



T.C.
SELÇUK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

EVSEL ATIKSULARDA ÇÖZÜNMÜŞ ORGANİK AZOTUN BİYOLOJİK PARÇALANABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Ayşe SEVİL

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Aralık-2015
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

Ayşe SEVİL

15.12.2015

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

EVSEL ATIKSULARDA ÇÖZÜNMÜŞ ORGANİK AZOTUN BİYOLOJİK PARÇALANABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

AYŞE SEVİL

Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd.Doç.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

2015, 49 Sayfa

Jüri
Yrd.Doç.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR
Prof.Dr. Mehmet Faik SEVİMLİ
Doç.Dr. Şükrü DURSUN

ÖZET

Teknolojik gelişmelerin, tüketim alışkanlıklarının artması ve hızlı nüfus artışıyla birlikte, su kirleticilerinin de miktar ve türleri artmaktadır. Bu nedenle atıksu arıtma tesisleri (AAT) çıkış deşarjları sucul ortamlara nutrient yüklenmesinde önemli bir kaynaktır. Atıksu arıtma tesisleri çıkışındaki çözünmüş azot inorganik (amonyak, nitrit ve nitrat azotu) ve organik formları içermektedir. Nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri ile donatılmış olan AAT'lerinde yüksek çözünmüş inorganik azot (ÇİA) giderimi (% 95'in üzerinde) gerçekleştirilebilmektedir. Son yapılan çalışmalar AAT çıkışlarında çözünmüş organik azotun (ÇOA), toplam çözünmüş azot (TÇA) içerisinde önemli bir kısmı oluşturduğunu ve genellikle bu aralığın çıkış TÇA'un % 25-80'ı olduğunu göstermiştir. Kompleks oluşu nedeniyle, ÇOA verildiği sucul ortamlarda, azotlu dezenfeksiyon yan ürünleri için öncü bileşik olarak, bakteri, alg gelişiminde nutrient olarak davranabilir ve çözünmüş oksijeni tüketebilir. ÇOA, membran bozulması, ötrofikasyon ve diğer nitrifikasyon konularında reaksiyonlara katılabilir. Bunların bir sonucu olarak, atıksu arıtımında ÇOA yönetimi önemli bir konudur. Biyolojik parçalanabilen ÇOA (BÇOA), ÇOA'un belirli karışık bakteri kültürü tarafından mineralize edilebilen kısmıdır.

Bu çalışmada, ÇOA ve BÇOA'nın 4 bölmeli Bardenpho prosesi bulunan bir Atıksu Arıtma Tesisi'nde arıtım hattı boyunca değişimi incelenmiştir. AAT'nde farklı noktalardan temin edilen atıksu örneklerinin biyolojik parçalanabilirliğinin belirlenebilmesi için 28 günlük inkübasyon prosedürünün öncesinde ve sonrasında çözünmüş azot türleri (Kjeldahl, amonyak, nitrit ve nitrat azotu) analiz edilmiştir. ÇOA değerleri ön arıtım çıkışında 1.9-56.76 mg/L ve AAT çıkışında 4.1-19.7 mg/L aralığında tespit edilmiştir. Karışık bakteri kültürü kullanılarak atıksu örneklerinde biyolojik parçalanabilirlik incelenmiş ve AAT arıtım hattında farklı örnekleme zamanlarında % 26-98 aralığında belirlenmiştir. BÇOA/TÇA oranı %6-85 aralığında bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Çözünmüş organik azot (ÇOA), biyolojik parçalanabilen çözünmüş organik azot (BÇOA), Atıksu arıtma tesisi (AAT).

ABSTRACT

M.Sc. THESIS

THE INVESTIGATION OF BIODEGRADABILITY OF DISSOLVED ORGANIC NITROGEN IN DOMESTIC WASTEWATERS

Ayşe SEVİL

The Graduate School of Natural and Applied Science of Selçuk University
The Degree of Master of Science in Environmental Engineering

Advisor: Asst.Prof.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

2015, 49 Pages

Jury
Asst.Prof.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR
Prof.Dr. Mehmet Faik SEVİMLİ
Assoc.Prof.Dr. Şükrü DURSUN

ABSTRACT

The amount and diversity of water pollutants is increasing with the increasing technological advances, consumption patterns and rapid population growth. Therefore wastewater treatment plants (WWTPs) effluents discharges are important source for nutrient loading to aquatic environments. Dissolved nitrogen in wastewater treatment plant effluent includes inorganic (ammonia, nitrite and nitrate nitrogen) and organic forms. High dissolved inorganic nitrogen (DIN) removal (more than 95%) was able to achieved in WWTPs equipped with nitrification/denitrification processes. Recent studies indicate that dissolved organic nitrogen (DON) represents a significant portion of the total dissolved nitrogen (TDN) in WWTPs's effluent and generally ranging from 25% to 80% of the effluent TDN. Because of its complexity, DON may act as a nitrogenous disinfection by-product precursor, a nutrient for bacterial, algal growth and consume dissolved oxygen in the receiving waters. DON can participate in reactions that lead to membrane fouling, eutrophication and other nitrification issues. As a result of these concerns, management of DON is important issue for wastewater treatment. Biodegradable DON (BDON) is a portion of DON that can be mineralized by an acclaimed mixed bacterial culture.

In this study, the fate of DON and BDON along the treatment trains of wastewater treatment plant including 4-stage Bardenpho process was investigated. Dissolved nitrogen species (Kjeldahl, ammonia, nitrite and nitrate nitrogen) were analyzed before and after 28-day incubation procedure for to determine the biodegradability of wastewater samples obtained from different sampling points in WWTP. DON values were determined between 1.9-56.76 mg/L in effluent of primary treatment and 4.1-19.7 mg/L in effluent of WWTP. The biodegradability of wastewater samples were determined by using a mixed bacteria culture and identified between 26%-98% for different sampling time at WWTP treatment train. BDON/TDN ratio was found in 6%-85% ranges.

Keywords: Dissolved organic nitrogen (DON), biodegradable dissolved organic nitrogen (BDON), Wastewater treatment plant (WWTP).

ÖNSÖZ

Bu tezin yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkılarından dolayı danışman hocam Yrd.Doç.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR'a, çalışmalarımda gerekli olan materyallerde bana destek veren Konya Su ve Kanalizasyon Daire Başkanlığı personeline sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca bana her şeyden çok güvenen, maddi ve manevi destekleri ve gösterdikleri anlayıştan dolayı aileme, eşime ve arkadaşlarıma çok teşekkür ederim.

AYŞE SEVİL
KONYA-2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **iv**

ABSTRACT ..... **v**

ÖNSÖZ ..... **vi**

İÇİNDEKİLER ..... **vii**

SİMGELER VE KISALTMALAR ..... **viii**

1. GİRİŞ **1**

1.1. Atıksularda Bulunan Azot Bileşikleri 2
1.2. Azot Kaynakları ve Formları 3
1.3. Azot Çevrimi 5
1.4. Azotlu Bileşiklerinin Çevresel Etkileri 6
1.5 Atıksulardan Azot Giderim Yöntemleri 8
1.5.1 Biyolojik yöntemler 8
1.5.1.1 Nitrifikasyon 8
1.5.1.2 Denitrifikasyon 16
1.5.1.3 Bardenpho Prosesi (Dört Basamaklı) 19
1.6. Evsel Nitelikli Atıksuyun Özellikleri 19
1.7. Evsel Nitelikli Atıksularda Azot ve Fosforun Önemi 22

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI **25**

3. MATERYAL VE YÖNTEM **27**

3.1. Tesis Tanıtımı 27
3.2. Örnekleme Noktaları 28
3.3. Analiz Metodları 28
3.4. İnkübasyon Prosedürü 29

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA **30**

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER **45**

KAYNAKLAR **48**

ÖZGEÇMİŞ **50**

SİMGELER VE KISALTMALAR

Kısaltmalar

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BÇOA	: Biyolojik Olarak Çözünmüş Organik Azot
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
ÇOA	: Çözünmüş Organik Azot
NH_3	: Amonyak
$NH_3 – N$	: Amonyak Azotu
NO_3	: Nitrat
$NO_3 – N$	: Nitrat Azotu
NO_2	: Nitrit
$NO_2 – N$	: Nitrit Azotu
TÇA	: Toplam Çözünmüş Azot
TKA	: Toplam Kjeldahl Azotu

1. GİRİŞ

Gelişen teknoloji ve nüfus artışına bağlı olarak hızla yaygınlaşan sanayileşme süreci çevre kirliliğini de beraberinde getirmektedir. Sanayileşmeye bağlı olarak gelişen çevre kirliliğinin önemli bir bileşeni de bu sanayilerden kaynaklanan atıksuların yüzeysel ve yeraltı sularında meydana getirdiği kirlenme ve bu kirlenmenin sebep olduğu diğer çevre sorunlarıdır. Bu bağlamda farklı kirlilik kaynaklarından gelen ve özellikle yüzeysel su kaynaklarının kirlenmesinde büyük öneme sahip parametrelerden biri azot bileşikleridir (Öztürk, 2006).

