fonksiyonları kullanarak çıktıları hesaplar. Kullanılan ağdaki gizli birime ağın doğrusal olmayan yapısını tanıtmak için aktivasyon fonksiyonuna ihtiyaç vardır. Aktivasyon fonksiyonları için sigmoidal ve Gaussian fonksiyonlar en çok kullanılan fonksiyonlardır. Nöron sisteminin yapısı, nöron sayısı ve nöronların birbirine bağlanma şekli ile tanımlanır. Kurulan ağ sistemi, bir set girdi-çıkıtı veri ile beslenerek, yeni çıktılar almak için öğrenme işlemi gerçekleştirilir. Öğrenme işleminde, hedef veri ile hesaplanan veri arasındaki hatayı azaltmak için bir optimizasyon algoritması kullanılır. Bu optimizasyon algoritması nöronların ağırlıklarını değiştirmek suretiyle, en doğru çıktıları almamızı sağlar.

Giriş-hedef verileri genellikle programa verilmeden düzenlenerek öğrenme işleminin daha iyi olması ve tahminlerin daha doğru olması sağlanır. Yapay sinir ağları sisteminde veriler genellikle üç alt kısma bölünür;

**1- Öğrenme**

**2- Güvenilirlik**

**3- Test**

Öğrenme verisi, ağ sisteminin öğrenme basamağında kullanılır. Öğrenme sırasında ANN ağırlıkları optimize ederek en düşük hatanın elde edilmesini sağlar. Backpropagation, bir öğrenme tekniği olup bu amaç için en çok kullanılan yöntemdir. Bu öğrenme sisteminde, duruma sipesifik hata fonksiyonun eğimi ileri beslemeli ağdaki ağırlıklara karşılık hesaplanır. Daha sonra, geçerlilik verileri kullanılarak ağ sisteminin performansı kıyaslanır. Son olarak, test verileri



kullanılarak sistemin girdi verilerini kullanarak çıktı verilerini ne kadar iyi tahmin edebildiği ölçülür (Mjalli ve ark., 2007).

ANN'de öğrenme oldukça önemli olup, öğrenmenin iyi yapılamamış olması durumunda ANN tahmin verileri hedef verilerden uzakta olabilir (underfitting veya overfitting durumları gözlenebilir). Underfitting, karışık bir veri sistemini modellemek için sisteme kıyasla basit bir ANN sisteminin kullanılması durumunda gerçekleşir. Fakat overfitting; kullanılan ağ sisteminin gereğinden fazla komplike olması durumunda gözlenir ve bu durumda ANN sistemi sinyale ek olarak veri sistemindeki küçük dalgalanmaları (noise) da dikkate alır. Bu durumdan kaçınmak gereklidir, çünkü öğrenme verisinin sınırları dışında tahminler gerçekleştirilebileceği gibi, oldukça düzgün bir veride bile dalgalanmalı (noise) tahminler gerçekleştirilebilir. Bu durumdan kurtulmak için literatürde birçok metottan bahsedilmiştir (model seçimi (model selection)), erken sonlandırma (early stopping), ağırlık azaltımı (weight decay), Bayesian öğrenme ve ağ sistemlerini birleştirme (combining Networks)) (Smith, 1996).

ANN dizaynında, network (ağ sistemi) yapısının seçimi en önemli adımdır. Ağ sistemi yapısının seçiminde, bilgisayar işlem zamanını kısa tutacak, iyi tahmin yapacak ve overfitting yapmaktan sakınacak bir sistem olmasına dikkat edilir. En uygun gizli katman (layer) sayısının seçimi birçok faktöre bağlıdır. Öğrenme verisinin boyutu, hedef verideki noise, modellenecek sistemin karmaşıklığı, aktivasyon fonksiyonun tipi gibi faktörler seçilecek gizli katman sayısını etkilemektedir. En uygun gizli katman sayısının seçiminde, deneme yanılma yaparak her türlü alternatife ait hatalarının ve performansın hesabı dışında bir yol yoktur. Gerekenden az sayıda gizli katman sayısının modellemede kullanımı, sistemi gerekenden daha basit yaparak, öğrenme hatasının ve doğal olarak tahmin hatasının artmasına sebep olarak underfitting gözlenebilir.

Dolayısıyla, iyi bir ANN modellemesi yapabilmek için ANN yapısının öncelikle optimize edilerek geliştirilmesi ve iyi bir öğrenmenin sağlanması gerekmektedir. Ayrıca, sisteme öğrenme aşamasında girilecek veriler özenle seçilmelidir.

## 2.2. Yapay Sinir Ağları Modellemesinde Yapılmış Olan Çalışmalar

Yukarıda bahsedildiği gibi, sistemde meydana gelen karmaşık biyokimyasal reaksiyonlar ve sisteme gelen atıksu debisindeki zamana bağlı değişimler nedeniyle, bir aktif çamur sisteminin klasik sistemlerle modellenmesi oldukça güç bir işlemdir. Kinetiği etkileyecek parametreler arasındaki ilişkinin tam olarak anlaşamadığı durumlarda, reaktör performansını tahmin etmek için kara-kutu (black-box) modellerinin kullanılması önemli bir avantaj sağlayacaktır (Strik ve ark., 2005). Bu bağlamda, bir kara kutu model olarak nöral network (ANN) oldukça yaygın bir kullanıma sahiptir. ANN ile performans tahmin ederken, performansı etkileyebilecek parametrelerin birbirleri arasındaki ilişkinin ve yapısının bilinmesi gerekmektedir. Ayrıca, ANN sistemi çok hızlı bir şekilde öğrenebilmekte ve sistemde meydana gelen değişikliklere göre hızlı bir şekilde yeniden öğrenebilmektedir. Şimdiye kadar, Çevre Mühendisliği alanında ANN'nin birçok uygulaması yapılmıştır. Örnek verecek olursak; çözülmüş organik karbon ve azot konsantrasyonunun nehirde değişimi (Clair ve Ehrman, 1996), tuzluluğun tahmini (Maier ve Dandy, 1996), hava kirliliğinin modellenmesi (Abdul-Wahab ve Al-Alawi, 2002; Nunnari ve ark., 2004), kanalizasyon sistemlerindeki kokunun kullanılarak BOİ konsantrasyonunun tahmin edilmesinde (Onkal-Engin et al., 2005), sülfat içeren atıksuların arıtımında kullanılan biyoreaktörlerin performanslarının tahmininde (Sahinkaya ve ark., 2007; Sahinkaya, 2009) ve düzenli depolama sahalarında sızıntı suyu miktarının tahmin edilmesinde (Karaca ve Ozkaya, 2006).

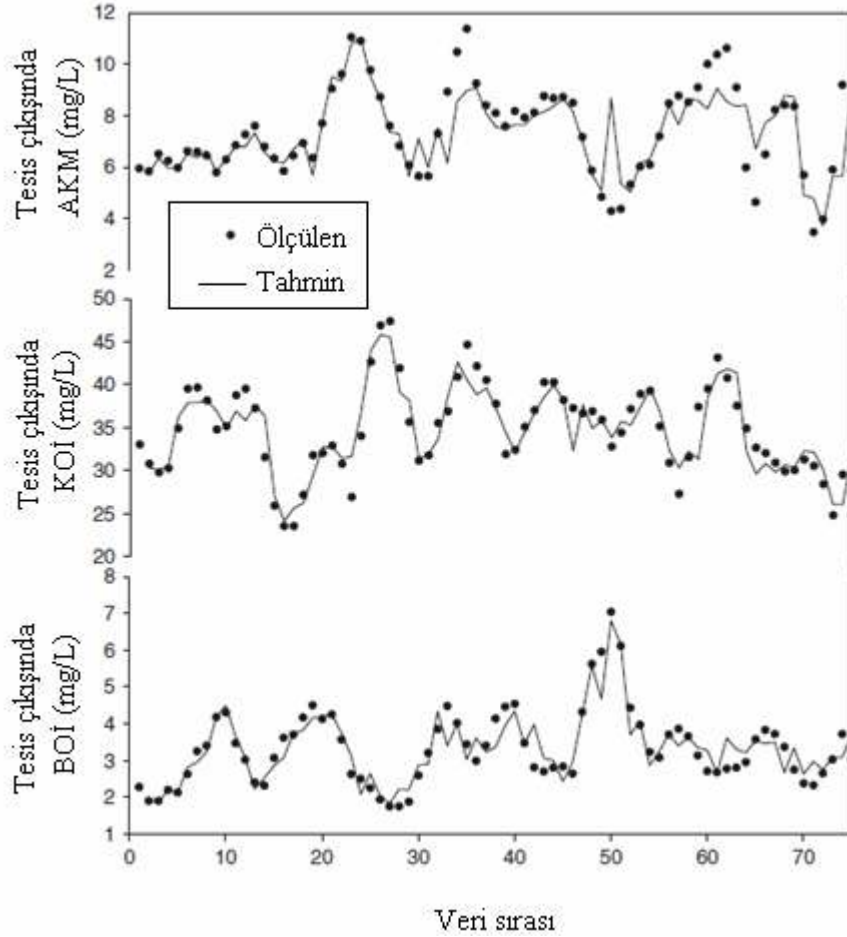
ANN ile atıksu arıtma tesislerinin modellenmesine yönelik de çeşitli çalışmalar yapılmıştır (Mjalli ve ark., 2007; Moral ve ark., 2008). Mjalli ve ark. (2007) tarafından yapılan çalışmada, yapay sinir ağları kullanılarak mevcut bir arıtma tesisinin performansının tahmin edilmesine çalışılmıştır. Bu çalışmada kullanılan tesis gerçek ölçekli bir tesis olan Doha West Atıksu Arıtma Tesisi'dir. ANN ile tesis veriminin tahmininden önce, bütün tesis parametreleri arasında lineer regresyon çalışması yapılmış ve lineer bir ilişkinin olmadığı gözlenmiştir. Beklendiği gibi karmaşık biyolitik reaksiyonların olduğu böyle bir sistemde lineer ilişki zayıf çıkmış ve daha karmaşık modellerin (mesela ANN) kullanılması gerektiğine karar verilmiştir. Çalışmada, veriler aradaki oran 4:2:1 olacak şekilde öğrenme,

güvenilirlik ve test şeklinde üç gruba ayrılmıştır. Her bir network yapısı birçok deneme yapıldıktan sonra seçilmiştir. Denemelerde öğrenme hızı ve farklı yapılarla tepki hızı dikkate alınmıştır. Network yapısının mümkün mertebede basit olması için, bütün tek giriş verisi olan networklerde üç katman (bir giriş, bir gizli katman ve bir çıkış), çoklu-giriş verisi kullanılan networklerde ise dört katman (iki gizli katman) kullanılmıştır. Ön çalışmalar, çoklu-girişli olan networklerde üç katmanın kötü sonuç verdiğini göstermiştir. Çıkıştaki nöron sayısı, çıkış parametre sayısına eşittir. Diğer iki katmandaki nöron sayısı tamamen farklı kombinasyonlar için çalıştırılan modellen performansına bağlı olarak seçilmektedir. Yapılan çalışmalarda, gizli katman için en az 40 nöronun olması gerektiği bulunmuştur. Fakat çoklu giriş parametresine sahip network için, iki gizli tabaka kullanılmış ve birinci katman için 20, ikincisi için ise 10 nöron gerektiği denemelerle bulunmuştur. Ayrıca, tek giriş verisi olarak BOİ kullanıldığı ve çıkışta AKM nin tahmin edilmesi durumunda 80 nörona ihtiyaç duyulduğu bulunmuştur. Bütün öğrenme çalışmalarında Levenberg-Martquardt (trainlm) algoritması kullanılmıştır. Önceki deneyimlere dayanarak, bu algoritmanın diğer öğrenme algoritmalarına kıyasla hızlı öğrenme ve yüksek performansa sahip olduğu bulunmuştur.

Öğrenme için networkün performansı, gerçek veriler ile network tahminleri arasındaki ortalama hatanın karekökü dikkate alınarak değerlendirilmiştir. Seçilen networkün yapısına bağlı olarak, öğrenme prosesi maksimum epoch sayısı 1000 ve performans hedefi  $1 \times 10^{-3}$  olacak şekilde düzenlenmiştir. Öğrenme oranı ise 0.01 olarak seçilmiştir. Bu seçim hızlı ve stabil bir öğrenmeyi garanti etmektedir. Yapılan çalışmada, tek girişli bir network sistemi için öğrenme zamanının 2-5 dakika, üç giriş parametresi olan bir network için ise öğrenme zamanının 10-20 dakika olduğu gözlenmiştir. Bu durum, çoklu giriş sisteminin yapısındaki komplekslikten ileri gelmektedir.

Yapılan çalışmada, ANN modelinin tesisin performansını iyi derecede tahmin ettiği görülmüştür. Yapılan çalışmada, sadece giriş KOİ değeri input parametresi olarak kullanıldığı durumda, tesis çıkışında KOİ, BOİ ve AKM konsantrasyonları iyi bir şekilde tahmin edilebilmiştir. Fakat tesis giriş KOİ, BOİ ve AKM konsantrasyonları input parametreleri olarak kullanıldığında, çıkış değerleri çok daha

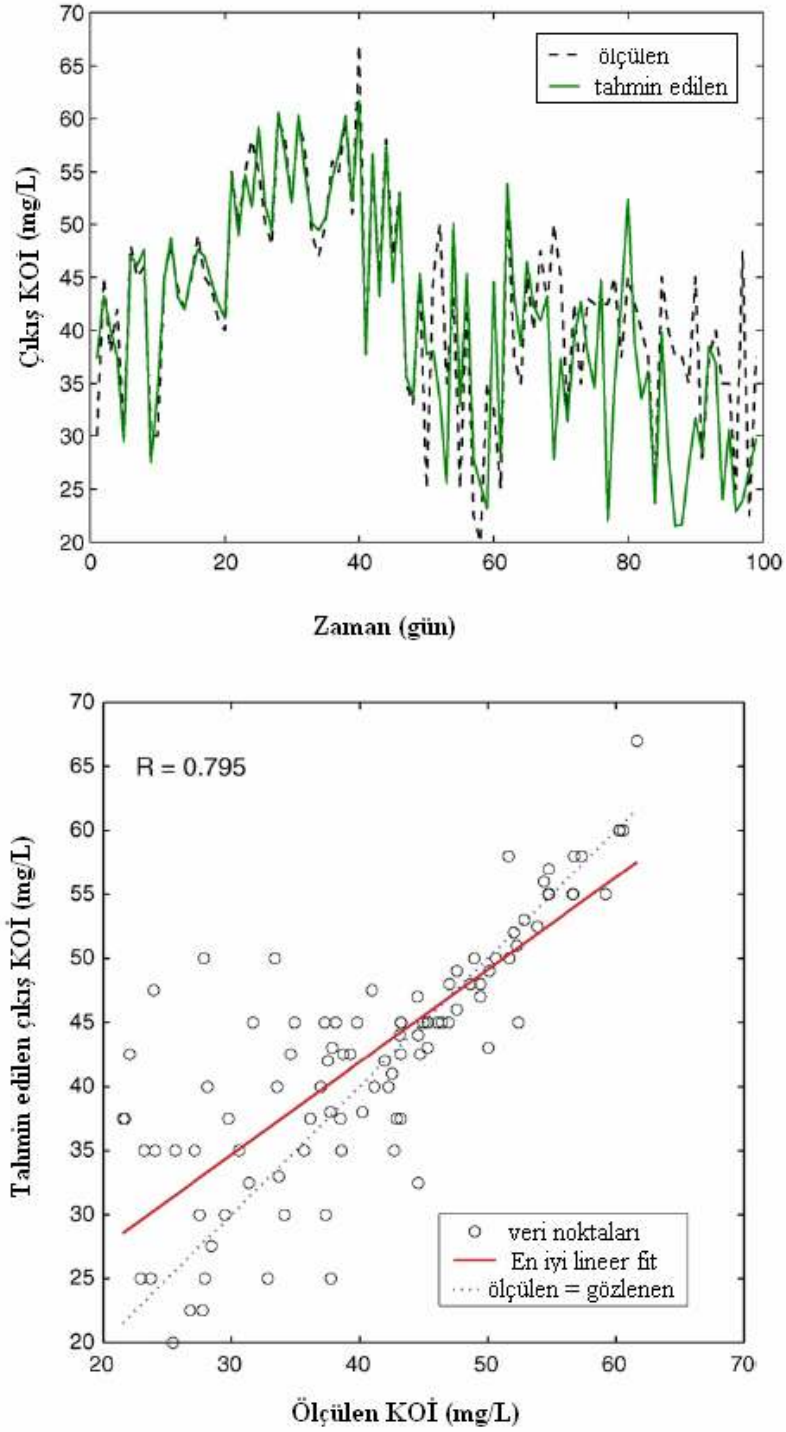
iyi tahmin edilebilmiştir (Şekil 2.1.). Dolayısıyla, yapılan çalışmada; giriş atıksuyuna ait üç parametrenin input olarak kullanılması, tek bir parametrenin input olarak kullanılmasına kıyasla daha doğru sonuçlar vermiştir. AKM, KOİ ve BOİ tahminlerinde R değerleri, sırasıyla, 0.839, 0.924 ve 0.924 olarak bulunmuştur.