Yüzeysel sular, yeraltı suları ve atıksularda en çok bulunan azot bileşikleri amonyak (NH_3), nitrit (NO_2), nitrat (NO_3) ve organik azottur. Bu azot çeşitleri ve azot gazı (N_2) azot çevriminde yer alır ve biyokimyasal olarak birbirine dönüşebilir. Azotun başlıca kaynakları evsel ve endüstriyel atıksular ile tarımsal alanlardan kaynaklanan drenaj sularıdır. Azot değişik oksidasyon seviyelerinde hemen hemen tüm canlı hücrelerin yaşama ve üremeleri için gerekli bir besin maddesidir. Bu nedenle üreme ve yaşamanın devam edebilmesi için besi maddesi adıyla tanımladığımız bu tür elementlerin belli bir minimum değerin üstünde olması gerekir. Problem, besi maddesi miktarının çeşitli sebeplerle söz konusu optimum seviyenin üzerine çıkması durumunda başlar. Yüzeysel sularda veya yeraltı sularında çeşitli azot bileşiklerinin aşırı miktarda birikmesi, çevreye ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkiler yapar. Azotlu bileşiklerin indirgenmişşekilleri önemli miktarda oksijen ihtiyacı duymakta ve alıcı ortamlardaki çözünmüş oksijen dengelerini bozmaktadır (Coşkuner, 2004). Bu yüzden su kirliliği alanındaki en önemli sorunlardan biri, nehirlerde, göllerde, veya haliç gibi akıntının az olduğu yerlerde çok miktarda besi maddesi yüklenmeleri nedeniyle ortaya çıkan ve aşırı miktarda canlı büyümesi (alg patlaması) olarak tanımlanan ötrofikasyondur. Ötrofikasyon, bulanıklığa ve çözünmüş oksijen eksikliğine neden olur ki, bu da su flora ve faunası üzerine olumsuz yönde etki eder. Bu nedenle azot arıtılması gereken bir parametre olarak ele alınmakta ve araştırmalar, yüksek verimli azot giderme yöntemleri üzerinde yoğunlaştırılmaktadır (Zengin, 2001).

Herhangi bir içme suyunda NH_3 bulunması, o su kütlesine kanalizasyon suyunun karışımını yani fekal (taze) kirlenmeyi gösterir. Nitrit tespiti kirlenmenin yeni olduğunu nitrat tespiti kirlenmenin uzun süre önce olduğunu gösterir (Karakuş, 2001).

Atıksularda nütrient (azot ve fosfor) kontrolü günden güne önem kazanmaktadır. Azot, atıksulardan genel olarak, daha ekonomik olması sebebiyle, biyolojik yöntemlerle

giderilmektedir. Bununla beraber azotun klasik biyolojik arıtma yöntemleri ile istenilen limitlere düşürülmesinde ve bu sistemlerin işletilmesinde önemli problemlerle karşılaşılabilinmektedir. Bu nedenle, özellikle endüstriyel atıksuların arıtılmasında fiziko-kimyasal prosesler günlük uygulamalarda önem kazanmıştır. Ancak bu yöntemlerin maliyetlerinin yüksek olması ve/veya uygulama zorluğu (güç işletme koşulları) bu yöntemlerin kullanımını sınırlamaktadır. Bu nedenle atıksulardan azot giderilmesinde güvenilir, kolay uygulanabilir, verimi yüksek ve ekonomik teknolojilerin geliştirilmesine duyulan ihtiyaç devam etmektedir (Öztürk, 2006).

1.1. Atıksularda Bulunan Azot Bileşikleri

Azot, karbonlu organik maddelerin biyolojik arıtımı sonucu üretilen biyokütlenin önemli bir bileşenidir. Bütün biyolojik atıksu arıtma sistemlerinde oluşan çamurların bünyesinde belli miktar azot bulunur. Organik azot, birçok atıksu içerisinde bulunabilen ve bir kısmı biyolojik olarak parçalanabilen partiküler bileşendir. Evsel atıklarda proteinler, üre ve ürik asit en önemli azot bileşenleridir.

Azot yüklerinin en önemli kısmını evsel atıksu tesislerinin çıkış suyu oluşturmaktadır. Bu tesislere gelen atıksu kuru havada 40-80 g.N/m^3 azot içermektedir. Bu azotun yaklaşık % 50-80' i amonyum azotu olup % 20-40'ı organik azot (üre ve protein şeklinde) ve küçük bir kısmı da nitrit ve nitrat azotundan oluşmaktadır. İleri arıtım uygulanmaksızın klasik arıtım süreçlerinde toplam azotun yaklaşık % 10-30'luk kısmı giderilebilir. Evsel atıksular ülkemizde su ortamına çoğunlukla doğrudan verilir. Evsel atıksuyun kişi başına azot katkısı 8-15 g/gün'dür.

Evsel atıksuların yanı sıra ticari işletmeler ve endüstriler de noktasal azot yükü kaynaklarını oluşturmaktadır. Endüstriyel tesislerden de imalat türüne bağlı olarak çok miktarda azot su ortamına verilmektedir. Endüstriyel atıksular başlangıçta nitrit ve nitrat içermeyebilir, fakat atıksulardaki mevcut amonyak varlığıyla nitrifikasyon reaksiyonları sonucu nitrit ve nitrat iyonlarına dönüşebilirler (Karakuş, 2001). Endüstriyel atıksularda mevcut azot bileşikleri daha ziyade karbona bağlı olup proteinler, aminler, azotlu aromatik/alifatik bileşikler, nitrit, nitrat ve amonyum tuzlarından ibarettir (Günay ve Debik., 1998). Azot yükü veren endüstriler arasında gübre, selüloz, tekstil, gıda, deri, bira, endüstrileri ile mezbahaneler sayılabilir. Bazı endüstriyel tesislerin azot yükleri Çizelge 1.1'de verilmiştir.

Çizelge 1.1. Bazı endüstrilerin azot yükleri (Temel, 2007)

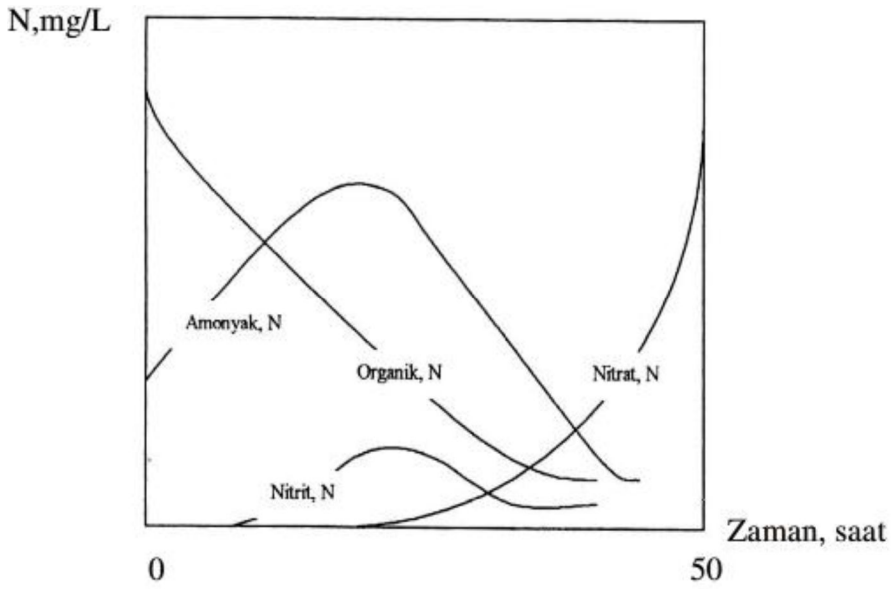
Endüstri Tipi	**Azot Konsantrasyonu (mg/L)**
Mezbaha	400-1500
Deri	575
Süt	18-60
Kağıt	23
Tekstil	7-159
Patates Nişasta Fabrikası	588
Şeker fabrikası	21-712
Hayvan Yetiştiriciliği	1000-3000

1.2. Azot Kaynakları ve Formları

Atıksulardaki azotun %60'ı biyolojik çevrimden ve doğal taşınımından, %40'ı ise insanlar tarafından üretilen atıktan gelmektedir Topraktaki azot bileşiklerinin kaynağı gübreler ve toprakta bulunan organik maddelerin mineralleşmesidir. Bu bileşikler topraktan kolayca yıkanarak suya geçmekte, böylece deşarj suyu önemli miktarda azot bileşikleri içermektedir. Yoğun tarımsal faaliyetin olduğu yerlerde azotun büyük bir kısmı bu kesimden, geri kalanı da atıksulardan gelmektedir. Azot formlarının aerobik şartlarda zamana bağlı değişimi Şekil 1.1'de gösterilmiştir.

Sularda ve atıksularda bulunan başlıca azot bileşikleri azalan oksidasyon kademesine göre nitrat azotu (NO_3-N), nitrit azotu (NO_2- N), amonyak azotu, (NH_3-N) ve organik azot (Org-N) şeklinde sıralanmaktadır. Bu azot türlerinin yanı sıra azot gazı (N_2-N) da azot çevriminde yer almaktadır. Azot çevriminde bulunan türler, biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda birbirine dönüşebilmektedir.

Organik azot; (3^-) değerlikli oksidasyon kademesinde organik olarak bağlı azottur. Organik azot konsantrasyonu, göl sularında rastlanan birkaç yüz µg/L'den kanalizasyon sularında karşılaşılan 20 mg/L'ye kadar uzanan geniş bir aralıkta bulunabilmektedir.



Şekil 1.1. Aerobik şartlarda, kirletilmiş sularda mevcut azot formlarındaki zamanla oluşan değişimler (Samsunlu, 2005)

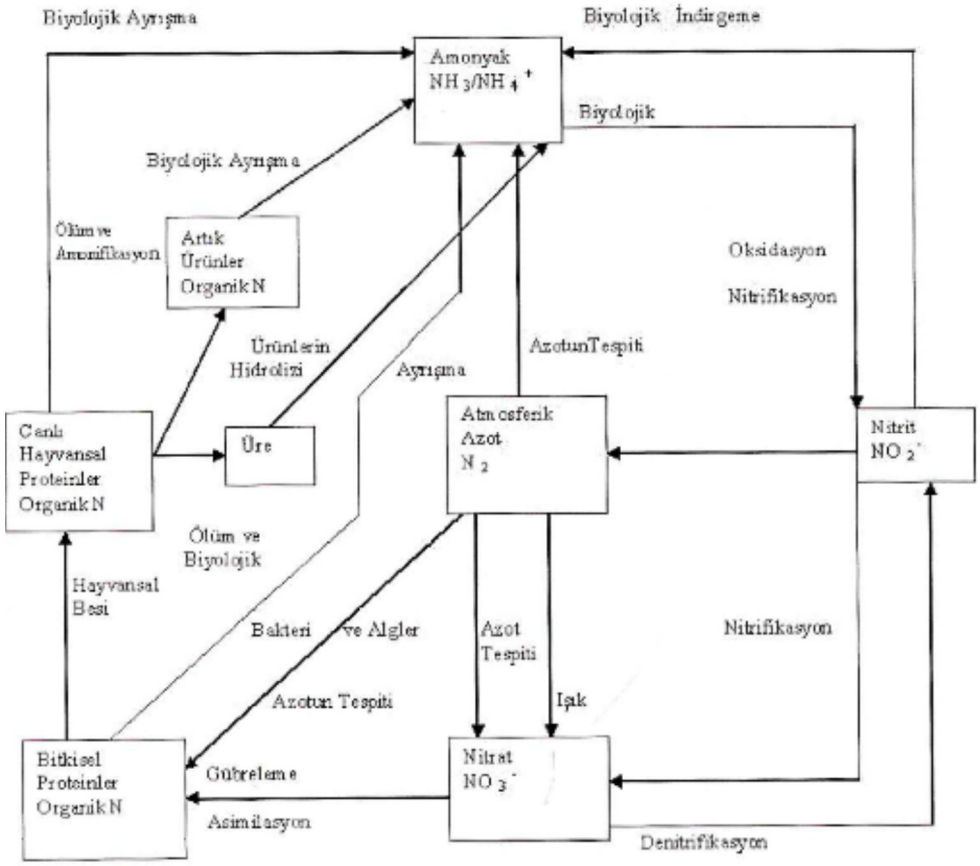
Amonyak azotu; büyük oranda organik azot içeren bileşiklerin deaminasyonu ve ürenin hidrolizi sonucunda meydana gelmektedir. Amonyak azotu konsantrasyonu, yüzey ve yer altısularında 10 µg/L'den atıksulardaki 30 mg/L'ye kadar değişen aralıklarda bulunabilmektedir. Analiz yoluyla organik azot ve amonyak azotu birlikte ölçülebilmekte ve Toplam Kjeldahl Azotu (TKA) olarak adlandırılmaktadır.

Nitrit azotu; azotun oksidasyonu sırasında hem amonyumun nitrata oksitlenmesi hem de nitratın indirgenmesi aşamalarında ara ürün olarak oluşur. Bu tür indirgenme ve oksidasyon reaksiyonları; atık arıtma sistemlerinde, su dağıtım sistemlerinde ve doğal kaynaklarda oluşur. Nitrit iyonunun varlığı ortamda aktif bir biyolojik olayın işaretidir. Çok düşük değerlerde bulunsa bile, kirlenmenin başladığını biyolojik olayların sürdüğünü gösterir.

Nitrat azotu; azot çevriminde azotun en yüksek yükseltgenme basamağındadır. Yüzey sularında çok eser miktarda nitrat bulunur, ancak yer altı sularında daha yüksek miktarlardadır. Sudaki nitratın kaynağı jeolojik olarak volkanik kayalardır. İçme sularında 5-10 mg/L bulunması halinde kirlenmeden şüphe edilmelidir. Suda amonyak ve nitrat bulunması bakteriyolojik analiz yapılması gereği için bir uyarı ölçüsüdür. Suya aynı kaynaktan zararlı bakterilerinde gelebileceğinin bir göstergesidir. Genellikle yer altı suyundaki nitratın suyun geçtiği jeolojik formasyonlarla bir ilgisi yoktur. Fakat çok seyrek olarak bazı yer altı sularında, suyun temas ettiği nitratlı kayaç ve minerallerden gelen nitrata da rastlanmaktadır.

1.3. Azot Çevrimi

Biyolojik kütleler için gerekli bir madde olan azotun formları ve dönüşümleri arasındaki ilişkiler Şekil 1.2'de gösterilen doğal bir çevrim ile temsil edilmiştir. Bu döngüdeki en önemli aşamalar, molekül azotun bağlanması, amonyaklaşma, nitrifikasyon ve denitrifikasyondur. Nitrat azotunun ortama hakim olması, atıksuların oksijen bakımından stabil hale geldiğini gösterir. Bununla beraber nitratlar, alg ve diğer su bitkileri tarafından bitkisel proteinlerinin oluşumu için kullanılabilir. Bunları da hayvanlar tüketerek hayvansal proteinlerin bünyesine geçerler. Ölü bitki ve hayvan proteinlerinin bakteriler tarafından ayrıştırılması, tekrar amonyağı meydana getirerek devre kapatılmış olur. Amonyumlu gübrelerdeki NH_3 azotu direk olarak bitkisel protein haline dönüşür. Bitkilerin ölümünden ve çürümesinden sonra da tekrar amonyak meydana gelir. Atmosferdeki azot, şimşek vs. gibi atmosfer olayları ile azot tespit eden bakteri ve algler vasıtasıyla su ve toprak ortamına geçer. Ayrıca suni gübre imali ve fabrikalardaki kimyasal işlemler sırasında da atmosfer azotu nitratlara ve amonyağa dönüşür (Temel, 2007).