Şekil 2.1. Doha West Atıksu Arıtma Tesisi'nin ANN ile modellenmesine yönelik sonuçlar (Mjai ve ark., 2007'den alınmıştır)

Türkiye'de de ANN kullanılarak atıksu arıtma tesislerinin performansını belirlemeye yönelik çalışmalar yapılmıştır. Bu bağlamda yapılan çalışmalardan biri Moral ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilmiştir. ANN kullanarak bir arıtma tesisinin modellenmesi, sistemin performansında ve kullanılan ANN'nin yapısına bağlıdır. Kullanılacak ANN için en iyi yapının seçilmesi, deneme-yanılma yöntemi ile olur. Bu çalışmada geliştirilen script ile model geliştirme basamağının kolaylaştırılmasına çalışarak en uygun ANN yapısının daha kolay elde edilmesine

çalışılmıştır. Dolayısıyla, deneme yanılma yerine geliştirilen script ile en iyi model yapısı elde edilmiştir. Geliştirilen script kullanılarak iki farklı hal (durum) için modelleme yapılmıştır. Bunlardan biri, gerçek olmayan sanal bir tesis için, diğeri ise İskenderun Atıksu Arıtma tesisidir. Sanal arıtma tesisi; Aktif Çamur Model No 1 (ASM1) kullanılarak oluşturulmuş ve zamana bağlı olarak sistem performansı ASM1 kullanılarak belirlenmiştir. Daha sonra ANN kullanılarak ASM1 ile üretilen verilerin tahminine çalışılmış ve oldukça yüksek bir korelasyon katsayısı (0.980) elde edilmiştir. İkinci durumda ise, İskenderun Atıksu Arıtma Tesisinden alınan verilere ANN uygulanmış ve tesis çıkışında KOİ değeri tahmin edilmeye çalışılmıştır. İlk olarak, arıtma tesisinden elde edilen veriler ile istatistiksel bir analiz yapılmıştır. Bunun yapılmasının nedeni ise, arıtma tesisinde çamur yaşı ( $\theta_c$ ) değerinin çok farklılık göstermesidir. Yapılan istatistiksel analizde, sistem değişkenleri arasındaki korelasyon katsayılarının 0.5'den daha düşük olduğu belirlenmiştir. Bunun en önemli nedeni ise, arıtma tesisindeki durumun lineer bir yapıyla çözümünün imkansızlığından ileri gelmektedir. Kısacası, sistem lineer olmayan bir yapıya sahiptir. Yapılan çalışmada, çıkış KOİ konsantrasyonu ile çıkış AKM arasında en büyük korelasyon (0.54) gözlenmiştir. En yüksek korelasyon iki çıkış parametresi arasında gözlenmiştir. Dolayısıyla, çıkış AKM değerinin ANN modeli için potansiyel bir input (giriş) verisi olarak kullanabileceği belirlenmiştir. Yapılan çalışmada, farklı sistem değişkenleri (çamur yaşı, giriş atıksu debisi, giriş pH, atıksu sıcaklığı, giriş KOİ, havalandırma havuzunda AKM, çıkış AKM ve ön çökeltme havuzunda oluşan atık çamur miktarı) ANN modelinin geliştirilmesi için kullanılmıştır. Bu değişkenler, ayrı ayrı ve beraber olarak ANN denemelerinde kullanılarak çıkış KOİ değerinin tahminine çalışılmıştır. Çalışmada ilk olarak hangi sistem değişkenlerinin giriş parametresi olarak alınması gerektiği üzerinde durulmuştur. Bu amaçla, yukarıda bahsedilen değişik kombinasyonlar denenerek, giriş atıksu debisi ( $Q_{inf}$ ), havalandırma havuzunda AKM konsantrasyonu ve çıkış AKM konsantrasyonunun giriş parametresi olarak alınması gerektiği sonucuna varılmış olup korelasyon katsayısı maksimum (R) 0.795 olarak bulunmuştur. Yapılan çalışmada elde edilen sonuçlar Şekil 2.2.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2. ANN kullanılarak İskenderun Atıksu Arıtma Tesisi'nin modellenmesine yönelik sonuçlar (Moral ve ark., 2008)

### 3. MATERYAL ve YÖNTEM

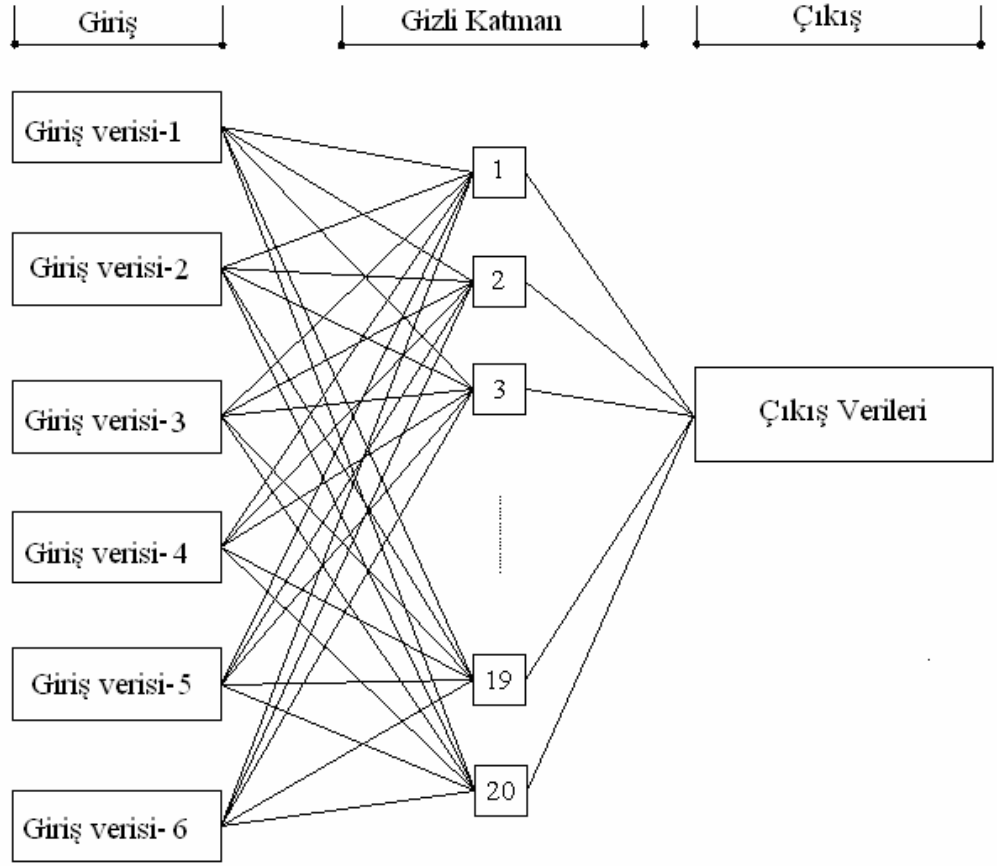
#### 3.1. Materyal

Çalışmada kullanılan materyaller aşağıda tartışılmıştır.

##### 3.1.1. Araştırmada kullanılan ANN'nin yapısının belirlenmesi

ANN sistemi, basit işletim elemanı olan nöronların birbirine farklı ağırlık vektörleri ile bağlanması ile oluşur. Nöronlar belli bir sayıda giriş (input) verisi olarak bunlara belirli ağırlık vektörleri verip toplar ve transfer fonksiyonlarını kullanarak tek bir çıkış verir (Strik ve ark., 2005). Öğrenmenin başlangıcında, output ile hedef verisi arasındaki fark fazla olabilmekte ve öğrenme devam ettikçe çıkış verileri daha uyumlu değerlere ulaşmaktadır. Back-propagation algoritması giriş ve buna karşı gelen çıktı vektörünü kullanarak öğrenmeyi gerçekleştirir. Farklı back-propagation algoritmaları olup bunların içinden sisteme en uygun olanının seçilmesi gerekmektedir. Bazı araştırmacılar (El-Din ve Smith, 2002), ANN modelleri için bir adet gizli tabakanın (hidden layer) yeterli olduğunu vurgulasa da, gizli tabaka sayısının artırılması kompleks fonksiyonların daha kolay ve doğru şekilde tahmin edilmesini sağlar.

Yapılacak çalışmada, iki tabakalı bir ANN kullanılacak olup, gizli tabaka için tan-sigmoid dönüşüm fonksiyonu, çıkış tabakası için ise doğrusal bir transfer fonksiyonu kullanılacaktır. Şekil 3.1'de çalışmada kullanılan ANN sisteminin yapısı basit olarak gösterilmiştir.



Şekil 3.1. Çalışmada kullanılacak ANN'nin yapısı

Eldeki veriler; öğrenme, geçerlilik ve test olarak üçe ayrılmıştır. Datanın yarısı öğrenme, dörtte biri geçerlilik ve diğer dörtte biri test için kullanılmıştır.

Yapılan çalışmada izlenen adımlar aşağıda belirtilmiş ve ayrıntılı olarak açıklanmıştır;

1. Verilerin toplanması, değerlendirilmesi, istatistiksel olarak incelenmesi ve tesise ait hangi parametrelerin tahmin edilmesi gerektiğinin kararlaştırılması.
2. En uygun tahmin için hangi parametrelerin giriş parametresi olarak kullanılacağı belirlenmesi.
3. 12 adet Backpropagation algoritmasından (öğrenme algoritması) hangilerinin tahmin edilecek parametreler için uygun olduğunun belirlenmesi.



4. Gizli katmana ait nöron sayısının tahmin edilen her bir parametre için optimize edilmesi

### **3.1.2. Verilerin toplanması, değerlendirilmesi, istatistiksel olarak incelenmesi ve tesise ait hangi parametrelerin tahmin edilmesi gerektiğinin kararlaştırılması**

Tesisten elde edilen veriler incelenmiş, bir günde alınan farklı kompozit numunelere ait verilerin ortalaması alınarak her güne ait bir adet veri olacak şekilde düzenleme yapılmıştır. Bu düzenlemeden sonra, tesise ait verilerden aşırı pik yapan değerler çıkarılarak, noise azaltılmış ve sistemin öğrenme aşamasında ezber yapması engellenmiştir. Son olarak, tesise ait giriş ve çıkış parametreleri arasında korelasyona bakılarak aralarında bir ilişkinin olup olmadığı araştırılarak, ikinci aşama olan giriş parametresi seçimine yönelik ön çalışma yapılmıştır. Elde edilen veriler değerlendirilerek, tahmini yapılacak çıkış parametreleri BOİ, KOİ, toplam azot, toplam fosfat olarak belirlenmiştir. Ayrıca havalandırma havuzunda oluşturulan biyolojik çamurun çökelebilmeye kabiliyetinin göstergesi olan çamur hakim indeksi (ÇHI)'nin de tahmin edilmesi gereken bir parametre olduğuna karar verilmiştir.

### **3.1.3. En uygun tahmin için hangi parametrelerin giriş parametresi olarak kullanılacağı belirlenmesi**

Belirlenen parametrelerin tahmini için giriş parametresi seçerken dikkat edilecek hususlar; parametrenin kolay ölçülebilir olması hatta mümkünse on-line olarak prop ile ölçümünün uygun olması, tesiste sürekli izlenmeyi gerektiren bir parametre olması, kolay ölçülmesinin yanında doğru şekilde ölçümünün kolay olması ve tesis çıkış parametrelerinin tahmininde iyi sonuç vermesi.

Bu kıstaslar göz önüne alınarak, farklı parametreler giriş verisi olarak kullanılarak modelleme işlemi yapılmıştır. Bu aşamada, ANN model yapısı sabit tutularak sadece giriş parametreleri değiştirilmiş ve elde edilen sonuçlara göre giriş parametrelerine karar verilmiştir.

### 3.1.4. Back-propagation algoritmasının seçimi

Bu çalışmada; 12 farklı back-propagation algoritması seçilerek birbiriyle kıyaslanmıştır. Bu amaçla, nöron sayısı 20 olarak sabit tutulmuş ve sadece back-propagation algoritması değiştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara ait ortalama hatanın karekök değerleri ve korelasyon katsayıları (R) karşılaştırılarak en iyi algoritmaya karar verilmiştir.

### 3.1.5. Gizli katmana ait nöron sayısının belirlenmesi

En iyi öğrenme algoritması nöron sayısı 20'de sabit tutularak belirlendikten sonra, son olarak nöron sayısı değiştirilerek, tahmini yapılan her bir parametre için kurulan ANN yapısının nöron sayısı optimize edilmiştir. Bu amaçla nöron sayısı 3 ile 40 arasında değiştirilerek elde edilen sonuçlara ait ortalama hatanın karekök değerleri ve korelasyon katsayıları (R) karşılaştırılarak her bir parametre için en uygun nöron sayısı belirlenmiştir.

Atıksu arıtma tesislerinin performanslarının klasik sistemlerle belirlenmesi, hem sistemdeki karmaşık biyokimyasal yapıdan dolayı, hem de sisteme gelen suyun değişen kompozisyonundan dolayı oldukça zordur. Yapılan çalışmada, Yapay Sinir Ağları kullanılarak Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi'nin modellenmesine yönelik çalışma yapılmış olup, çalışma genişletilerek, ülkemizdeki diğer arıtma tesislerine de uygulanabilir ve alternatif bir model olarak kullanılabilir. Böylece, kurulacak olan ANN modeli atıksu arıtma tesislerinin yönetimini kolaylaştıracak bir araç olacaktır.

## 3.2. Analiz Yöntemleri

Tesiste sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik ve oksijen konsantrasyonu gibi parametreler yerinde proplar yardımıyla okunmuştur. BOİ, KOİ, AKM, ÇHİ, toplam azot ve fosfat deneyleri ise tesisten alınan kompozit numuneler üzerinde standart metotlara göre yapılmıştır (Standard Methods, 1999).

#### 4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Denizli Merkez Atıksu Arıtma tesisi (DMAA)'ne ait veriler kullanılarak zamana bağlı tesis performansı ve çamur hacim indeksi değerlerindeki değişimler yapay sinir ağları kullanılarak tahmin edilmeye çalışılmıştır. Proses performansını belirlemek amacıyla, tesis çıkışına ait KOİ, BOİ, AKM, toplam azot ve toplam fosfor parametreleri modelleme amacıyla seçilmiştir. Tesiste rutin olarak ölçülen parametreler ve ölçüm sıklıkları Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Tesis proses performansını ve aktif çamurun çökebilirliğini belirlemek amacıyla, son bir yıla ait 104 günlük veri kullanılmıştır. Bu bölümde, ilk olarak tesisin giriş ve çıkışına ait ölçüm sonuçları tartışılmış, daha sonra ise yapay sinir ağları kullanılarak yapılan modelleme sonuçlarına değinilmiştir.

##### 4.1. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi Performansı

Şekil 4.1'de tesis giriş ve çıkışına ait pH, sıcaklık, iletkenlik ve AKM parametrelerin değişimi verilmiştir. Tesis giriş ve çıkış pH değerleri sırasıyla 8.3-6.8 ve 8.3-7.35 arasında değişmektedir (Şekil 4.1.a). Tesis girişinde pH değişimi tesis çıkışına kıyasla daha fazla salınım göstermektedir. Dolayısıyla, biyolojik reaksiyonlar sonucu üretilen alkalinitenin pH'daki değişimi sönümlendiği veya tesisin bir dengeleme görevi üslenerek bu değişimi sönümlendiği düşünülmektedir. Tesis giriş ve çıkışına ait ortalama pH değerleri ise sırasıyla  $7.67 \pm 0.24$  ve  $7.89 \pm 0.15$ 'dir. Çizelge 4.2'de verilen Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Tablo 21.4'e göre deşarj edilecek suyun pH değerinin 6-9 arası olması gerekmekte olup, tesis çıkış suyu pH parametresi için deşarj standardını sağladığı görülmektedir.

Çizelge 4.1. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisi'nde rutin olarak ölçülen giriş ve çıkış parametreleri

Rutin olarak ölçülen parametreler	Ölçüm sıklığı (ölçüm/hafta)
Giriş ve çıkış pH	7 defa/hafta
Giriş ve çıkış sıcaklık	7 defa/hafta
Giriş ve çıkış iletkenlik	7 defa/hafta
Giriş ve çıkış AKM	1 defa/hafta
Giriş ve çıkış KOİ	1 defa/hafta
Giriş ve çıkış BOİ	1 defa/hafta
Giriş ve çıkış Toplam Azot	1 defa/hafta
Giriş ve çıkış Toplam Fosfor	1 defa/hafta
Havalandırma havuzunda AKM	3 defa/hafta
Geri devirde AKM	3 defa/hafta
Havalandırma havuzunda ÇHİ	7 defa/hafta

Tesis giriş ve çıkış sıcaklık değerleri ise mevsimlere göre değişiklik göstermekte olup (Şekil 4.1.b), tesis giriş ve çıkışında sıcaklık 10-35 °C arasında değişmekte olup ortalama sıcaklık 23 °C'dir.

Tesis giriş ve çıkış suyuna ait iletkenlik değerleri sırasıyla 650-1650  $\mu$ Siemens/cm ve 750-1250  $\mu$ S/cm arasında değişmektedir (Şekil 4.1.c). Tesis giriş ve çıkışındaki ortalama iletkenlik değeri ise, sırasıyla, 1220 $\pm$ 135  $\mu$ S/cm ve 1108 $\pm$ 82  $\mu$ S/cm dir. Görüldüğü üzere tesis giriş ve çıkış iletkenlik değerleri birbirine yakındır.

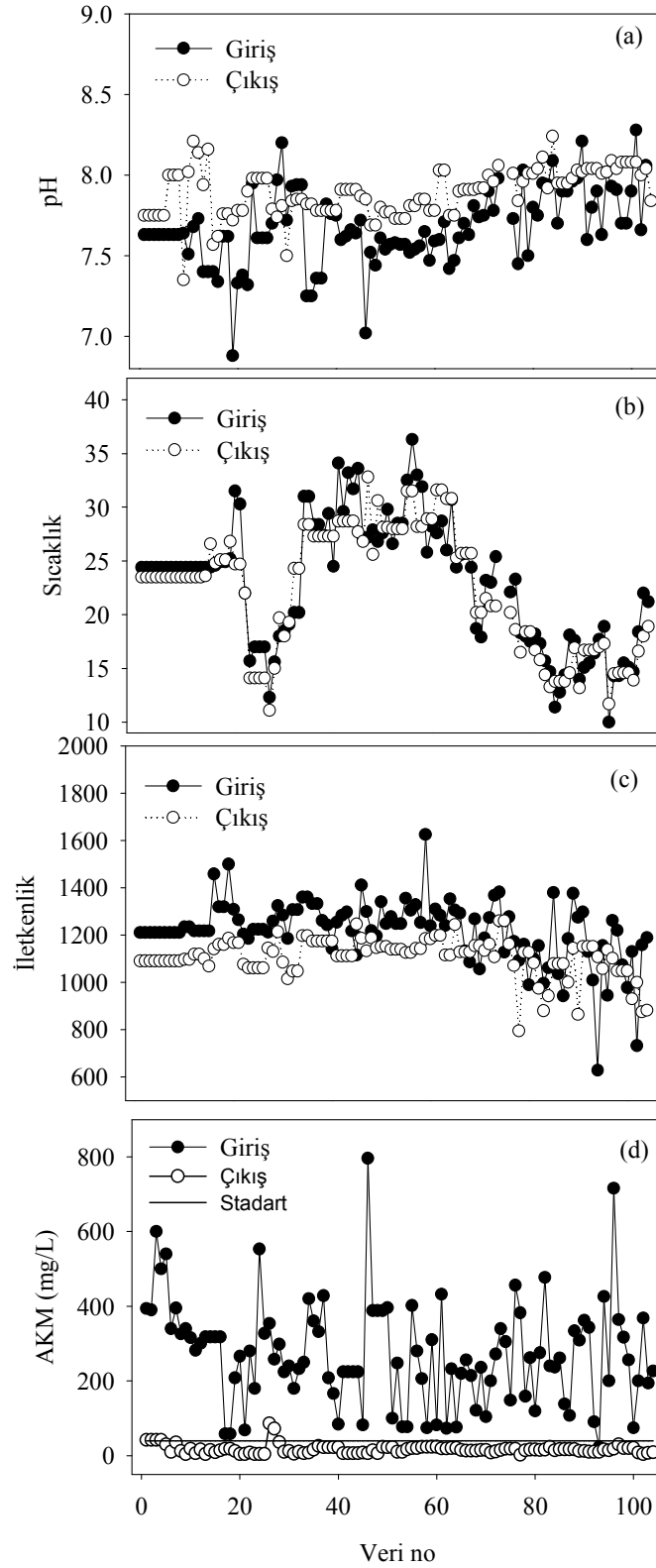
Tesis girişinde AKM konsantrasyonu 23 ile 796 mg/L arasında değişiklik göstermekte olup (Şekil 4.1.d) ortalama değer 272 $\pm$ 140 mg/L'dir. Görüldüğü gibi

tesis girişinde atıksu içerisinde AKM konsantrasyonu önemli değişim göstermektedir. Bunun en önemli nedeni ise, kanalizasyonun birleşik sistem olması ve tesise önemli derece de endüstriyel atıksu gelmesidir. Arıtım verimine bağlı olarak tesis çıkışında AKM konsantrasyonu önemli derecede değişmekte olup (2-86 mg/L arası) ortalama değer  $17 \pm 13$  mg/L'dir. Şekil 4.1.d'de SKKY'ne göre sınır değerler gösterilmiş olup, tesis çıkış suyu AKM parametresi için standart değeri çoğunlukla karşılamaktadır.

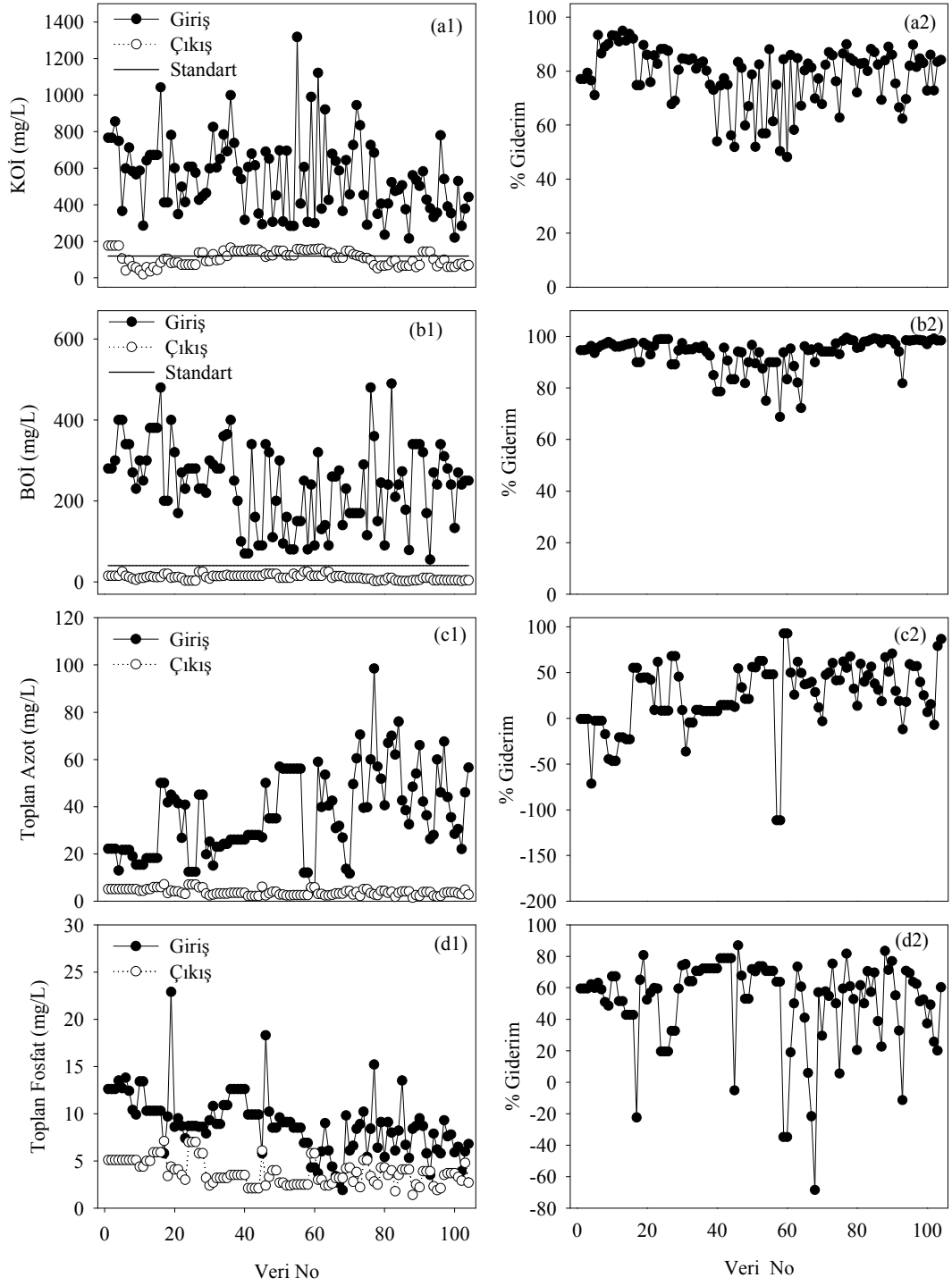
Çizelge 4.2. Su kirliliği Kontrol Yönetmeliği Deşarj Standartları (Sektör: Eysel Nitelikli Atıksular, Sınıf 4: Kirlilik Yükü Ham BOİ Olarak 6000 Kg/Gün'den Büyük, Nüfus > 100000, Tablo 21.4)

Parametre	Birim	Kompozit numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ <sub>5</sub> )	(mg/L)	40	35
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	(mg/L)	120	90
Askıda kati madde (AKM)	(mg/L)	40	25
pH	-	6-9	6-9

Tesis giriş ve çıkışına ait KOİ, BOİ, toplam azot ve toplam fosfor değerleri ile giderim yüzdeleri Şekil 4.2'de verilmiştir. Giriş KOİ değerleri 215 ile 1317 mg/L arasında değişiklik gösterip (Şekil 4.2a1) ortalama değer  $555 \pm 200$  mg/L'dir. Benzer olarak, DMAA tesisine gelen BOİ değerleri 55 ile 490 mg/L arasında değişmekte olup, ortalama değer  $242 \pm 100$  mg/L'dir. Görüldüğü gibi tesise gelen atıksuda KOİ ve BOİ değerleri önemli derecede değişiklik göstermektedir. Bunun en önemli nedeni ise, tesise gelen endüstriyel atıksu deşarjlarıdır. Tipik atıksu karakteristiği Çizelge 4.3'de verilmiş olup bu tabloya göre zayıf, orta ve yoğun kirliliğe sahip evsel atıksular için KOİ ve BOİ değerlerine bakılırsa, DMAA tesisine gelen atıksuyun orta yoğunlukta kirliliğe sahip olduğu söylenebilir.



Şekil 4.1. Tesis giriş ve çıkış suyuna ait pH (a), sıcaklık (b), iletkenlik (c) ve AKM (d) verilerinin değişimi



Şekil 4.2. Tesis giriş ve çıkış suyuna ait KOİ (a1), BOİ (b1), toplam azot (c1) ve toplam fosfat (d1) verilerinin değişimi ve % giderim verimleri (a2), (b2), (c2), (d2)

Çizelge 4.3. Arıtılmamış Evsel Atıksuların Tipik Kompozisyonu (Metcalf ve Eddy, 2004)

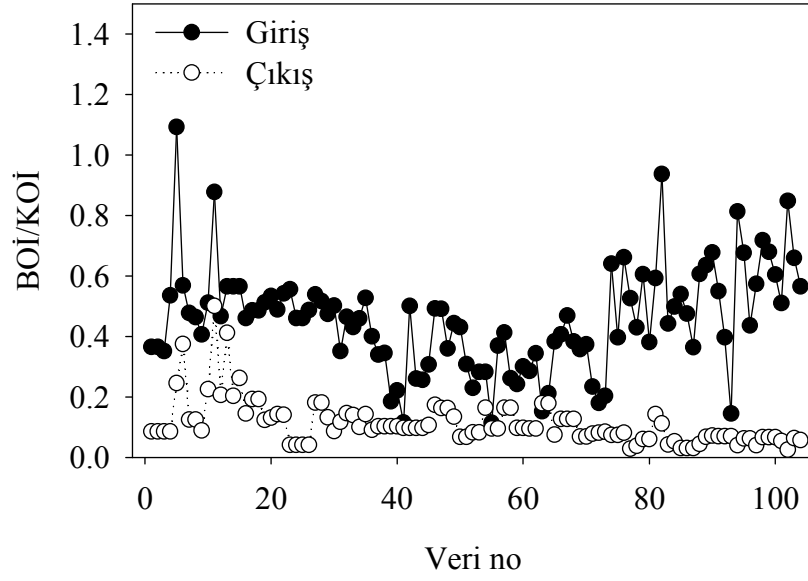
Parametreler (mg/L)	Konsantrasyon		
	Zayıf	Orta	Yoğun
Toplam katılar	390	720	1230
Çözünmüş Katılar	270	500	860
İnorganik	160	300	520
Organik	110	200	340
Askıda katılar	120	210	400
Inorganik	25	50	85
Organik	95	160	315
Çökelebilen Katılar	5	10	20
BOİ <sub>5</sub> , 20°C	110	190	350
Toplam Organik Karbon	80	140	260
KOİ	250	430	800
Toplam Azot (TN)	20	40	70
Organik	8	15	25
Serbest amonyak	12	25	45
Nitrit	0	0	0
Nitrat	0	0	0
Toplam Fosfor	4	7	12
Organik	1	2	4
İnorganik	3	5	8
Klorür	30	50	90
Sülfat	20	30	50
Yağ ve gres	50	90	100



Çizelge 4.3. ( Devamı )

Toplam Koliform (sayı/ 100 mL)	$10^6-10^8$	$10^7-10^9$	$10^7-10^{10}$
Fekal Koliform (sayı/ 100 mL)	$10^3-10^5$	$10^4-10^6$	$10^5-10^8$

Tesis çıkışında KOİ değerleri ise 176 ile 20 mg/L arasında değişmekte olup ortalama değer  $107 \pm 40$  mg/L dir. SKKY'ne göre verilen deşarj standardı (120 mg/L), ayrıca Şekil 4.2'de gösterilmiş olup, tesis çıkış KOİ değerleri kimi zaman standartça verilen deşerin üstünde kalmaktadır. Bunun en önemli nedeninin ise, tesise gelen yoğun endüstriyel deşarjların olduğu düşünülmektedir. Denizli yöresinde tekstil önemli bir sektör olup, bu sektörden oluşan arıtılmamış veya yeterli ölçüde arıtılmamış atıksuların kanalizasyona deşarjı DMAA tesisi girişinde KOİ değerinin artmasına neden olmaktadır. Tekstil endüstrisi deşarjlarından dolayı DMAA tesisi girişinde inert KOİ'nin yüksek olduğu ve bu KOİ nin biyolojik olarak arıtılmayıp çıkış KOİ değerini yükselttiği düşünülmektedir. Bu nedenle, kanala verilen endüstriyel deşarjların daha sıkı denetlenerek kontrol altına alınması gerekmektedir. Endüstriyel deşarj sonucu DMAA tesisine gelen atıksuyun biyolojik arıtılabilirliği önemli ölçüde düşmekte olup bu durum Şekil 4.3'de verilen BOİ/KOİ oranlarından da açıkça görülmektedir. Çizelge 4.4'de arıtılmış ve arıtılmamış evsel atıksular için tipik BOİ/KOİ oranları verilmektedir. Bu tabloya göre arıtılmamış evsel atıksuda BOİ/KOİ oranı 0.3-0.8 arasında değişmektedir. DMAA tesis girişinde ortalama BOİ/KOİ değerinin  $0.46 \pm 0.17$  olmasına rağmen, endüstriyel deşarj sonucu zaman zaman bu deşerin 0.2'nin altına hatta 0.1 değerine düştüğü görülmektedir. Arıtma sonrası çıkış suyunda BOİ/KOİ oranı ise  $0.11 \pm 0.08$  olup, Çizelge 4.4'de verilen tipik deşerler (0.1-0.3) arasında kaldığı görülmektedir. KOİ giderim verimi ise %48 ile %95 arasında değişmek olup (Şekil 4.2.a2) ortalama deşer  $\%79 \pm 11$ 'dir.



Şekil 4.3. Çıkış BOİ/ KOİ oranı

Çizelge 4.4. Evsel bir atıksunun biyolojik arıtma tesisinin çeşitli kademelerinde BOİ/KOİ ve BOİ/TOK oranları (Metcalf ve Eddy, 2004)

Atıksu tipi	BOİ/KOİ	BOİ/TOK
Arıtılmamış	0.3-0.8	1.2-2.0
Ön çökeltmeden geçmiş	0.4-0.6	0.8-1.2
İkincil arıtım çıkışı	0.1-0.3	0.2-0.5

Tesis çıkışında BOİ değerleri ise 26 ile 2 mg/L arasında değişmekte olup ortalama değer  $11 \pm 6$  mg/L dir. Tesis çıkış BOİ değerlerinin SKKY'ne göre verilen deşarj standardının (40 mg/L), Şekil 4.2.b1'de gösterilmiş olup, çok altında seyrettiği görülmektedir. BOİ giderim verimi ise %69-99 arasında değişmekte olup, ortalama BOİ giderim verimi  $\%94 \pm 6$ 'dır. Tesise gelen endüstriyel deşarjlardan dolayı atıksuyun karakteristiği evsel nitelikten farklı olmasına rağmen biyolojik olarak arıtım verimliliğinin yüksek olduğu görülmektedir. Literatürde (Metcalf ve Eddy, 1999),

klasik aktif çamur prosesinde BOİ giderim veriminin %85-95 arasında olduğu vurgulanma olup, DMAA tesisinde BOİ giderim veriminin oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Kimi zaman arıtım veriminin %70 civarına düşmesi gelen atıksu içerisinde inert KOİ konsantrasyonun yüksek olduğu (endüstriyel deşarj nedeniyle) durumda gerçekleştiği düşünülmektedir. Şekil 4.2 incelendiğinde, BOİ ve KOİ giderim veriminin düşük olduğu dönemlerde tesise gelen KOİ konsantrasyonunun yüksek olduğu ve önemli derecede salınım olduğu görülmektedir. Dolayısıyla ani endüstriyel deşarjların yapıldığı düşünülmektedir. Örnek olarak 50. ve 60. numeler arasında tesise gelen KOİ konsantrasyonu 280 ile 1300 mg/L arasında salınım göstermekte olup buna bağlı olarak KOİ ve BOİ giderim verimleri, sırasıyla %48-88 ve %70-95 arasında değişmektedir.

Tesisi girişinde toplam azot 6 ile 99 mg/L arasında değişmekle beraber ortalama değer  $37\pm 18$  mg/L'dir. Çizelge 4.3'de verilen tipik atıksu karakteristiğinde zayıf, orta ve yoğun kirliliğe sahip evsel atıksular için toplam azot değerleri sırasıyla 20, 40, 70 mg/L olarak verilmektedir. Bu durumda DMAA tesisine gelen atıksuyun toplam azot konsantrasyonuna göre orta yoğunlukta kirliliğe sahip olduğu söylenebilir. Tesis çıkışında toplam azot değerleri 0.40 ile 44 mg/L arasında değişmekte olup ortalama değer  $23\pm 7$  mg/L dir. Giriş suyundaki bu salınımlı azot konsantrasyonu yine DMAA tesisine farklı sektörlerdeki atıksu deşarjları olduğunun bir göstergesidir. SKKY'de toplam azot parametresi için verilen bir deşarj parametresi bulunmamakla birlikte, tesisin proses işletmesinin takibinde önemli bir rol oynamaktadır. Tesis projelendirilmesinde azot giderimi ile ilgili herhangi bir dizayn yer almamaktadır. Ayrıca tesis sadece organik karbon giderimine göre projelendirilmiş olup, biyolojik azot giderimi (nitrifikasyon+denitrifikasyon) üniteleri bulunmamaktadır. Tesiste giderilen azot sadece hücre (biyokütle) üretiminden dolayı olmaktadır. Tesis girişindeki azot konsantrasyonunun çok fazla salınım göstermesi nedeniyle, azot gideriminde de yüksek salınımlar gözlenmiş olup ortalama azot giderimi %25 civarında kalmıştır. Tipik aktif çamur arıtma tesislerinde bu değer %15-50 arasında değişmektedir (Metcalf ve Eddy, 1999).

Tesis girişinde toplam fosfat değerleri 2 ile 22 mg/L arasında değişmekle beraber ortalama değer  $9\pm 3$  mg/L dir. Çizelge 4.3'de verilen Tipik atıksu karakteristiğinde zayıf, orta ve yoğun kirliliğe sahip evsel atıksular için Toplam Azot değerleri sırasıyla 4, 7, 12 mg/L olarak verilmektedir. Bu değerlere göre, DMAA giriş atıksuyu orta ve kuvvetli atıksu arasında yer almakta olup, giriş fosfat konsantrasyonu oldukça yüksektir. Tesis çıkışında toplam fosfat konsantrasyonu 1.40 ile 7.10 mg/L arasında değişmekte olup ortalama değer  $3.8\pm 1.3$  mg/L dir. Tesiste toplam fosfat giderim verimi %50 civarında seyretmektedir. SKKY'de toplam fosfat parametresi için verilen bir deşarj parametresi bulunmamakla birlikte, tesisin proses işletmesinin takibinde önemli bir rol oynamaktadır. Tesis biyolojik bir fosfat arıtma birimine sahip olmayıp sadece organik maddelerin giderilmesi için dizayn edilmiştir. Son yıllarda, evsel atıksuların arıtılıp yeniden farklı amaçlar doğrultusunda kullanılması ön planda olup, bu kullanımlar için standartlar oldukça yüksektir. Dolayısıyla yeni yapılacak olan tesislerin biyolojik azot ve fosfat giderim ünitelerine sahip olması gerektiği aşıkardır. Hatta mevcut arıtma tesislerine ilave birimlerin yapılarak, bu standartların sağlanmaları gerekli olabilir.