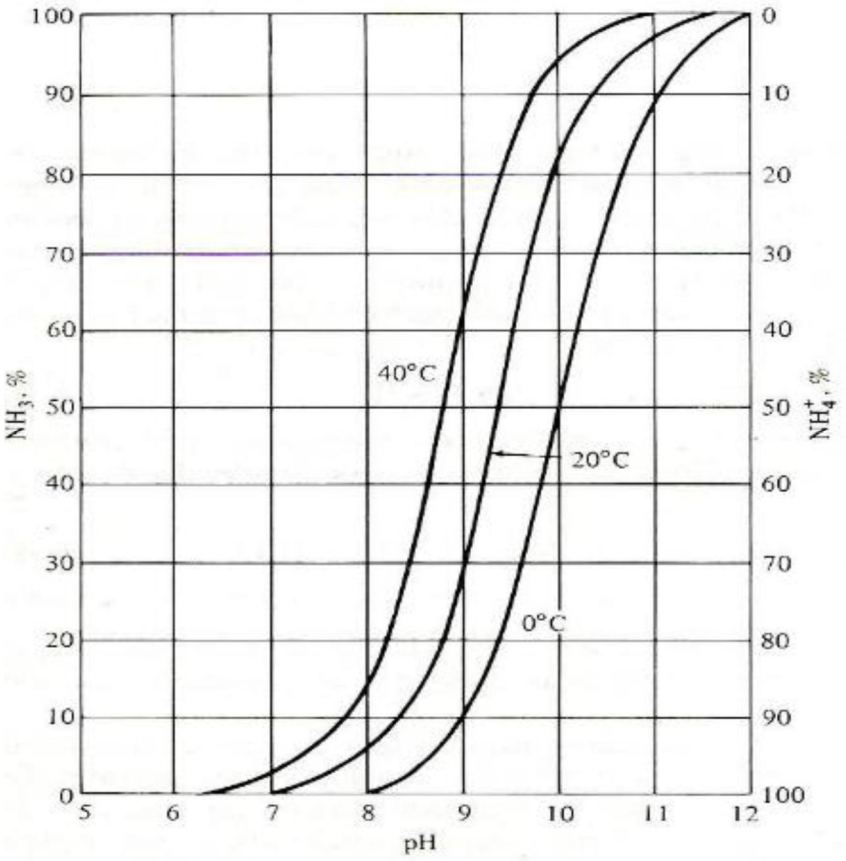


Şekil 1.2. Azot çevrimi (Temel, 2007).

1.4. Azotlu Bileşiklerinin Çevresel Etkileri

Yüzeysel sularda veya yer altı sularında çeşitli azot bileşiklerinin aşırı miktarda birikmesi, çevreye ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkiler yapar. Azotlu bileşiklerin indirgenmiş formları önemli miktarda oksijen ihtiyacı duymakta ve alıcı ortamlardaki çözünmüş oksijen dengelerini bozmaktadır. Bu yüzden su kirliliği alanındaki en önemli sorunlardan biri; nehirlerin, göllerin veya haliç gibi akıntının az olduğu yerlerde çok miktarda besi maddesi ile yüklenmeleri nedeniyle ortaya çıkan ve aşırı miktarda canlı büyümesi (alg patlaması) olarak tanımlanan ötrofikasyondur. Ötrofikasyon, bulanıklığa ve çözünmüş oksijen eksikliğine neden olur ki bu da su flora ve faunası üzerine olumsuz yönde etki yapar. Ayrıca oksijensiz kalan bu ortamlarda anaerobik şartlar etkin olur ve anaerobik parçalanma sonucu çeşitli gazlar (CH_4, H_2S vb.) bu suların kötü kokmasına sebep olurlar.

Araştırmalar serbest amonyağın amonyum iyonundan (NH_4^+) daha fazla zehirlilik etkisi olduğunu göstermektedir. Amonyağın çok düşük konsantrasyonları bile (yaklaşık 0,2 mg/L) balık ve sucul yaşamın diğer formları için zehirlidir. Eşitlik 1.1'de görüldüğü üzere amonyak ile amonyum iyonu arasındaki ilişki pH'ya bağlıdır. Bu ilişki şekil 1.3'de gösterilmektedir. 8,5'ten büyük pH değerlerinde amonyak yüzdesi ve buna bağlı olarak zehirlenme hızlı bir şekilde artar. Böylece, özellikle küçük debili akarsularda yaz aylarında ve alkali ortamlarda amonyak içeren atıksuların suda yaşayan canlılar için zararlı olacağı söylenebilir (Temel, 2007).



Şekil 1.3.pH ve sıcaklığın amonyak ve amonyum iyonu dağılımı üzerine etkisi

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+ \qquad (1.1)$$

Oda sıcaklığında (20 ^{0}C) ve pH 7-7,5'te ortamda NH_4^+ fazla, pH 8'den sonra sıcaklık arttıkça toplam amonyumun iyonlaşmamış kısmı (NH_3) da artmaktadır. pH 8'e kadar NH_3-N in hemen hepsi iyonlaşmış halde bulunurken, pH 10'dan sonra iyonlaşmamış halde bulunur .

Nitrit, kimyasal (özellikler klorla dezenfeksiyon uygulanmalarında) ya da enzimatik olarak aminlerle de reaksiyona girer ve kanserojen olan nitroaminleri oluşturur. Nitrat iyonunun sularda fazla bulunması bebeklerde mavi bebek hastalığına neden olmaktadır.

Ayrıca amonyak, metallerin ve yapı malzemelerinin korozyonunu artırıcı bir etkiye de sahiptir ve hidroklorik asitle reaksiyona girerek hipoklorite kıyasla daha az etkili dezenfektan olan kloraminleri oluşturur. Bu sebeple amonyak atıksu sisteminin son basamağında düşük seviyede bulunan organik maddelerin arıtılması ve zararlı

mikroorganizmaların yok edilmesi amacıyla yapılan klorlamanın etkisini azaltmaktadır (Temel, 2007).

Amonyak içeren sular direkt olarak alıcı ortama deşarj edilirse amonyak nitrata oksitlenerek alıcı ortamda oksijen kullanımına neden olur. Eğer amonyak deşarj edilmeden önce nitrata oksitlenirse bu oksijen kullanımına engel olunabilir. Bu sayede atıksularda bulunan amonyağın sebep olduğu diğer zararlı etkiler de ortadan kalkmış olur (Temel, 2007).

1.5 Atıksulardan Azot Giderim Yöntemleri

Atıksulardan azot gideriminde, daha ekonomik olması sebebiyle, genellikle biyolojik yöntemler tercih edilmekle birlikte atıksuyun azot konsantrasyonu, atıksuda bulunan azot türleri ve atıksuyun diğer özellikleri göz önünde bulundurulduğunda zaman zaman fizikokimyasal arıtma teknolojileri de tercih edilebilmektedir.

1.5.1 Biyolojik yöntemler

1.5.1.1 Nitrifikasyon

Nitrifikasyon, amonyum azotunun iki aşamalı biyolojik bir proses ile önce nitrite daha sonra da nitrata oksidasyonunu ifade eder. Nitrifikasyondan, aerobik ototrofik bakteriler sorumludur (Öztürk, 2006). Birinci aşamada amonyum bir grup ototrofik bakteri tarafından nitrite oksitlenirken ikinci aşamada nitrit başka bir grup ototrofik bakteri tarafından nitrata oksitlenir. Nitrifikasyon olayı belirli bakteri türlerine sıkı sıkıya bağlıdır. Reaksiyon ototrofik mikroorganizma türleri olan Nitrosomonas ve Nitrobakter ile iki adımda yürür. Eşitlik 1.2 ve 1.3'de Nitrosomonas ve Nitrobakter türleri kendileri için gerekli olan enerjiyi amonyağın oksidasyonu sırasında elde ederler (Samsunlu, 2006).

1.Adım: Nitrosomonas tarafından nitrite dönüşümü;

$$2NH_4^+ + 3O_2 \longrightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+ + \text{Enerji} \qquad (1.2)$$

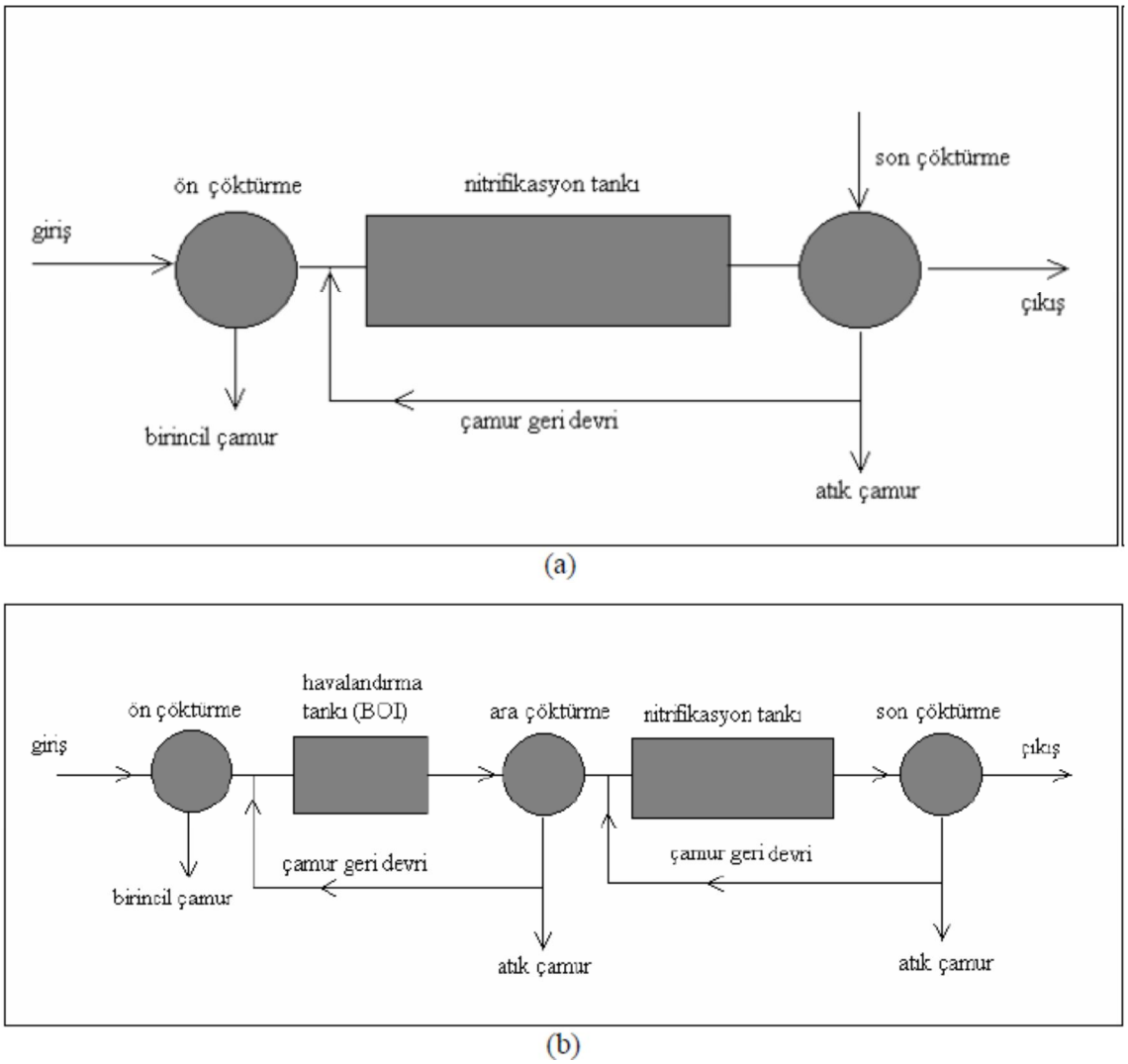
2.Adım: Nitrobakter tarafından nitrata dönüşümü;

$$2NO^- + O_2 \longrightarrow 2NO_3^- + \text{Enerji} \qquad (1.3)$$

Nitrifikasyonun gerçekleşmesi için nitrifikasyon bakterilerinin gelişimine uygun ortam sağlanması gerekmektedir. Bu amaçla günümüzde en yaygın kullanılan şartlar çözünmüş oksijen 3,5 mg/L'den yüksek o, karışık sıvı askıda katı maddenin 3000 mg/L'den yüksek , hidrolik bekleme süresi 10 saaten fazla ve katı bekleme süresi 3 ile 14 arasında olmasıdır.

Nitrifikasyon bakterileri aerobik bakterilerdir ve bu nedenle sistemde yeterli ÇO sağlanmalıdır. ÇO değeri 1m g/L'nin altına indiğinde nitrifikasyonu inhibe eder. Nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi için optimum pH değeri ise 8-9 dur.

Nitrifikasyonprosesleri, karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon reaksiyonlarının birlikte veya ayrı meydana gelmesine bağlı olarak sınıflandırılır. Karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun bir reaktör içinde meydana gelmesi durumunda sisteme "birleşik (tek çamurlu) sistem" denir. "Ayrık (çok çamurlu) sistem" de ise karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon farklı reaktörlerde meydana gelir ve heterotrofik ile ototrofik mikroorganizmalar bir arada bulunmaz. Tek ve çift çamurlu nitrifikasyon sistemleri şekil 1.4'de gösterilmiştir.



Şekil 1.4. Tam karışımlı reaktörlerde karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon prosesleri (a) birleşik (tek çamurlu) sistem, (b) ayrık sistem (Öztürk ve ark., 2005)

Birleşik (Tek Çamurlu) Sistem

Nitrifikasyon bakterileri hemen hemen bütün biyolojik arıtma proseslerinde bulunurlar ancak sayıları oldukça azdır. Nitrifikasyon prosesi; kesikli, tam karışımlı, uzun havalandırmalı veya çeşitli modifikasyonlarında gerçekleştirilebilmektedir. Nitrifikasyon prosesinin bu sistemlerde meydana gelmesi nitrifikasyon bakterilerinin büyümesiyle ve dolayısıyla gerekli çevre şartlarının nitrifikasyon bakterilerine göre ayarlanmasıyla sağlanmaktadır. Örneğin; ılıman iklim, artan nitrifikasyon hızı, artan çamur miktarı daha fazla hava gereksinimini de beraberinde getirir. Bu nedenle mevsimsel olarak önlem alınmalıdır.

Damlatmalı filtre ve dönen biyodisk sistemleri, karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun beraber meydana geldiği biyofilm sistemlerine örnektir. Tam karışımlı sistemlerde olduğu gibi, biyofilmli sistemlerde de nitrifikasyon için işletme şartları

önemlidir. İşletme parametrelerine örnek olarak organik yükleme verilebilir. Yüklemenin (F/M'in) azaltılmasıyla nitrifikasyon artacaktır. Çeşitli nitrifikasyon sistemlerinin üstünlük ve kısıtları Çizelge 1.2'de verilmektedir.

Askıda büyüyen havalı sistemlerde karbon giderimi için geliştirilen kinetik eşitlikler nitrifikasyon proseslerine de uygulanabilmektedir. Nitrifikasyon prosesi üzerine etki eden başlıca faktörler; amonyum ve nitrit konsantrasyonları, BOİ/TKA oranı, çözünmüş oksijen konsantrasyonu, sıcaklık ve pH'dır. Kinetik yaklaşımların tam karışımlı askıda büyüyen nitrifikasyon prosesine uygulanması aşağıdaki adımları içerir. Tam karışımdaki minimum çözünmüş oksijen konsantrasyonu seçilir. Minimum değerin, nitrifikasyon hızının düşmemesi için en az 2 mg/L olması gerekmektedir.