#### 4.2. Denizli Merkez Atıksu Arıtma Tesisinde Aktif Çamurun Çökebilirliği

Sürekli akımlı reaktörlerin geliştirilmesinden beri, çamur kabarması aktif çamur prosesinin verimini etkileyen en önemli problemlerden biri olmuştur. İyi işleyen bir arıtma tesisinde yumak oluşturmadan dağınık bulunan bakteriler, genellikle protozoalar tarafından tüketilir ve arıtılmış su oldukça temizdir. Eğer yumak oluşturmayan bakterilerin sayısı oldukça fazla ise, arıtmadan geçmiş su genellikle aşırı derecede bulanıktır. Bunun nedeni ise yumak oluşturma işleminden sorumlu bakterilerin sayısının az olması veya bu işlevlerini yerine getirememeleridir. Bu tür çökeltme problemi genellikle yüksek BOİ yüklemelerinde ve oksijenin yeterli olmaması durumunda gözlenebilir. Ayrıca, metal gibi toksik maddelerin varlığı da bu tür bir probleme neden olabilir (Rittmann ve McCarty, 2001).

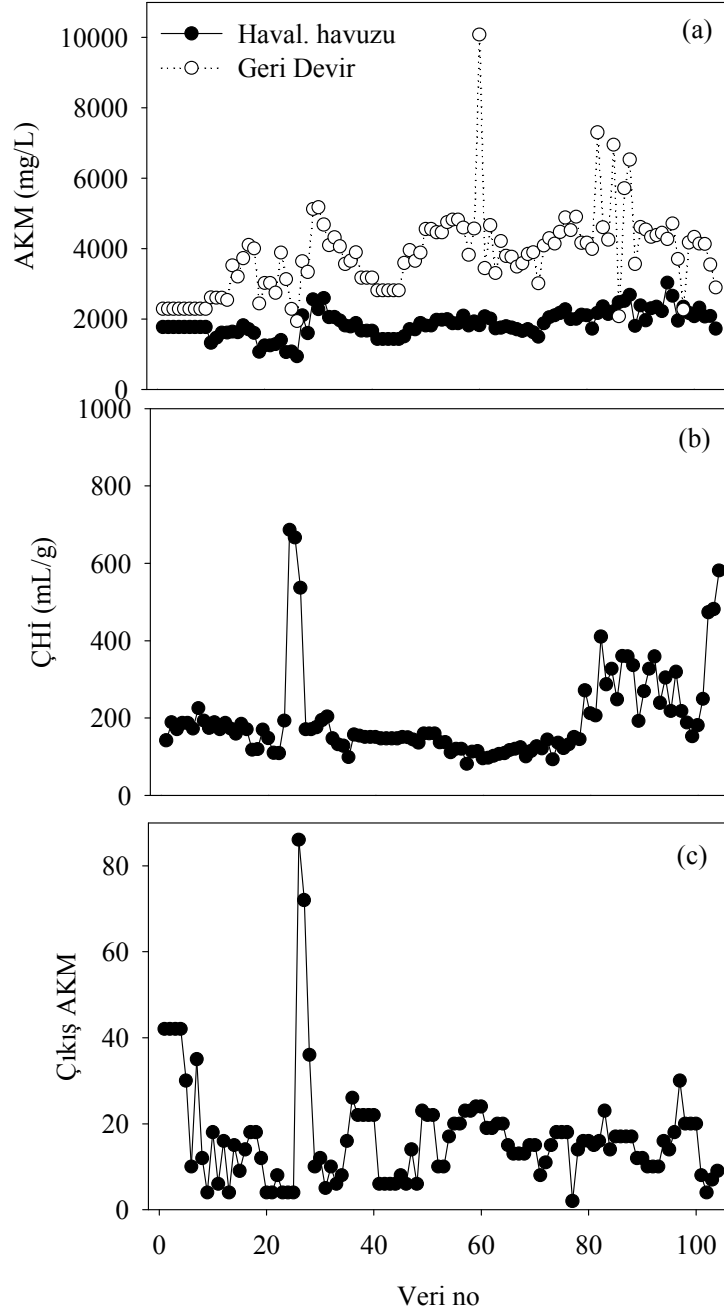
DMAA tesisinde havalandırma havuzu, son çökeltme tankı ve geri devir hattından alınan çamur numunelerinde rutin olarak AKM analizi ve havalandırma

havuzundan alınan numunelerde rutin olarak ÇHI değerleri ölçülmektedir (Şekil 4.4). Havalandırma havuzunda AKM konsantrasyonu 933 ile 3030 mg/L arasında değişmekte olup ortalama değer  $1860 \pm 370$  mg/L'dir. Geri devir hattında ise AKM konsantrasyonu 2000 ile 10000 mg/L arasında değişmekte olup, ortalama değer  $3821 \pm 1186$  mg/L dir. Havalandırma havuzundan alınan çamurun ÇHI değerleri ise 81 ile 686 arasında değişmekte olup ortalama değer  $197 \pm 116$  mL/g'dır. İyi çökeltme özelliğine sahip bir aktif çamur tesisinde ÇHI değeri 150 mL/g'dan küçük olması gerekmektedir (Bitton, 2005). DMAA tesisinde ÇHI ortalama değeri 200 mL/g civarında olup, ipliksi bakterilerin aşırı büyümesi söz konusudur. Dolayısıyla, tesiste bu sorunun çözülmesi gerekmektedir. Tesis projelendirmesi giriş KOİ değeri 300 mg/L alınarak yapılmış olup, gerekli havalandırma ekipmanları buna göre dizayn edilmiştir. Fakat tesise gelen atıksuda ortalama KOİ değeri 500 mg/L nin üzerinde olup, havalandırma ekipmanı gelen KOİ için gerekli oksijeni sağlayamamakta ve havalandırma havuzunda çözülmüş oksijen konsantrasyonu çoğu zaman 0.5 mg/L'nin altındadır. Havalandırma havuzlarında ipliksi bakteri gelişiminin engellenmesi için çözülmüş oksijen konsantrasyonu değerinin 2 mg/L'nin üzerinde olması istenir (Bitton, 2005 ve Metcalf ve Eddy, 1999). Dolayısıyla, DMAA tesisinde ipliksi bakteri gelişmesinin en önemli nedeni havalandırma havuzundaki düşük oksijen konsantrasyonu olup, tesise ilave havalandırıcı ünitesinin yapılmasıyla sorunun çözülebileceği düşünülmektedir. Genel olarak aktif çamur prosesinde *Pseudomonas*, *Zooglena*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium* cinsine ait bakteriler ve ayrıca nitrifikasyonda kullanılan *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* bulunur. Ek olarak *Sphaerotilus*, *Beggiotoa*, *Thiothrix*, *Lecicothrix* ve *Geotrichum* gibi değişik ipliksi formlar bulunabilir. İpliksi (filamentli) bakteriler yüksek yüzey alanı/hacim oranına sahip olup, düşük oksijen ve nütrient konsantrasyonlarında canlı kalabilirler. Ayrıca düşük Km değerine sahip olup yüksek substrat affinitesine sahiptir. Dolayısıyla oligotrof olarak davranarak düşük substrat konsantrasyonlarında canlı kalabilirler. Aktif çamur tesislerinde 20-30 çeşit ipliksi bakterinin bulunabileceği bilinmektedir. Amerika'da yapılan çalışmalara göre yaklaşık 15 çeşit ipliksi bakterinin çamur kabarma problemine sebep olduğu gözlenmiştir. En çok gözlenen ipliksi bakteriler ise; *Nocardia* (Gordonia) (bu bakteri ayrıca köpük oluşumundan da sorumludur) ve tip 1701'dir. Ayrıca, tip 021 çamur

kabarma problemi olan 400 aktif çamur prosesinin %19'unda gözlenmiştir. İtalya'da yapılan bir çalışmaya göre ise, 167 arıtma tesisinin 2/3'ünde kabarma yada köpük oluşumu gözlenmiştir. Çizelge 4.5'de Amerika'da çamur kabarması gözlenen tesislerde gözlenen ipliksi bakterilerin tipleri gösterilmiştir (Bitton, 2005). ÇHI'nin yüksek olduğu durumlarda çamur iyi çökelmeyerek çıkış AKM konsantrasyonu artabilir. Bu durum Şekil 4.4'de net olarak görülmektedir.

Çizelge 4.5. Aktif çamur tesislerinde kabarmaya neden olan ipliksi bakterilerin gözlenme sıklıkları (Bitton, 2005)

Sıra	İpliksi Bakteri	Kabarma gözlenen aktif çamur Tesislerinde % gözlenme oranı
1	<i>Nacordia spp.</i>	31
2	Type 1701	29
3	Type 021N	19
4	Type 0041	16
5	<i>Thiothrix spp.</i>	12
6	<i>Sphaerotilus natans</i>	12
7	<i>Microthrix parvicella</i>	10
8	Type 0092	9
9	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	9
10	Type 0675	7
11	Type 0803	6
12	<i>Nostocoida limicola</i>	6
13	Type 1851	6
14	Type 0961	4
15	Type 0581	3
16	<i>Beggiatoa spp.</i>	< 1
17	Fungi	< 1
18	Type 0914	< 1
	All others	< 1



Şekil 4.4. Havalandırma havuzunda ve geri devirde AKM (a), Havalandırma havuzunda ÇHI ve tesis çıkışında AKM konsantrasyonlarının zamanla değişimi

### 4.3. Denizli Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Parametreleri İle Giriş Parametreleri Arasındaki Doğrusal İlişkinin İncelenmesi

Yaklaşık iki yıldır işletilmekte olan DMAA tesisinin işletimi sırasında oluşan olumsuzlukların daha iyi görülebilmesi ve performansının daha iyi gözler önüne serilebilmesi için tesis parametrelerinin ANN modellemesi ile çıkış suyu kalitesinin önceden tahmin edilmesine çalışılmıştır. ANN modellemesinde giriş (input) olarak kullanılacak olan parametrelerin seçilebilmesi ve ayrıca ANN giriş ve ANN çıkış parametreleri arasındaki ilişkinin belirlenebilmesi amacıyla, parametreler arasında lineer ilişkinin varlığı araştırılmıştır. ANN giriş parametresi olarak seçilen parametrelerin hem giriş atık suyunda hem de arıtma çıkış suyunda ölçümü kolay ve anında ölçülebilen, özellikle pH, sıcaklık iletkenlik, AKM gibi parametreler olması istenmektedir. Böylece, ölçümü kolay olan parametreler ANN giriş parametresi (input) olarak kullanılarak, ölçümü zor olan KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat gibi parametrelerin tahmini gerçekleştirilecektir.

ANN ile modellenecek parametreler olarak SKKY göre deşarj limitlerinde sağlanması zorunlu olup analizi zor olan parametrelerden KOİ, BOİ seçilmiştir. Bunun yanı sıra, arıtılmış suyun yeniden kullanımında ve bazı hassas alıcı ortamlara deşarjda önemli olan çıkış toplam azot ve toplam fosfat konsantrasyonları da modellenecek parametreler olarak seçilmiştir. Ayrıca, tesis işletiminde büyük önem arz eden ÇHI'de ANN ile modellenmesi amaçlanan parametreler arasındadır. İlk olarak, seçilen ANN giriş parametreleri (input) ile ANN çıkış parametreleri (output) arasında lineer bir ilişkinin olup olmadığına bakılmış ve herhangi bir lineer ilişkinin olmadığı görülmüştür (Çizelge 4.6).



Çizelge 4.6. Giriş ve çıkış parametreleri arasındaki lineer ilişkinin karşılaştırılması

ANN Giriş Parametreleri	ANN Çıkış Parametreleri ve r <sup>2</sup> değerleri				
	Çıkış KOİ (mg/ L)	Çıkış BOİ (mg/ L)	ÇHI (ml/g)	Toplam Fosfat (mg/ L)	Toplam Azot (mg/ L)
<b>Atıksu</b>					
pH	0.006	0.2191	0.0445	0.0099	0.0361
İletkenlik ( µS/cm)	0.0199	0.2191	0.0401	0.0927	0.0361
Sıcaklık (° C)	0.006	0.171	0.1387	0.1547	0.0278
AKM(mg/ L)	0.0091	0.0002	0.0391	0.0326	0.0002
KOİ(mg/ L)	0.0432	0.0187	0.0223	0.0782	0.0002
BOİ(mg/ L)	0.0286	0.012	0.028	0.0544	0.0002
Toplam azot(mg/ L)	0.006	0.2191	0.0016	0.1626	0.2403
Toplam fosfat (mg/ L)	0.006	0.2191	0.0065	0.2611	0.0199
<b>Arıtma Çıkış Suyu</b>					
pH	0.006	0.2191	0.0158	0.0015	0.0005
İletkenlik( µS/cm)	0.0434	0.2084	0.2506	0.0735	0.0008
Sıcaklık (° C)	0.006	0.2191	0.2476	0.1767	0.00002
AKM(mg/ L)	0.0434	0.0509	0.0002	0.0336	0.0267
KOİ(mg/ L)	-	0.3647	0.1451	0.0113	0.021
BOİ(mg/ L)	0.172	-	0.2985	0.2191	0.008
<b>Aktif Çamur Havuzu</b>					
AKM(mg/ L)	0.0017	0.0655	0.0007	0.3346	0.049
RASS(mg/ L)	0.013	0.0079	0.0045	0.1943	0.0001
ÇHI (ml/g)	0.0169	0.2985	-	0.0569	0.0296

Tesiste rutin olarak ölçümü yapılan birçok parametre ile ANN kullanılarak modellenmesi yapılan parametre arasında önemli bir lineer ilişki bulunmamaktadır. Bunun nedeni ise; atıksu arıtımında meydana gelen oldukça karmaşık biyolojik reaksiyonlardan ve tesis işletiminde değiştirilen herhangi bir koşulun performansı çok önemli derecede etkilemesinden kaynaklanmaktadır. Benzer bir çalışmada, Moral ve ark. (2008) lineer ilişkiyi kullanarak ANN de kullanılacak input parametrelerine karar vermişse de, çok düşük korelasyon katsayılarının gözlenmesi nedeniyle benzer bir yaklaşımın bizim çalışmamızda kullanılamayacağı aşikardır. Bu nedenle, ANN giriş parametresi (input) seçiminde deneme yanılma yaparak giriş parametreleri belirlenmiştir.

#### **4.4. DMAA Tesisi Çıkış Parametrelerinin ANN ile Tahmin Edilmesi**

##### **4.4.1. ANN kullanarak çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesi**

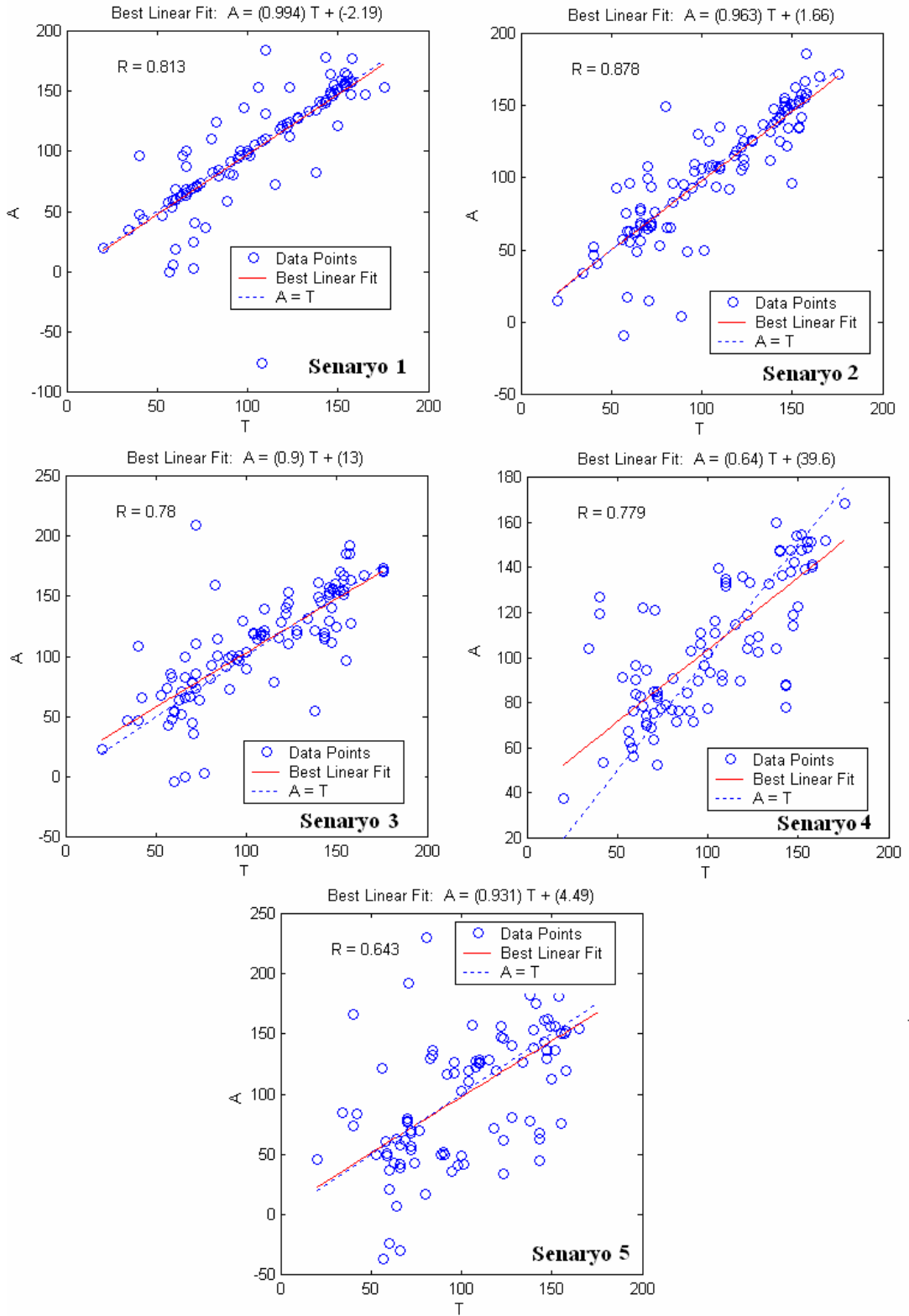
DMAA çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesinde ilk olarak ANN giriş parametrelerinin (input) belirlenmesi gerekmektedir. Bunun belirlenebilmesi amacıyla lineer regreasyon çalışmaları yapılmış, fakat parametreler arasında bir ilişki gözlenmediğinden deneme yanılma ile ANN giriş parametrelerinin belirlenmesine karar verilmiştir. Bu amaçla, çeşitli senaryolar oluşturularak, ölçülen parametreler ile tahmin edilen parametreler arasındaki R değeri ile hatanın karekökü değerlerine bakılarak optimum senaryoya ve ANN giriş parametrelerine karar verilmiştir. Çıkış KOİ değerlerinin tahmini için oluşturulan senaryolar ve her bir senaryo için gözlenen R değerleri Çizelge 4.7’de verilmiştir. Çizelgede “X” işaretlenen parametrelerin ilgili senaryoda ANN giriş parametresi (input) olarak kullanıldığını göstermektedir. Her bir senaryo için ANN tahmininde nöron sayısı ve öğrenme algoritması, sırasıyla, 20 ve trainlm olarak sabit tutulmuştur. Böylece, tek değişken ANN giriş parametreleri olmuştur. Yapılan çalışmada Senaryo-2 en iyi tahmini vermiş olup elde edilen R değeri yaklaşık 0,88’dir. Bu senaryoda giriş ve çıkışa ait pH, iletkenlik, sıcaklık değerlerinin yanı sıra arıtma tesisi çıkış AKM si ve havalandırma havuzu

AKM değeri ANN giriş parametresi olarak kullanılmıştır. Her bir senaryo için ölçülen ve tahmin edilen değerler arasındaki R değerleri Şekil 4.5’de verilmiştir.

Çizelge 4.7. ıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması

Senaryo	1	2	3	4	5
<b>R</b>	0.813	<b>0.878</b>	0.78	0.779	0.643
<b>Atıksu</b>					
pH	X	X	X		
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X		
AKM					
KOİ			X		
BOİ					
Toplam azot					
Toplam fosfat					
<b>Aritma ıkışı</b>					
pH	X	X	X	X	X
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X	X	X
AKM		X	X	X	X
KOİ					
BOİ					
<b>Aktif amur Havuzu</b>					
AKM		X	X	X	X
Geri devir AKM			X		X
HI					X

Sıcaklık, pH ve iletkenlik prop ile kolayca ve on-line ölçülebilir. Ayrıca, ıkış AKM değeri de bulanıklık ölçen cihazlar yardımıyla kolayca ve on-line izlenebilmektedir. Fakat havalandırma havuzuna ait AKM değeri bulanıklık ölçen cihazlarla ölçülemeyebilir ve rutin analizi gerekmektedir. Eęer, bu analizin gerçekleştirilmesi istenmez ve tamamen prop ile ölçümü kolayca yapılabilir parametrelerin ANN giriş parametresi olarak kullanılması istenirse; biraz daha dūřuk R değerine sahip olan Senaryo-1 tercih edilebilir. Bu çalışmada, en iyi R değerini veren Senaryo-2 üzerinde durulmuştur.



Şekil 4.5. Çıkış KOİ değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer)

ANN giriş parametrelerinin belirlenmesinden sonra en iyi öğrenme algoritmasının seçimi çalışmaları yapılmıştır. Bu amaçla, Senaryo-2 için 12 farklı öğrenme algoritması kullanılarak R değerleri ve hatanın karekökü değerleri karşılaştırılmıştır (Çizelge 4.8). Bu karşılaştırılmada, nöron sayısı 20’de sabit tutularak sadece öğrenme algoritması değiştirilmiştir. Çizelge 4.8’den de görüldüğü üzere, KOİ tahmininde en iyi öğrenme algoritması trainlm’dir.

Çizelge 4.8. KOİ ve BOİ tahmininde çeşitli öğrenme algoritmalarının kıyaslanması

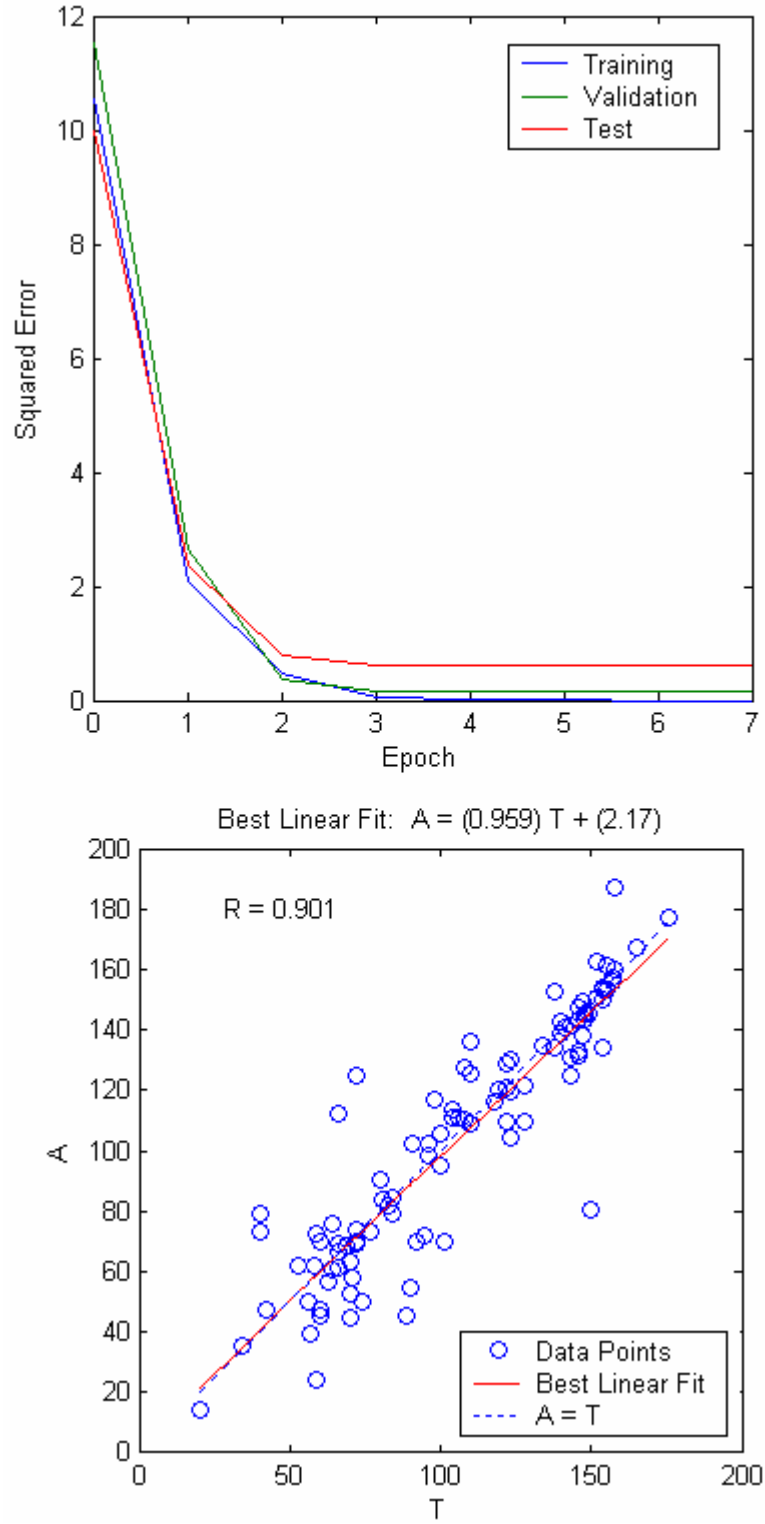
Öğrenme Algoritması	KOİ		BOİ	
	R	MSE	R	MSE
<b>Trainlm</b>	<b>0.878</b>	<b>1.66e-28</b>	<b>0.832</b>	<b>8.04e-25</b>
Traincgp	0.826	0.172	0.73	0.279
Traingd	0.742	0.422	0.673	0.410
Trainгда	0.83	0.243	0.783	0.250
Traingdx	0.831	0.190	0.794	0.261
Trainrp	0.768	0.132	0.812	0.137
Trainscg	0.813	0.175	0.691	0.238
Trainoss	0.81	0.043	0.806	0.212
Traincgf	0.809	0.220	0.738	0.223
Trainbfg	0.82	0.056	0.783	0.185
Traingdm	0.791	0.380	0.633	0.455
Traincgb	0.853	0.117132	0.649	0.267273

En iyi öğrenme algoritmasının seçilmesinden sonra, ANN yapısının optimize edilmesi için optimum nöron sayısının bulunması için çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmada, öğrenme algoritması trainlm’de sabit tutularak sadece nöron sayısı

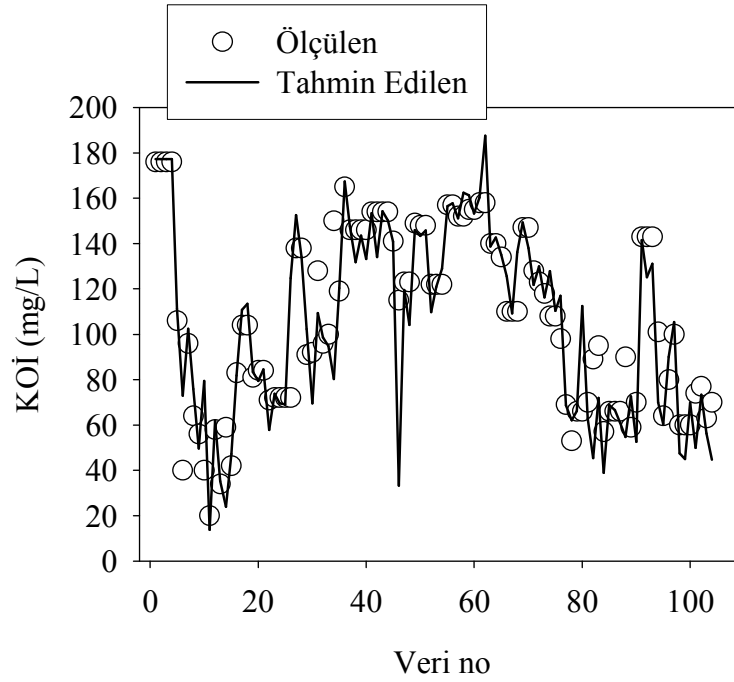
değiştirilmiş ve sonuçlar Çizelge 4.9'da sunulmuştur. Buna göre, optimum nöron sayısı 25 olarak belirlenmiş ve bu nöron sayısına ait sonuçlar ayrıca Şekil 4.6'da sunulmuştur. Görüldüğü üzere ölçülen ve tahmin edilen değerler arasında oldukça yüksek bir korelasyon sabiti ( $R=0.901$ ) gözlenmiş olup, Şekil 4.7'den de görüldüğü gibi çıkış KOİ değerleri oldukça iyi bir şekilde tahmin edilebilmiştir.

Çizelge 4.9. Çıkış KOİ ve BOİ tahminlerinde nöron sayısının etkisi

Nöron Sayısı	KOİ		BOİ	
	R	MSE	R	MSE
3	0.747	0.32336	0.774	0.22191
5	0.837	0.03328	0.777	0.18847
10	0.745	0.00363	0.794	0.04876
15	0.824	0.00484713	0.641	0.0081
20	0.878	1.662e <sup>-28</sup>	<b>0.832</b>	<b>8.04e-25</b>
<b>25</b>	<b>0.901</b>	<b>4.9e-31</b>	0.753	1.13e-30
30	0.839	1.43e-24	0.715	1.31e-30
40	0.768	4.25e-05	0.692	3.01e-25



Şekil 4.6. Çıkış KOİ tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon (A: tahmin verileri, T: ölçülen değerler)



Şekil 4.7. Çıkış KOİ için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması

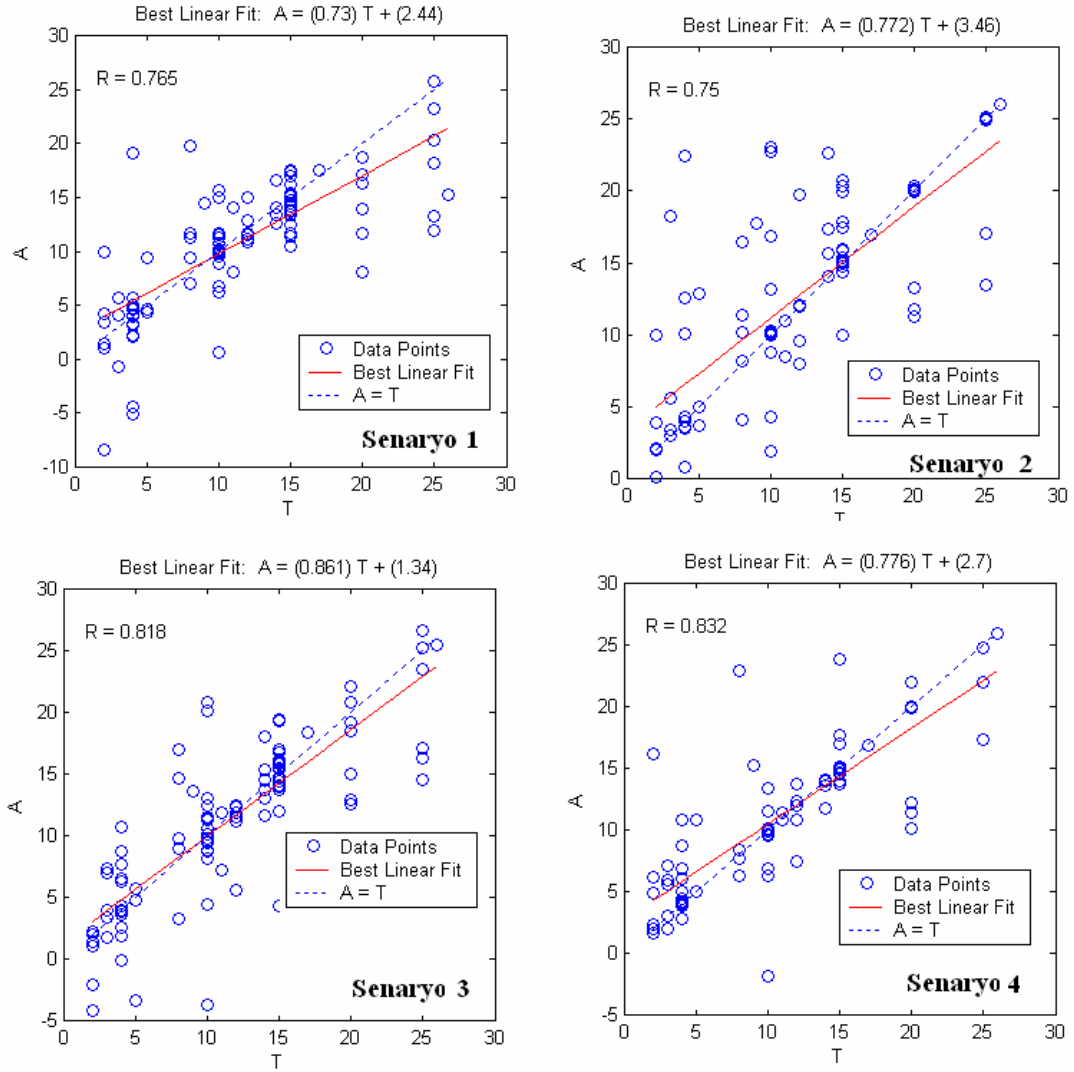
#### 4.4.2. ANN kullanarak çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesi

DMAA tesisi çıkış BOİ verilerinin ANN kullanılarak tahmin edilmesinde KOİ tahmini ile aynı yol izlenmiştir. İlk olarak farklı ANN giriş verilerinden oluşan senaryolar kullanılarak BOİ tahminleri yapılmış ve optimum ANN giriş setine karar verilmiştir. Bu çalışma sırasında, nöron sayısı 20'de sabit tutulmuş ve öğrenme algoritması olarak da trainlm kullanılmıştır. Dört farklı senaryo kurulmuş ve her bir senaryoda kullanılan giriş parametresi Çizelge 4.10'da 'X' ile işaretlenmiştir. Farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar incelendiğinde, tesis çıkış iletkenlik, AKM, KOİ, geri devir AKM ve ÇHI parametrelerinin kullanıldığı Senaryo-4 en yüksek R (0.832) değeri ile optimum senaryo seçilmiştir. Tüm senaryolar için elde edilen sonuçlar Şekil 4.8'de sunulmuştur.