Okside olan 1 mg NH_4^+/L'ye karşılık 7,14 mg $CaCO_3$ (alkalinite) harcanır. Buna bağlı olarak proses işletme pH'ı belirlenir ve pH aralığı 7,2-9 olmalıdır. Nitrifikasyon bakterilerinin maksimum büyüme hızı kritik sıcaklıkta, kritik çözünmüş oksijen konsantrasyonunda ve kritik pH değerinde hesaplanır. Minimum çamur yaşı büyüme hızı dikkate alınarak belirlenir. Emniyet faktörü kullanılarak işletmede geçerli olacak çamur yaşı hesaplanır. Çıkış suyunda azot konsantrasyonu belirlenir. Birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon prosesi kullanılması durumunda organik substrat kullanım hızı belirlenir. Burada en önemli nokta kritik çevre koşullarındaki minimum çamur yaşını belirlemek ve uygun bir emniyet faktörünü seçmektir.

Çizelge 1.2. Nitrifikasyon sistemlerinin kıyaslanması (Öztürk ve ark., 2005)

Sistem Tipi	Avantajları	Dezavantajları
Birleşik Karbon Oksidasyonu ve Nitrifikasyon Sistemleri:		
Askıda büyüyen sistemler	Tek reaktörde karbon ve amonyak arıtımı; çıkışta düşük amonyak konsantrasyonu; yüksek BOİ/TKA oranına bağlı olarak kontrol.	Toksik maddelere karşı hassas; işletmede orta kararlılığa sahiptir; çamur konsantrasyonu geri dönüşünün olduğu çöktürme tankı ile ilişkilidir; soğuk iklimler için daha büyük reaktör gereksinimi vardır.
Tutunarak büyüyen sistemler	Çamur konsantrasyonu çöktürme tankına bağlı değil.	Toksik maddelere karşı hassas; işletmede orta kararlılığa sahiptir; soğuk iklimlerde işletme pratik değildir.
Ayrık Karbon Oksidasyonu ve Nitrifikasyon Sistemleri		
Askıda büyüyen sistemler	Pek çok toksik bileşiğe karşı dayanıklı; kararlı işletme şartları elde edilir; deşarjda düşük amonyak konsantrasyonu.	Düşük BOİ/TKA oranında kontrol gerektirir; çamur konsantrasyonu geri dönüşünün olduğu çöktürme tankı ile ilişkilidir.
Tutunarak büyüyen sistemler	Pek çok toksik bileşiğe karşı dayanıklı; kararlı işletme şartları; çamur konsantrasyonu çöktürme tankına bağlı değildir.	Çıkış amonyak konsantrasyonu 1-3 mg/L'dir; daha fazla sayıda birim proses gerektirir.

Biyofilm Prosesleri

Başlıca tutunarak büyüyen biyofilm sistemleri, damlatmalı filtre ve döner biyodisklerdir. Bu sistemin nitrifikasyon verimleri organik yüklemeye bağlıdır. Çizelge 1.3'denitrifikasyonun gerçekleştiği yükleme değerleri verilmektedir.

Çizelge 1.3. Biyofilmli sistemler için tipik yükleme hızları (Öztürk ve ark., 2005)

Proses	**Nitrifikasyon verimi (%)**	**Yükleme hızı, kg/m^3.gün**
Damlatmalı filtre (Taş dolgulu)	75-85	0,16-0,096
	85-95	0,096-0,048
Biyolojik kule (Plastik dolgulu)		
	75-85	0,288-0,192
Döner biyodisk	85-95	0,192-0,096
	<2[1]	0,00245-0,0073[2]

1. çıkış amonyum konsantrasyunu
2. kg/m^2.gün

Damlatmalı filtrelerde taş dolgu malzemesi kullanılması durumunda, yüksek organik yüklerde biyofilm heterotrofik bakteri ağırlıklı olacağından nitrifikasyon verimi düşük olacaktır. Ancak dolgu malzemesinin plastik olması durumunda, geniş yüzey alanı elde edileceğinden bakteri tutma kapasitesi de daha fazla olacaktır. Bu nedenle, yüksek organik yüklerde bile yüksek nitrifikasyon verimlerine ulaşılabilecektir. Plastik malzeme kullanımının diğer faydası ise daha fazla oksijen transferi sağlamasıdır. Birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon sisteminde kullanılan dolgu malzemesinin taş veya plastik kullanılması durumunda nitrifikasyon verimleri karşılaştırıldığında, plastik malzeme içeren sistemin %80 daha fazla yüzey alanı sağladığı ve sistemde %60 daha fazla amonyum oksidasyonunun gerçekleştiği belirlenmiştir.

Döner biyodisklerde amonyumun oksidasyon verimi sistemdeki yüzey alanına bağlıdır. Nitrifikasyon için gerekli yüzey alanı iki adımda belirlenebilmektedir. Birinci adımda, BOİ giderimi için gerekli yüzey alanı, ikinci adımda ise giriş amonyum konsantrasyonunu istenen seviyeye kadar arıtmak için gereken disk yüzey alanı bulunur. İki yüzey alanının toplamı birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonprosesinin gerçekleşmesi için gerekli toplam alanı vermektedir.

Ayrık Nitrifikasyon Sistemleri

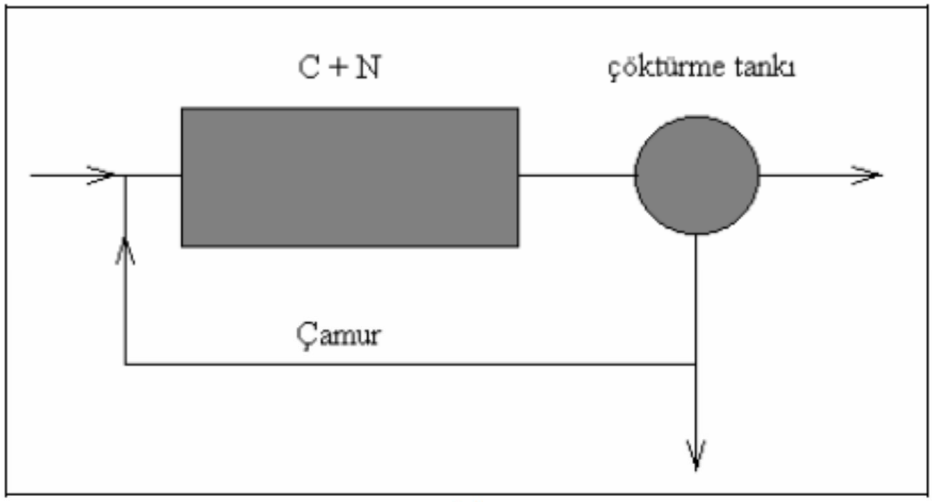
Askıda ve yüzeyde tutunarak çoğalan sistemlerin her ikisi de ayrık veya birleşik nitrifikasyonprosesi için kullanılmaktadır. Nitrifikasyonun ayrı reaktörde olması, büyük bir proses esnekliği ve emniyeti sağlamaktadır. Karbon giderimi ve nitrifikasyonprosesleri birbirlerinden bağımsız olarak işletilebilmektedir. Ayrıca,

nitrifiyerler için toksik olabilecek organik bileşiklerin potansiyel etkisi de karbon oksidasyonu sırasında azaltılabilmektedir.