Çizelge 4.10. Çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması

Senaryo	1	2	3	4
<b>R</b>	0.765	0.75	0.818	<b>0.832</b>
<b>Atıksu</b>				
pH	X			
İletkenlik	X	X	X	
Sıcaklık	X	X	X	
AKM		X	X	
KOİ				
BOİ			X	
Toplam azot				
Toplam fosfat				
<b>Arıtma Çıkışı</b>				
pH	X			
İletkenlik	X	X	X	X
Sıcaklık	X	X	X	
AKM		X	X	X
KOİ		X	X	X
BOİ				
<b>Aktif Çamur Havuzu</b>				
AKM				
Geri devir AKM		X	X	X
ÇHİ			X	X

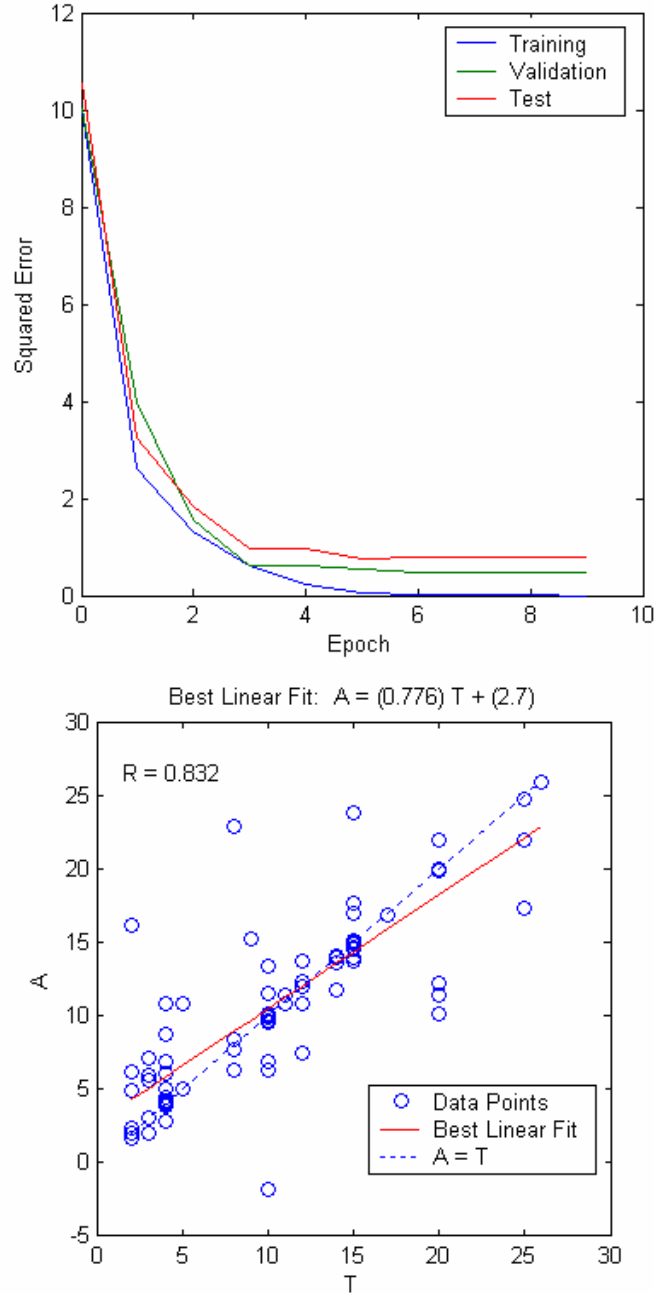


Şekil 4.8.Çıkış BOİ değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer)

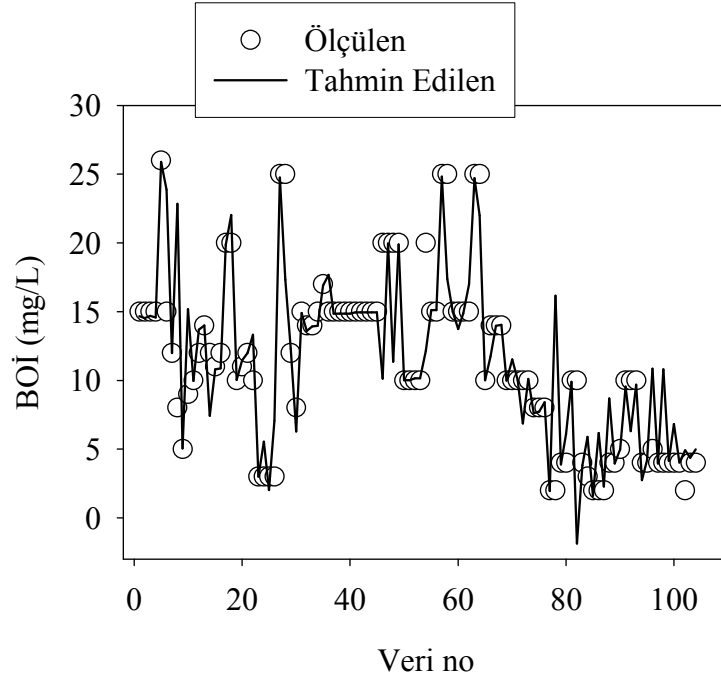
ANN giriş parametrelerinin belirlenmesinden sonra en iyi öğrenme algoritmasının seçimi çalışmaları yapılmıştır. Burada, 12 farklı öğrenme algoritması kullanılarak Senaryo-4 için R değerleri ve hatanın karekökü değerleri karşılaştırılmıştır (Çizelge 4.8). Bu karşılaştırılmada, nöron sayısı 20’de sabit tutularak sadece öğrenme algoritması değiştirilmiştir. Çizelge 4.8’den de görüldüğü üzere, BOİ tahmininde en iyi öğrenme algoritması trainlm’dir.

En iyi öğrenme algoritmasının seçilmesinden sonra, ANN yapısının optimize edilmesi için optimum nöron sayısının bulunması için çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmada, öğrenme algoritması trainlm’de sabit tutularak sadece nöron sayısı

değiştirilmiş ve sonuçlar Çizelge 4.9'da sunulmuştur. Buna göre, optimum nöron sayısı 20 olarak belirlenmiş ve bu nöron sayısına ait sonuçlar ayrıca Şekil 4.9'da sunulmuştur. Görüldüğü üzere ölçülen ve tahmin edilen değerler arasında yüksek bir korelasyon sabiti ( $R=0.832$ ) gözlenmiş olup, Şekil 4.10'dan da görüldüğü gibi çıkış BOİ değerleri oldukça iyi bir şekilde tahmin edilebilmiştir.



Şekil 4.9. Çıkış BOİ tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon (A: tahmin verileri, T: ölçülen değerler)



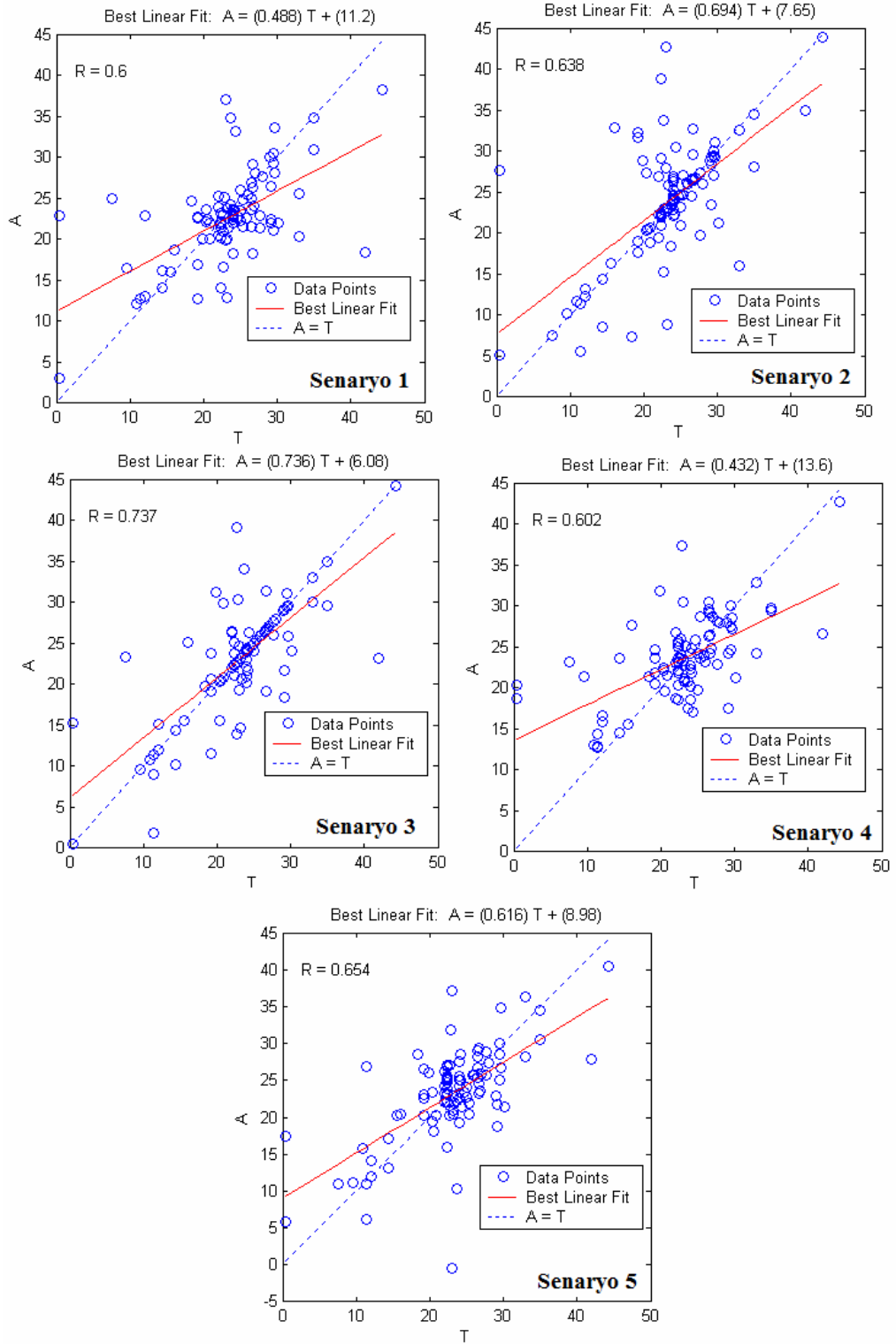
Şekil 4.10. Çıkış BOİ için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması

#### 4.4.3. ANN kullanarak çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesi

DMAA tesisi çıkış toplam azot verilerinin ANN kullanılarak tahmin edilmesinde de aynı yol izlenmiştir. Farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar incelendiğinde (Çizelge 4.11), Senayo-3'ün en yüksek R (0.737) değeriyle optimum senaryo olduğu görülmektedir. Görüldüğü üzere, çıkış toplam azot tahmini daha önceki parametrelere kıyasla zor olmakta ve birçok parametrenin ANN giriş (input) parametresi olarak kullanılması gerekmektedir. Tüm senaryolar için elde edilen sonuçlar Şekil 4.11'de sunulmuştur.

Çizelge 4.11. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması

Senaryo	1	2	3	4	5
<b>R</b>	0.6	0.638	<b>0.737</b>	0.602	0.654
<b>Atıksu</b>					
pH	X	X	X		
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X		
AKM					
KOİ			X		
BOİ					
Toplam azot					
Toplam fosfat					
<b>Arıtma Çıkışı</b>					
pH	X	X	X	X	X
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X	X	X
AKM		X	X	X	X
KOİ					
BOİ					
<b>Aktif Çamur Havuzu</b>					
AKM		X	X	X	X
Geri devir AKM			X		X
Çİİ					X



Şekil 4.11. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer)

Optimum senaryo kullanılarak sabit nöron sayısında (20) farklı öğrenme algoritmaları için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.12’de verilmiştir. En iyi tahmin trainlm algoritmasının kullanılmasıyla elde edilmiştir.

Çizelge 4.12. Toplam azot, toplam fosfat ve ÇHI tahmininde çeşitli öğrenme algoritmalarının kıyaslanması

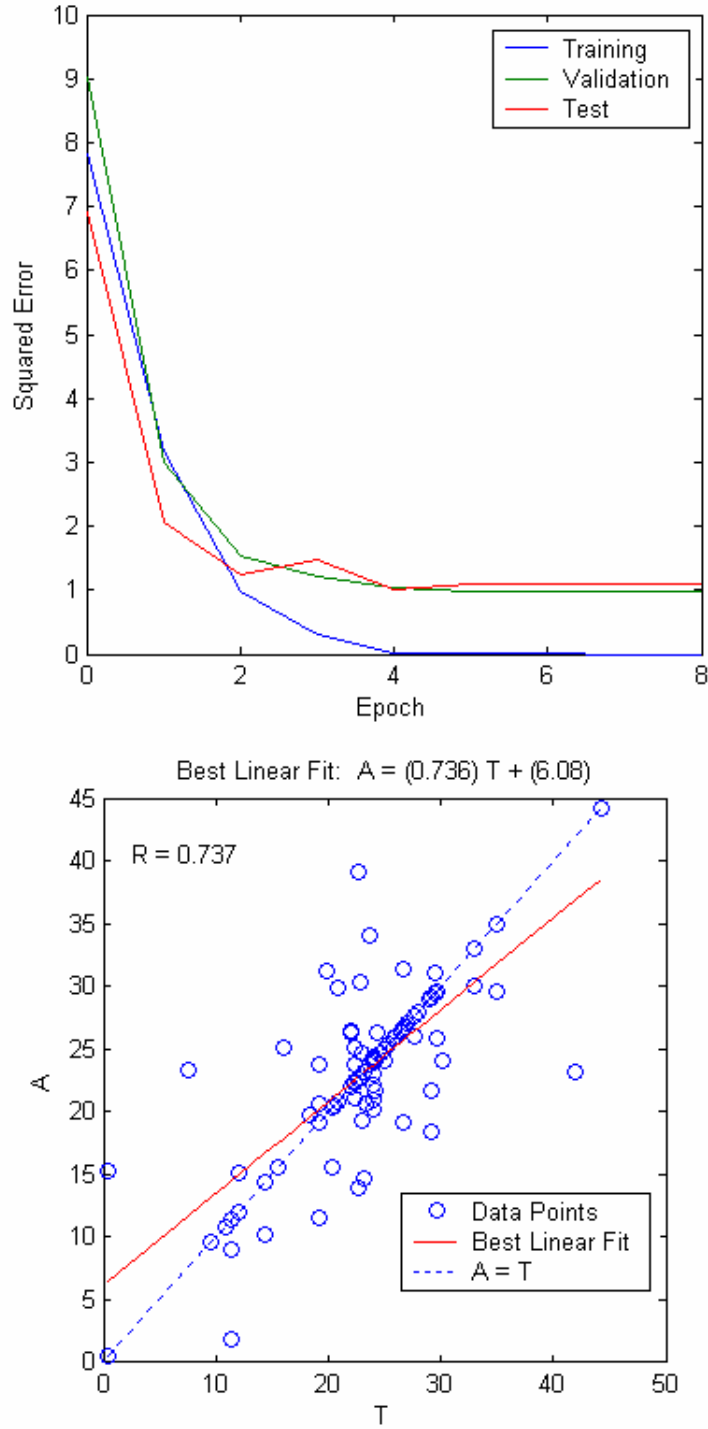
BP Algorithms	Toplam azot		Toplam fosfat		ÇHI	
	R	MSE	R	MSE	R	MSE
<b>Trainlm</b>	<b>0.737</b>	<b>6.04e-31</b>	<b>0.751</b>	<b>2.01e-26</b>	<b>0.84</b>	<b>4.42e-31</b>
Traincgp	0.683	0.137	0.704	0.328	0.795	0.065
Traingd	0.429	0.599	0.467	0.743	0.601	0.341
Traingda	0.605	0.393	0.659	0.531	0.76	0.123
Traingdx	0.471	0.427	0.561	0.732	0.803	0.052
Trainrp	0.366	0.209	0.681	0.259	0.778	0.011
Trainscg	0.444	0.350	0.662	0.427	0.745	0.024
Trainoss	0.652	0.128	0.701	0.368	0.802	0.071
Traincgf	0.56	0.170	0.696	0.329	0.719	0.043
Trainbfg	0.696	0.108	0.639	0.265	0.787	0.005
Traingdm	0.431	0.720	-0.06	3.63	0.618	0.291
Traincgb	0.455	0.175684	0.697	0.303791	0.801	0.040577

Seçilen senaryo için öğrenme algoritması trainlm'de sabit tutularak, farklı nöron sayılarında ANN tahminleri için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.13'de verilmiştir. Toplam azot tahmininde optimum nöron sayısı 20 olarak belirlenmiştir. Toplam azot tahmini için optimize edilen ANN kullanılarak tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon ve hata fonksiyonu Şekil 4.12'de verilmiştir. Ayrıca, elde edilen sonuçların daha iyi karşılaştırılabilmesi için her bir veri noktası için ölçülen ve tahmin edilen veriler Şekil 4.13'de sunulmuştur.

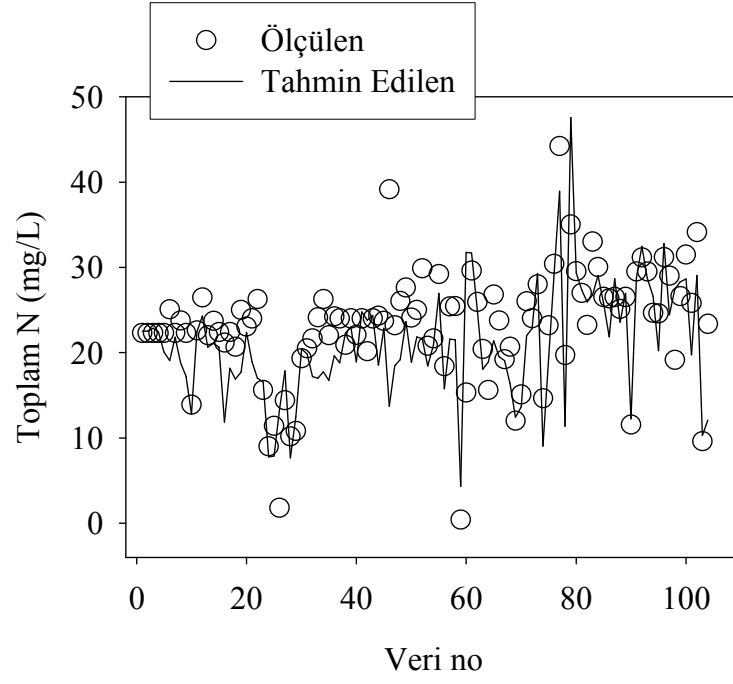
Çizelge 4.13. Çıkış toplam azot, toplam fosfat ve ÇHI tahminlerinde nöron sayısının etkisi

Nöron Sayısı	Toplam Azot		Toplam Fosfat		ÇHI	
	R	MSE	R	MSE	R	MSE
3	0.278	0.352	0.634	0.404	0.59	0.402
5	0.526	0.209	0.619	0.274	0.514	0.359
10	0.47	0.0141	0.668	0.097	0.608	0.135
15	0.605	1.5e-016	0.713	0.069	0.797	5.4e-30
20	<b>0.737</b>	<b>6.0e-31</b>	<b>0.751</b>	<b>2.01e-26</b>	<b>0.84</b>	<b>4.4e-31</b>
25	0.631	4.62e-31	0.537	2.9e-10	0.77	6.24e-31
30	0.688	9.17e-31	0.659	0.0085	0.791	4.3e-30
40	0.325	2.87e-30	0.57	9.9e-31	0.804	3.0e-27





Şekil 4.12. Çıkış toplam azot tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon (A: tahmin verileri, T: ölçülen değerler)