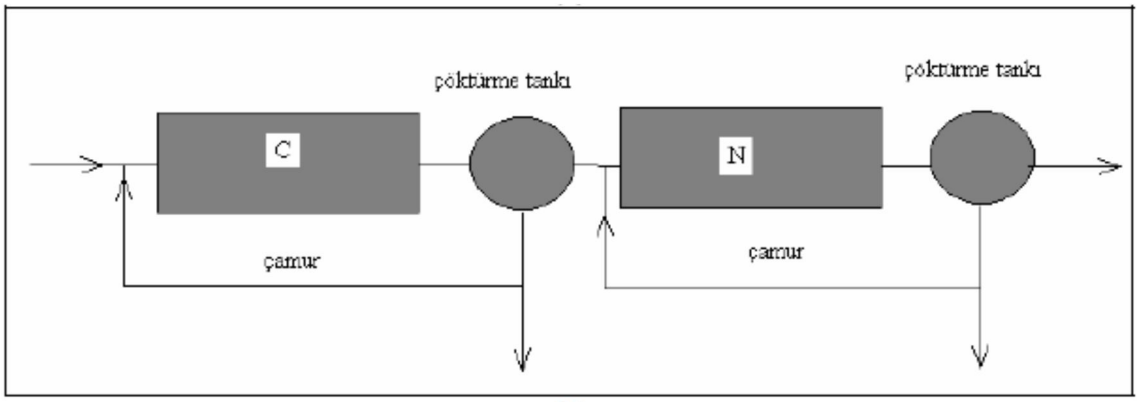
Nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği askıda çoğalan sistemlerin akım şeması Şekil 1.4'de verilmektedir. Şekil 1.4a'da birleşik sistem gösterilmektedir. Bu sistem işletmesi kolay olduğundan tercih edilmektedir. Havalandırma tankı hacmi büyük olduğundan yük değişimlerine karşı daha dayanıklıdır ve uygulanan yüksek çamur yaşları nedeniyle, genellikle daha düşük hacimde fazla çamur tutabilmektedir. Çamurun %1-2'sini nitrifikasyon bakterileri oluşturmaktadır.

Şekil 1.4b'de gösterilen sistemde ise, birinci tanka yüksek F/M oranında yükleme yapılabileceğinden bu tankın hacmi daha küçük yapılabilmektedir. Fakat bu durumda sistem yük değişimine karşı daha hassas bir duruma gelmektedir. Bu tip reaktörlerde daha çok çamur oluşur. Ancak, her iki tanktaki çamuru birbirlerinden ayrı tutmak için ek bir çökeltme havuzu yapılmaktadır. Bu sistemin en önemli faydası nitrifikasyon veriminin yüksek olmasıdır. Özellikle gelen atıksudatoksik madde bulunma ihtimali varsa bu sistem daha faydalı olmaktadır. Çünkü toksik bileşiklerin ilk havuzda giderilmesi veya etkisini kaybetmesi söz konusu olur. Böylece tesisin ikinci bölümünde yer alan nitrifikasyon bakterileri etkilenmemiş olur.

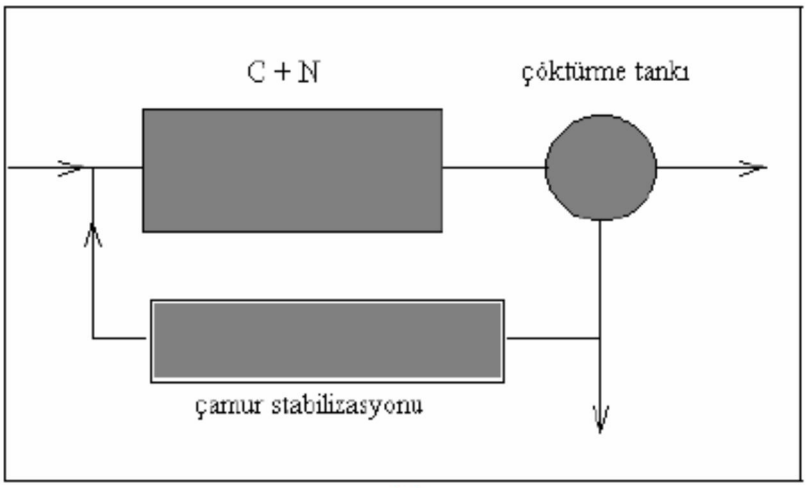
Şekil 1.4c'de de temas stabilizasyonlu sistem verilmektedir. Havalandırma tankında hidrolik bekleme süresi nitrifikasyon için yeterli ise temas aşamasında biyolojik reaksiyonlarla birlikte nitrifikasyonda meydana gelmektedir. Temas stabilizasyonlu sistemlerin projelendirilmesinde yalnızca çamur yaşı değil temas süresinin de yeterli olması gerekir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 1.5. Askıda çoğalan nitrifikasyon sistemlerine ait akım Şemaları; a) karbon ve azotlu maddelerin aynı tankta oksitlendiği birleşik sistem, b) ayrık sistem, c) ayrık çamur stabilizasyonlu sistem; (C: karbonlu maddelerin biyolojik oksidasyonu, N: nitrifikasyon) (Öztürk, 2005)

1.5.1.2 Denitrifikasyon

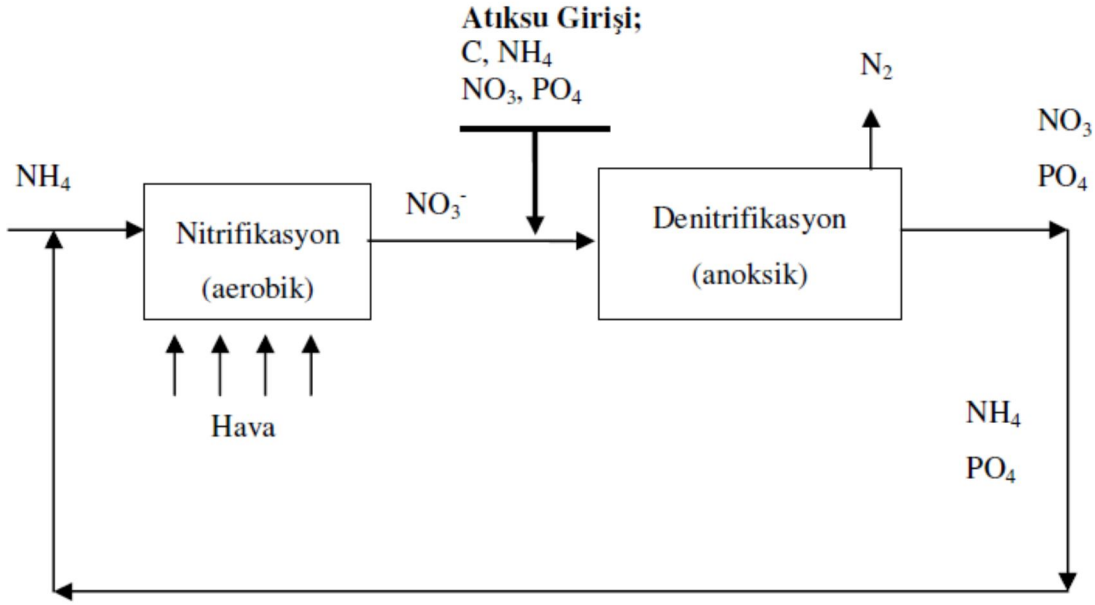
Nitrifikasyon prosesinde oluşan nitratın biyolojik denitrifikasyon prosesinde heterotrofik bakteriler tarafından anoksik şartlar altında azot gazına indirgenmesidir. Nitratın azot gazına indirgenmesi eşitlik 1.4 ve 1.5'de verilen reaksiyonlara göre gerçekleşmektedir.

$$6NO_3^- + 2CH_3OH\ (Metanol) \longrightarrow 6NO_2\text{-} + 2CO_2 + 4H_2O \qquad (1.4)$$

$$6NO_2^- + 3CH_3OH \longrightarrow 3N_2 + 3CO_2 + 3H_2O + 6OH \qquad (1.5)$$

Proseste rol alan bakterilerin enerji ihtiyaçlarını karşılamak için karbon kaynağı olarak metanol, etanol ve asetik asit yaygın olarak kullanılmaktadır.

Nitrifikasyon ve denitrifikasyonun hangi sırada yapılacağı atıksu bileşimine bağlıdır. Atıksu sadece karbon ve amonyum içeriyorsa önce nitrifikasyonla amonyum nitrata, daha sonra denitrifikasyonla nitrat azot gazına dönüştürülür. Fazla miktarda nitrat içeren atıksulardan önce denitrifikasyonla nitrat ve karbon giderilir ve çıkış suyu nitrifikasyon ünitesine verilerek amonyum nitrata dönüştürülür. Oluşan nitrat tekrar denitrifikasyon ünitesine verilir. Bu tür bir prosesin akım şeması şekil 1.6'te gösterilmiştir (İleri, 2000).