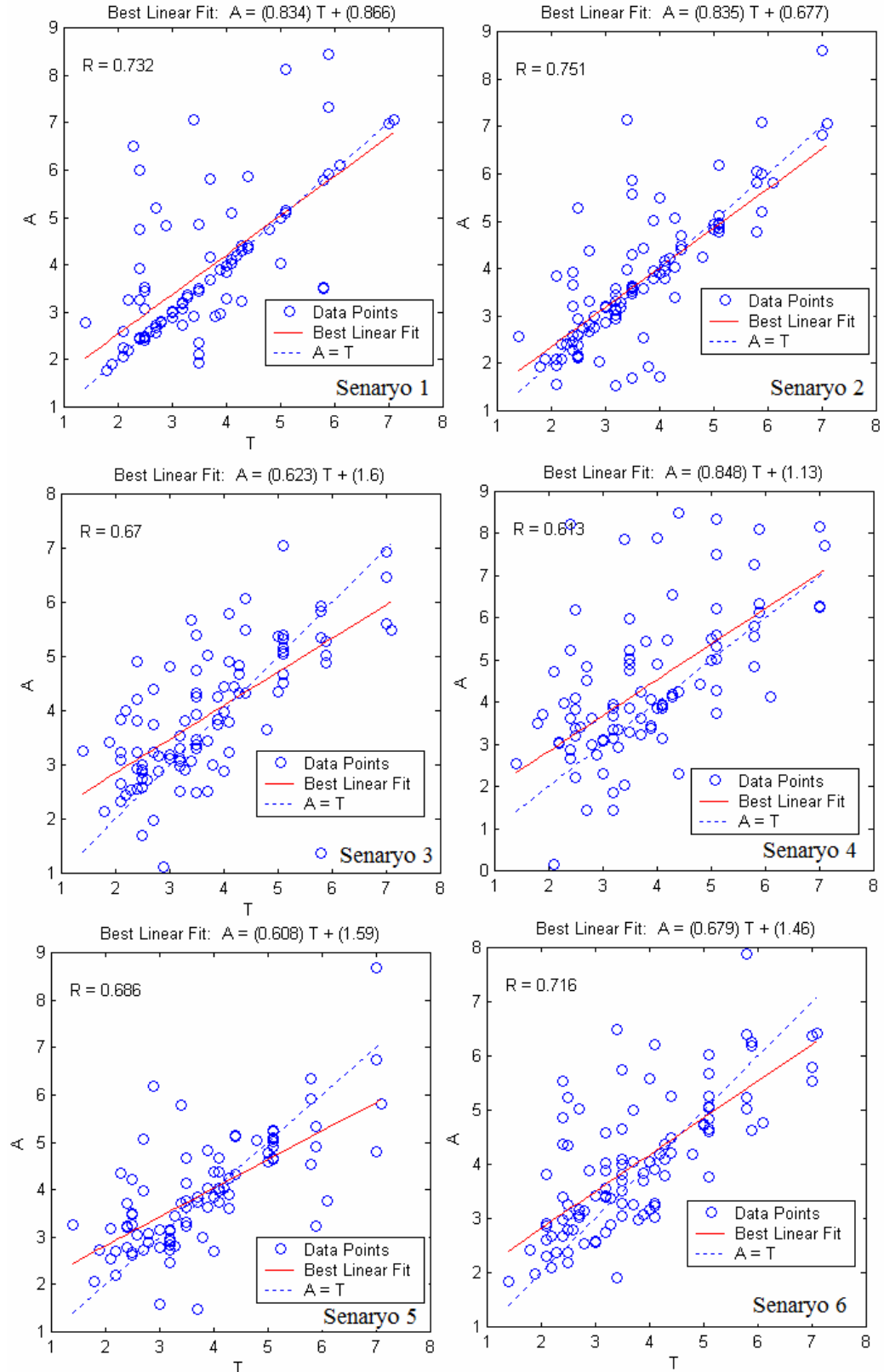
Şekil 4.13. Çıkış toplam azot için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması

#### 4.4.4. ANN kullanarak çıkış toplam fosfat değerlerinin tahmin edilmesi

Fosfat tahmini için oluşturulan farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar incelendiğinde (Çizelge 4.14), Senayo-2'nin en yüksek R (0.751) değeriyle optimum senaryo olduğu görülmektedir. Tüm senaryolar için elde edilen sonuçlar ayrıca Şekil 4.14'de sunulmuştur.

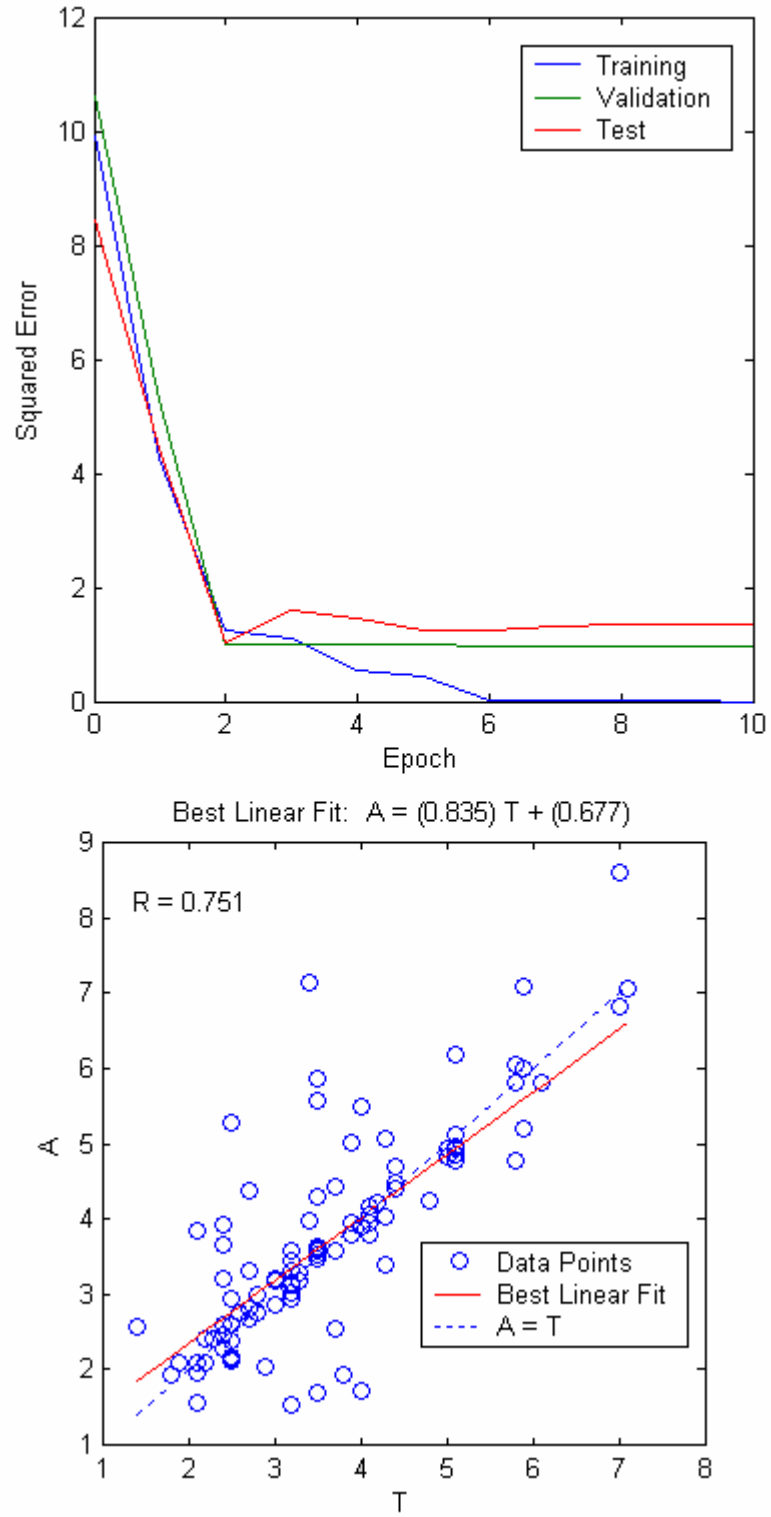
Çizelge 4.14. Çıkış toplam azot değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması

<b>Senaryo</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
<b>R</b>	0.732	<b>0.751</b>	0.67	0.613	0.686	0.716
<b>Atıksu</b>						
pH	X	X	X			X
İletkenlik	X	X	X			X
Sıcaklık	X	X	X			X
AKM						
KOİ			X			X
BOİ						
Toplam azot						
Toplam fosfat						
<b>Arıtma Çıkışı</b>						
pH	X	X	X	X	X	X
İletkenlik	X	X	X			
Sıcaklık	X	X	X	X	X	X
AKM		X	X	X	X	X
KOİ						
BOİ						X
<b>Aktif Çamur Havuzu</b>						
AKM		X	X	X	X	X
Geri devir AKM			X		X	X
ÇHİ					X	X

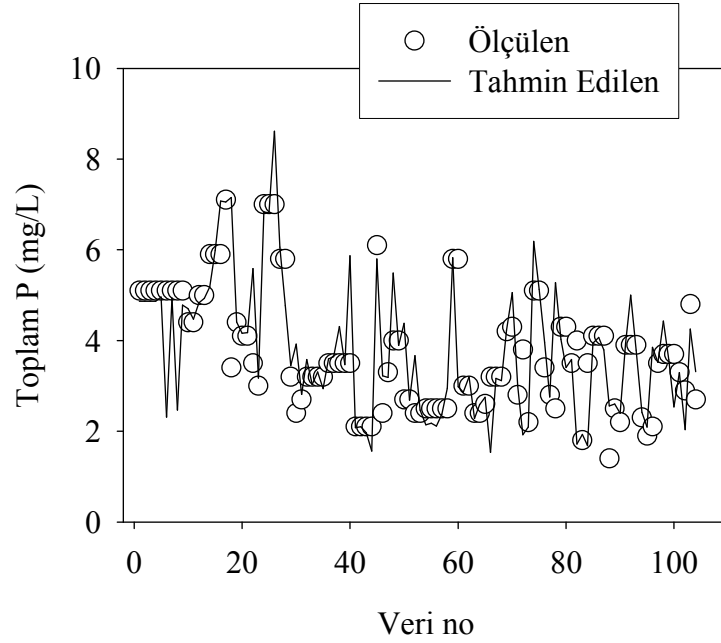


Şekil 4.14. Çıkış toplam fosfat değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer)

Optimum senaryo kullanılarak sabit nöron sayısında (20) farklı öğrenme algoritmaları için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.12’de verilmiştir. En iyi tahmin trainlm algoritmasının kullanılmasıyla elde edilmiştir. Farklı nöron sayılarında ANN tahminleri için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.13’de verilmiştir. Toplam azot tahmininde olduğu gibi optimum nöron sayısı 20 olarak belirlenmiştir. Toplam fosfat tahmini için optimize edilen ANN kullanılarak tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon ve hata fonksiyonu Şekil 4.15’de verilmiştir. Ayrıca, elde edilen sonuçların daha iyi karşılaştırılabilmesi için her bir veri noktası için ölçülen ve tahmin edilen veriler Şekil 4.16’de sunulmuştur.



Şekil 4.15. Çıkış toplam fosfat tahmininde optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon



Şekil 4.16. Çıkış toplam fosfat için ölçülen değerler ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması

#### 4.4.5. ANN kullanarak çamur hacim indeksinin tahmin edilmesi

Klasik aktif çamur tesislerinde gözlenen en önemli problem çamur kabarması olarak nitelendirilen ve çamurda yüksek miktarda ipliksi bakterilerin gelişmesinin neden olduğu problemdir. Çamur kabarması, çöken çamurun fazla hacim kaplamasına, yavaş çökmesine, geri devir çamurunun yeteri kadar konsantre olmamasına ve zaman zaman bulanık bir çıkış suyunun oluşmasına neden olmaktadır. Bir tesiste, çamur kabarma probleminin olup olmadığı çamur hacim indeksi (ÇHİ) değeri ile belirlenir. Çamur kabarması, nedenleri, sonuçları, çözüm yolları ve çamur hacim indeksinin hesaplanması detaylı olarak Bölüm 2.4'de verilmiştir.

Çamur kabarma probleminin sık gözlenmesi ve sistem performansı üzerindeki bu olumsuz etkisinden dolayı ÇHİ değeri DMAA'nde olduğu gibi birçok evsel atıksu arıtma tesisinde rutin olarak izlenmektedir. Dolayısıyla, ÇHİ değerlerinin ve çamurun çökebilme özelliğinin ANN kullanılarak tahmin edilmesi oldukça önemli ve arıtma sistemlerinin işletilmesinde faydalı olabilecek bir çalışmadır.

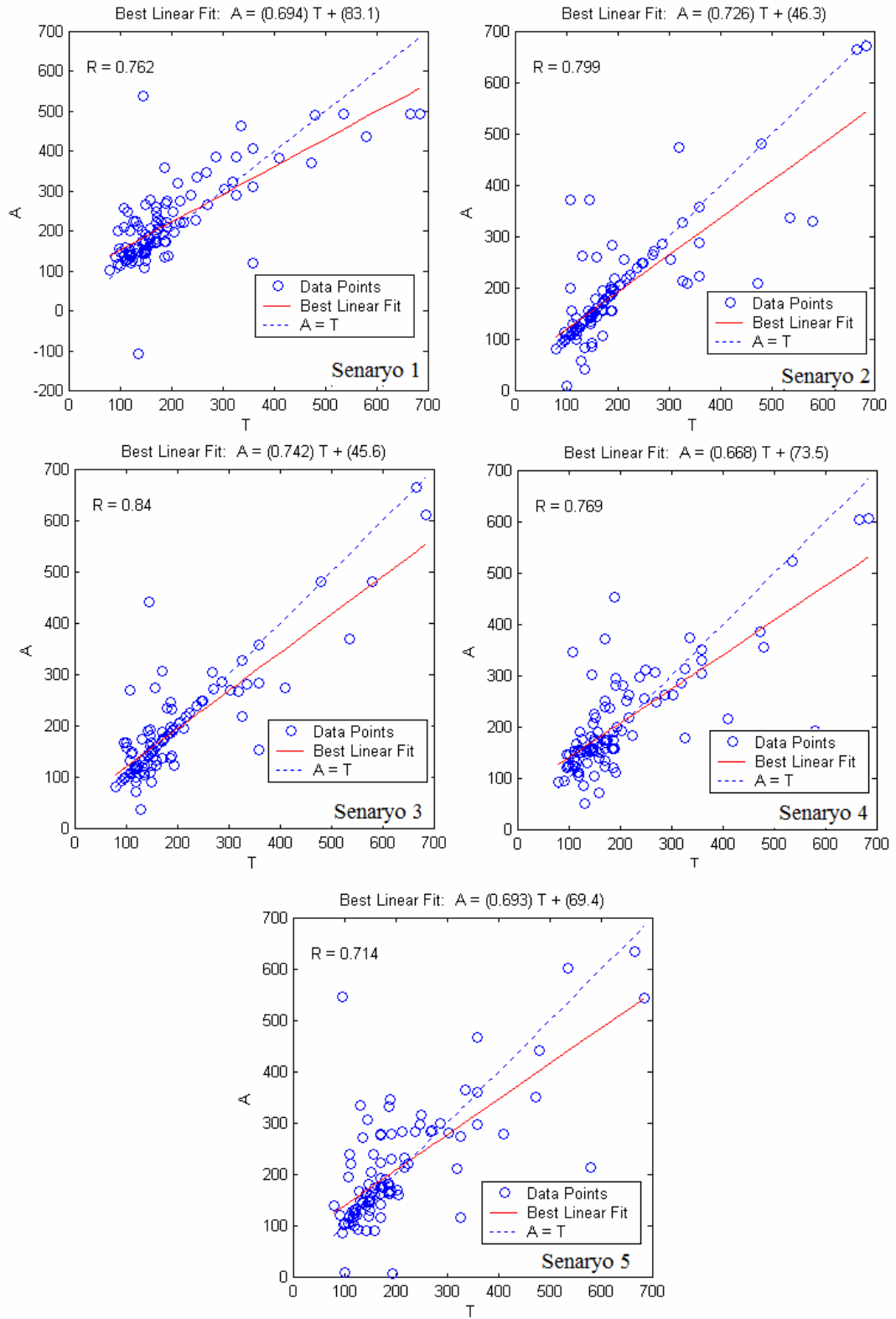
Farklı senaryolar için elde edilen ANN sonuçları Çizelge 4.15’de verilmiştir. Farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar kıyaslandığında en iyi sonuç Senaryo-3 (R=0.84) için bulunmuştur. Tüm senaryolar için elde edilen sonuçlar Şekil 4.17’de verilmiştir. Diğer tahmin edilen parametrelere benzer şekilde ilk olarak en iyi öğrenme algoritmasının seçilmesi için çalışma yapılmıştır (Çizelge 4.12). Diğer parametrelerde olduğu gibi en iyi sonuç trainlm öğrenme algoritmasının kullanılmasıyla elde edilmiştir.

Çizelge 4.15. ÇHI değerlerinin tahmin edilmesinde çeşitli senaryoların kıyaslanması

Senaryo	1	2	3	4	5
<b>R</b>	0.762	0.799	<b>0.84</b>	0.769	0.714
<b>Atıksu</b>					
pH	X	X	X		
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X		
AKM					
KOİ			X		
BOİ					
Toplam azot					
Toplam fosfat					
<b>Arıtma Çıkkışı</b>					
pH	X	X	X	X	X
İletkenlik	X	X	X		
Sıcaklık	X	X	X	X	X
AKM		X	X	X	X
KOİ					
BOİ					
<b>Aktif Çamur Havuzu</b>					
AKM		X	X	X	X
Geri devir AKM			X		X
ÇHI					

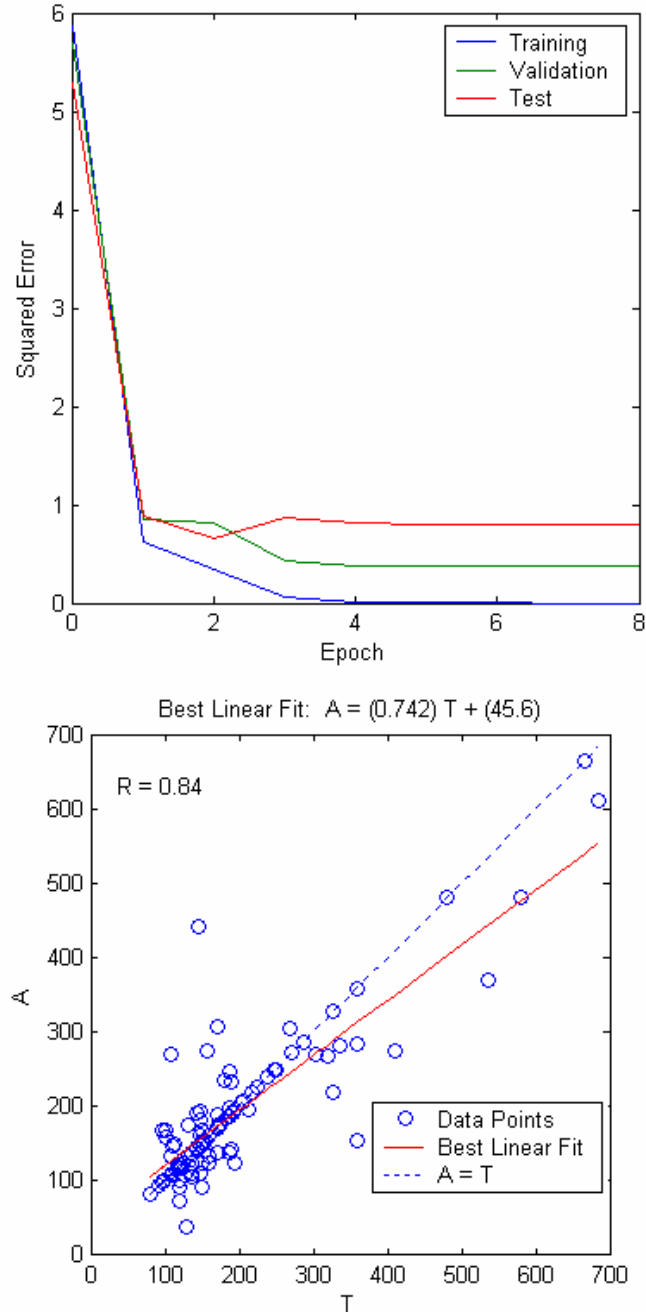
Seçilen senaryo için öğrenme algoritması trainlm’de sabit tutularak, farklı nöron sayılarında ANN tahminleri için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.13’de verilmiştir. Tahmin için kullanılan birçok parametrede olduğu gibi optimum nöron sayısı 20 olarak tespit edilmiştir.



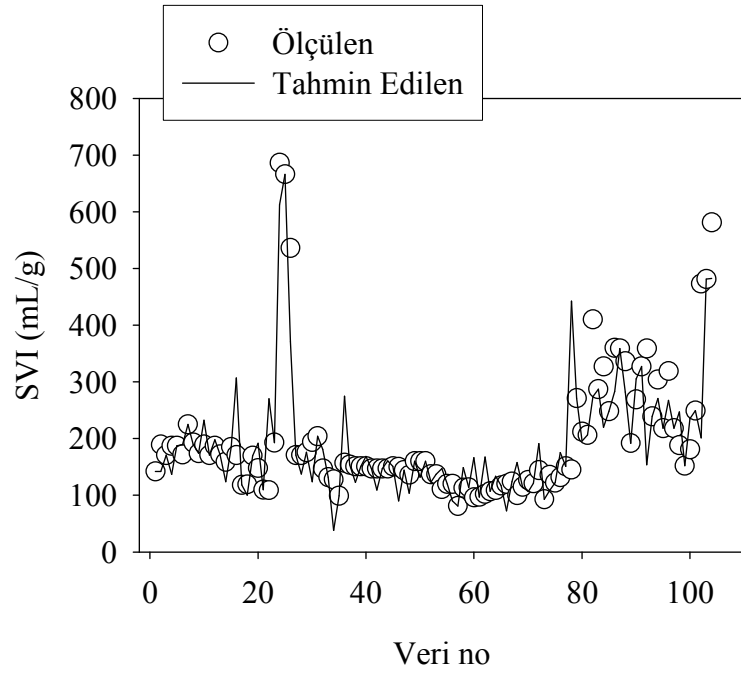


Şekil 4.17. ÇHI değerlerinin tahmin edilmesinde farklı senaryolar için elde edilen sonuçlar (A: tahmin edilen veri, T: ölçülen değer)

ÇHI tahmini için optimize edilen ANN kullanılarak tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon ve hata fonksiyonu Şekil 4.18’de verilmiştir. Ayrıca, elde edilen sonuçların daha iyi karşılaştırılabilmesi için her bir veri noktası için ölçülen ve tahmin edilen veriler Şekil 4.19’da sunulmuştur.



Şekil 4.18. ÇHI optimize edilen ANN yapısına ait hata fonksiyonu ve tahmin edilen veriler ile ölçülen veriler arasındaki korelasyon



Şekil 4.19. Ölçülen ÇHI değerleri ve ANN tahmin değerlerinin kıyaslanması

## 5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

### 5.1. Sonuçlar

Bu çalışmada Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi (DMAA) performansı ayrıntılı olarak incelenerek, yapay sinir ağlarıyla (ANN) modelleme çalışmaları yapılmıştır. Tesis girişinde KOİ ve BOİ büyük salınımlar yapmakta olup, bu salınımların kanalizasyona deşarj edilen endüstriyel atıksulardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, giriş KOİ konsantrasyonunun yüksek olduğu dönemlerde BOİ/KOİ oranının 0.1 değerlerine kadar düştüğü gözlenmiştir. Dolayısıyla, endüstriyel deşarjların gelen atıksuyun biyolojik arıtılabilirliğini düşürüp ve inert KOİ konsantrasyonunu yükselttiği söylenebilir. Tesis çıkışında ortalama KOİ ve BOİ konsantrasyonları sırasıyla,  $107\pm 40$  mg/L ve  $11\pm 6$  mg/L olup, Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği tarafından verilen sınır değerleri çoğu zaman sağlamakla beraber, endüstriyel deşarjların yoğun olduğu ve giriş KOİ konsantrasyonunun yüksek olduğu bazı günlerde KOİ konsantrasyonunun deşarj standartlarının bir miktar üzerinde olduğu görülmüştür. Tesiste ortalama ÇHİ değeri 200 mL/g civarında olup, çamur kabarma problemi söz konusudur. Bunun nedeni ise, endüstriyel deşarjdan kaynaklanan yüksek organik yüklemeleri havalandırma sisteminin karşılayamayarak havalandırma havuzunda çözünmüş oksijen konsantrasyonunun kimi zaman 0.5 mg/L civarına düşmesi olduğu düşünülmektedir.

Tesis çıkış KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu ÇHİ değerleri yapay sinir ağları kullanılarak modellenmiştir. ANN modellemesi ile oldukça iyi sonuçlar alınmış olup, çıkış KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu ÇHİ parametreleri için ölçülen ve tahmin edilen parametreler arasındaki korelasyon katsayıları sırasıyla; 0.90, 0.83, 0.74, 0.75 ve 0.84 olarak bulunmuştur. Sonuç olarak, yapay sinir ağları ile gerçek ölçekli bir arıtma tesisi performansı oldukça iyi bir şekilde tahmin edilmiştir.

**5.2. Öneriler**

Benzer çalışmaların diğer tesisler için de yapılarak yapay sinir ağları içeren bir işletme sistemi kurularak, tesisde oluşabilecek problemler önceden belirlenip gerekli önlemler alınabilir.

Ayrıca yapay sinir ağları kullanımında kolay ölçülebilen parametreler giriş (input) parametresi olarak kullanılırsa tahmin çok daha ekonomik şekilde yapılabilir.

## KAYNAKLAR

- ABDUL-WAHAB S.A., and AL-ALAWI S.M., 2002. Assessment and prediction of tropospheric ozone concentration levels using artificial neural networks. *Environ. Modell. Softw.* 17: 219-228.
- APHA, 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- BITTON G., 2005. *Wastewater Microbiology*, Third Edition, Wiley.
- CLAIR T.A., and EHRMAN J.M., 1996. Variations in discharge and dissolved organic carbon and nitrogen export from terrestrial basins with changes in climate: a neural network approach. *Limnol. Oceanogr.* 41: 921–927.
- COTE, M., GRANDJEAN, B. P. A., LESSARD, P., and THIBAUT, J., 1995. Dynamic modeling of the activated sludge process: Improving prediction using neural networks. *Water Research*, 29(4): 995–1004.
- ÇEVRE VE ORMAN BAKANLIĞI, 2009. Atıksu Arıtımı Eylem Planı (2008-2012)
- EL-DIN A.G., and SMITH D.W., 2002. A neural network model to predict the wastewater inflow incorporating rainfall events. *Water Res.* 36: 1115-1126.
- GUJER, W., HENZE, M., MINO, T., and LOOSDRECHT, M. V., 1999. Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, 39(1): 183–193.
- HAMED, M. M., KHALAFALLAH, M. G., and HASSANIEN, E. A., 2004. Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software*, 19(10): 919–928.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., and MARAIS, G. V. R., 1995. Waste-water and biomass characterization for the Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 31(2): 13–23.
- HONG, Y. S. T., ROSEN, M. R., and BHAMIDIMARRI, R., 2003. Analysis of a municipal wastewater treatment plant using a neural network-based pattern analysis. *Water Research*, 37(7), 1608–1618.
- JAIN, A. K., and MAO, J., 1996. Artificial neural networks: A tutorial. *Computer*, 29(3), 31–44.
- KARACA F., and ÖZKAYA B., 2006. NN-LEAP: A neural network-based model for controlling leachate flow-rate in a municipal solid waste landfill site. *Environ Modell Softw*, 21: 1190-1197.
- LEE, D.S., JOEN, C.O., PARK, J.M., and CHANG, K.S., 2002. Hybrid neural network modeling of a full-scale industrial wastewater treatment plant. *Biotechnology and Bioengineering* 78: 670–682.

- MAIER H.R., and DANDY G.C., 1996. The use of artificial neural networks for the prediction of water quality parameters. *Water Resour. Res.* 32: 1013–1022.
- METCALF and EDDY, 1999. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Third Editions, Mc Graw Hill.
- METCALF and EDDY, 2004. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Fourth Editions, Mc Graw Hill.
- MJALLI, F. S., AL-ASHEH, S., and ALFADALA, H. E., 2007. Use of artificial neural network black-box modeling for the prediction of wastewater treatment plants performance. *Journal of Environmental Management*, 83(3): 329–338.
- MORAL H., AKSOY A., and GOKCAY C.F., 2008. Modeling of the activated sludge process by using artificial neural networks with automated architecture screening. *Computers and Chemical engineering*, 32: 2471-2478.
- NUNNARI G., DORLING S., SCHLINK U., CAWLEY G., FOXALL R., and CHATTERTON T., 2004. Modelling SO<sub>2</sub> concentration at a point with statistical approaches. *Environ. Modell. Softw.* 19: 887-905.
- ONKAL-ENGIN G., DEMIR I., and ENGIN S.N., 2005. Determination of the relationship between sewage odour and BOD by neural networks. *Environ. Modell. Softw.* 20: 843-850.
- PLAZL, I., PIPUS, G., DROLKA, M., and KOLOINI, T., 1999. Parametric sensitivity and evaluation of a dynamic model for single-stage wastewater treatment plant. *Acta Chimica Slovenica* 42: 289–300.
- RITTMANN B.E. and McCARTY P.L., 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. Mc Graw Hill.
- SAHINKAYA E., ÖZKAYA B., KAKSONEN A.H., and PUHAKKA J.A., 2007. Neural network prediction of thermophilic (65°C) sulfidogenic fluidized-bed reactor performance for the treatment of metal-containing wastewater. *Biotechnol. Bioeng.* 97: 780-787.
- SAHINKAYA E., 2009. Biotreatment of zinc-containing wastewater in a sulfidogenic CSTR: performance and artificial neural network (ANN) modeling studies. *Journal of Haz. Mat.* 164, 105-113.
- SMITH, M., 1996. *Neural Networks for Statistical Modeling*. International Thomson Computer Press, Boston.
- STRIK D.P.B.T.B., DOMNANOVICH A.M., ZANI L., BRAUN R., and HOLUBAR P., 2005. Prediction of trace compounds in biogas from anaerobic digestion using the MATLAB neural network toolbox. *Environ. Modell. Softw.* 20: 803-810.
- YESILNACAR M.İ., SAHINKAYA E., NAZ M., and OZKAYA B., 2008. Neural network prediction of nitrate in groundwater of Harran Plain, Turkey. *Environmental Geology*, 56: 19-25.
- ZHU, J., ZURCHER, J., RAO, M., and MENG, M.Q-H., 1998. An on-line wastewater quality prediction system based on a time-delay neural network. *Engineering Application of Artificial Intelligence* 11: 747–758.

## ÖZGEÇMİŞ

1979 Yılında Denizli’de doğdu. İlk ve orta öğrenimini Denizli’de tamamladı ve 1999 yılında Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. Mezuniyetinden sonra 2000 yılında yüksek lisans çalışmalarına başladı. 2002-2005 yılında Denizli ilinde Koltuksuz Tekstil işletmesinde Atıksu Arıtma Tesisi İşletme Şefliği yaptı. 2005 yılından itibaren Denizli Belediyesi Su ve Kanalizasyon Müdürlüğünde Çevre Mühendisi pozisyonunda çalışmaktadır. 2007 yılından itibaren Denizli Belediyesi Merkez Atıksu Arıtma tesisinde proses sorumlusu olarak çalışmaktadır. Evli olup bir çocuk sahibidir.



## ÖZET

Bu çalışmada Denizli (Merkez) Atıksu Arıtma Tesisi (DMAA) performansı ayrıntılı olarak incelenerek, yapay sinir ağlarıyla (ANN) modelleme çalışmaları yapılmıştır. DMAA aktif çamur ünitesine sahip olup, tesis giriş ve çıkışında rutin olarak pH, sıcaklık, iletkenlik, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam azot ve toplam fosfat analizleri yapılmaktadır. Ayrıca, aktif çamur havalandırma havuzunda rutin olarak çözülmüş oksijen, askıda katı madde (AKM) ve çamur hacim indeksi (ÇHİ) ölçümleri yapılmaktadır. Tesis girişinde KOİ ve BOİ büyük salınımlar yapmakta olup, bu salınımların kanalizasyona deşarj edilen endüstriyel atıksulardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, giriş KOİ konsantrasyonunun yüksek olduğu dönemlerde BOİ/KOİ oranının 0.1 değerlerine kadar düştüğü gözlenmiştir. Dolayısıyla, endüstriyel deşarjların gelen atıksuyun biyolojik arıtılabilirliğini düşürdüğünü ve inert KOİ konsantrasyonunu yükselttiği söylenebilir. Tesis çıkışında ortalama KOİ ve BOİ konsantrasyonları sırasıyla,  $107\pm 40$  mg/L ve  $11\pm 6$  mg/L olup, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği tarafından verilen sınır değerleri çoğu zaman sağlamakla beraber, endüstriyel deşarjların yoğun olduğu ve giriş KOİ konsantrasyonunun yüksek geldiği bazı günlerde KOİ konsantrasyonunun deşarj standartlarının bir miktar üzerinde olduğu görülmüştür. Tesiste ortalama ÇHİ değeri 200 ml/g civarında olup, çamur kabarma problemi söz konusudur. Bunun nedeni ise, endüstriyel deşarjdan kaynaklanan yüksek organik yüklemeleri havalandırma sisteminin karşılayamayarak havalandırma havuzunda çözülmüş oksijen konsantrasyonunun kimi zaman 0.5 mg/L civarına düşmesi olduğu düşünülmektedir.

Tesis çıkış KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu ÇHİ değerleri yapay sinir ağları kullanılarak modellenmiştir. Her bir parametre için ilk olarak ANN giriş parametrelerinin belirlenmesi amacıyla çalışma yapılmıştır. İkinci aşamada ise 12 öğrenme algoritması içinden en iyisi deneme yanılma yöntemi ile bulunmuştur. Üçüncü aşamada ise, nöron sayısı optimize edilerek modellenen her bir parametre için ANN yapısı optimize edilmiştir. ANN modellemesi ile oldukça iyi

sonuçlar alınmış olup, ıkış KOİ, BOİ, toplam azot, toplam fosfat ve havalandırma havuzu HI parametreleri için ölçülen ve tahmin edilen parametreler arasındaki korelasyon katsayıları sırasıyla; 0.90, 0.83, 0.74, 0.75 ve 0.84 olarak bulunmuştur. Sonuç olarak, yapay sinir ağları ile gerçek ölçekli bir arıtma tesisi performansı oldukça iyi bir şekilde tahmin edilmiş olup, yapay sinir ağlarının kullanılmasıyla arıtma tesislerinin daha başarılı işletilebilecektir.

## SUMMARY

In this study, the performance of Denizli Wastewater Treatment Plant (DWWTP) was deeply investigated and modeled using Artificial Neural Networks (ANN). The DWWTP includes an activated sludge process. pH, conductivity, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen, total phosphate were analyzed regularly at influent and effluent of the plant. Additionally, suspended solid (SS) and sludge volume index (SVI) were analyzed regularly. The COD and BOD concentrations at the plant influent showed great variations due to industrial discharges to the sewer system. Additionally, the BOD/COD ratio decreased to even 0.1 when influent COD concentrations were high. Hence, industrial discharges decreased wastewater biodegradability and increased influent inert COD concentration. The average COD and BOD concentrations at the effluent of treatment plant were  $107\pm 40$  mg/L and  $11\pm 6$  mg/L, respectively, and most of the time, the effluent meets the discharge standards of Water Pollution and Control Regulation. Whereas, effluent COD concentrations exceeded standard values when the influent COD concentrations were high. The average SVI value at the aeration tank was around 200 ml/g and sludge bulking problem was noticed. The reason of this problem is that the aeration equipment of the aeration tanks are not sufficient for high organic loadings caused by industrial discharge and sometimes oxygen concentrations in the aeration tanks decreased to even 0.5 mg/L.

The effluent COD, BOD, total nitrogen, total phosphate and SVI at aeration tank were modeled using ANN. First of all, ANN input parameters were determined. In the second stage, the best back-propagation algorithm was selected within total 12 algorithms. In the third stage, the neuron number was optimized and the best ANN structure was determined. Nice fittings were observed with ANN modeling and the correlation coefficients between model predictions and measurements for COD, BOD, total nitrogen, total phosphate and SVI were 0.90, 0.83, 0.74, 0.75 and 0.84, respectively. As a result, the performance of a full scale wastewater treatment plant

was predicted by artificial neural network and this can be used for the operation of wastewater treatment plants.