Şekil 1.6. Birleşik denitrifikasyon ve nitrifikasyon prosesi akım şeması (İleri, 2000).

Nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri yaygın olarak kullanılmalarına rağmen özellikle nitrifikasyon prosesinin kullanıldığı biyolojik arıtma uygulamalarında endüstriyel atıksulardan amonyak gideriminde çeşitli problemlerle karşılaşılmaktadır. Bunlar; Atıksuların yüksek konsantrasyonlarda NH_4^+ içermesi ve bunun inhibisyona yol açması, Çamur yaşı oldukça yüksek olması ve bunun için yüksek bekleme sürelerine ihtiyaç duyulması, nitrifikasyon için oksijen tüketiminin fazla olması ve bunun yüksek enerji maliyetine sebep olması, nitrifikasyon prosesinin pH ve sıcaklık gibi çevresel şartlardan önemli ölçüde etkilenmesi, nitrifikasyon organizmalarının atıksuda bulunabilen inhibitörlerden kolayca etkilenmesi, denitrifikasyon prosesi sonucu oluşan NO_2'nintoksik olması ve diğer azot oksitlere çok kolay biçimde dönüşerek ozon tabakasını etkilemesi, şeklinde sıralanabilmektedir (Öztürk, 2006).

Çeşitli denitrifikasyon proseslerinin genel kıyaslaması Çizelge 1.4'te verilmektedir. Birçok proses hala deneme aşamasındadır. Hemen hemen tüm durumlar için, pilot çalışmalar önerilir. Böyle bir ön çalışma olanağı yoksa tasarım ölçütlerinin seçiminde emniyetli olunması önerilmektedir.

Çizelge 1.4. Denitrifikasyon sistemlerinin kıyaslanması (Öztürk ve ark, 2005)

Sistem Tipleri	Üstünlükleri	Mahzurları
Askıda büyüyen metanol ilavesi + nitrifikasyon	Denitrifikasyon hızlıdır. Küçük alt yapı ilavesi gerekir. İşletmede kararlılık, arıtmada az limitasyonlar. İlave metanol oksidasyon adımı kolaylıkla ilave edilebilir. Sistemdeki her bir proses ayrı olarak optimize edilir. Yüksek derecede nitrifikasyon gerçekleşir.	Metanol gereksinimi vardır. İşletme stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir. Bileşik sistemden daha çok birim proseslere ihtiyaç duyulur.
Biyofilmli sistem metanol ilavesi + nitrifikasyon	Denitrifikasyon hızlıdır. Küçük alt yapı ilavesi gerekir. İşletmede kararlılık. Kararlılık çöktürme tankı ile ilişkili değildir. Yüksek azot arıtımı. Her bir proses ayrı olarak optimize edilebilir.	Metanol gereksinimi vardır. Metanol oksidasyonu için gerekli kademe kolaylıkla sisteme adapte edilemez. Bileşik sistemden daha çok birim proseslere ihtiyaç duyulur.
Birleşik karbon oksidasyonu + nitrifikasyon + denitrifikasyon (askıda büyüyen sistem ve içsel karbon kullanımı)	Metanol ilavesi gerekmemektedir. Daha az sayıda birim proses gerekir.	Denitrifikasyon hızı çok yavaştır. Büyük hacimler gerektirir. Metanol ilaveli sistemden daha düşük azot verimliliğine sahiptir. Sistem stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir. Toksinlere karşı korunma sağlanamamaktadır. Nitrifikasyon ve denitrifikasyonu ayrı optimize etmek güçtür.
Birleşik karbon oksidasyonu + nitrifikasyon + denitrifikasyon (askıda büyüyen sistem ve atıksu karbonunun kullanılması durumunda)	Metanol ilavesi gerekmemektedir. Daha az sayıda birim proses gerektirir.	Denitrifikasyon hızı çok yavaştır. Büyük hacimler gerektirir. Metanol ilaveli sistemden daha düşük azot verimliliğine sahiptir. Sistem stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir. Çamur kabarması olma ihtimali çok yüksektir. Toksinlere karşı korunma sağlanamamaktadır. Nitrifikasyon ve denitrifikasyonu ayrı optimize etmek güçtür.

1.5.1.3 Bardenpho Prosesi (Dört Basamaklı)

Dört basamaklı Bardenpho prosesinde denitrifikasyonun olabilmesi için karbon kaynağı olarak hem atıksudaki karbon hem de içsel solunum hidrolizi sonucu oluşan karbon kullanılır. Karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için havuzda ayrı bölümler kullanılır. Atıksu öncelikle anoksik olan denitrifikasyon reaktörüne girer. Bu reaktör aynı zamanda karbon oksidasyonu-nitrifikasyon reaktörü çıkış suyu da geri döndürülerek verilmektedir. Atıksudaki karbon, geri döndürülen sudaki nitratı denitrifiye etmek için kullanılır. Organik yükleme yüksek olduğunda denitrifikasyon da hızlıdır. Atıksudaki amonyum ilk anoksik ortama girmektedir ve hiçbir değişime uğramadan sistemdeki ilk havalandırma tankına gelir. Bu tanktan çıkan nitrifiye olmuş atıksu, ikinci anoksik reaktöre girer. Bu ikinci reaktörde içsel solunum ile karbon sağlanır ve denitrifikasyon gerçekleştirilir. İkinci havalı reaktör nispeten küçük olup, azot gazının ortamdan uzaklaştırılması için kullanılır. İkinci anoksik reaktörde son havalandırmada nitrifiye olmuş çamurdan ayrılan amonyağın denitrifikasyonu gerçekleştirilir (Öztürk, 2005).

1.6. Evsel Nitelikli Atıksuyun Özellikleri

Evsel nitelikli atıksular askıda, koloidal ve çözünmüş halde organik ve inorganik maddelerden oluşur. Gerek iklimsel şartlar, gerekse de insanların yaşam standartları ve kültürleri atıksu karakteristiğini önemli ölçüde etkiler. Kişi başına günlük su tüketim değerlerinin değişmesi ve evsel kanalizasyonlara, endüstriyel atıksuların verilmesi de atıksu karakteristiğini değiştiren önemli parametrelerdir. Her ne kadar suya deşarj edilen atık miktarları toplumların özelliklerine göre farklılık gösterse de, bu fark çok yüksek değildir. Bununla birlikte atıksu karakteristikleri sadece şehirden şehre değil, her bir yerleşim birimi için mevsimden mevsime hatta saatten saate bile değişkenlik gösterebilir.

Atıksulardaki kirleticilerin konsantrasyonuna bağlı olarak gösterdiği değişkenlik, atıksuyun sınıflandırılmasına neden olmuştur. Evsel nitelikli atıksu; zayıf orta veya kuvvetli derecede olarak sınıflandırılmıştır. Çizelge 1.5'de (ham) hiç arıtılmamış ve bir işleme uğramamış evsel nitelikli atıksu özellikleri verilmiştir (Metcalf&Eddy, 2003).

Çizelge 1.5. Ham evsel nitelikli atıksuyun kirlilik dereceleri (Metcalf& Eddy,2003)

Kirleticiler	Birim	Konsantrasyon		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam Katı Madde	mg/L	360	720	1230
Toplam Çözünmüş Katı Madde	mg/L	270	500	860
Uçucu Çözünmüş Katı Madde	mg/L	110	200	340
Toplam Askıda Katı Madde	mg/L	120	210	400
Uçucu Askıda Katı Madde	mg/L	95	160	315
BOI_5 ($20C^0$)	mg/L	110	190	350
Toplam Organik Karbon	mg/L	80	140	260
KOİ	mg/L	250	430	800
Toplam Azot	mg/L	20	40	70
Organik Azot	mg/L	8	15	25
Serbest Amonyak Azotu	mg/L	12	25	45
Nitrit	mg/L	0	0	0
Nitrat	mg/L	0	0	0
Toplam Fosfor	mg/L	4	7	12
Organik Fosfor	mg/L	1	2	4
İnorganik Fosfor	mg/L	3	5	10
Klorür	mg/L	30	50	90
Sülfat	mg/L	20	30	50
Yağ ve Gres	mg/L	50	90	100
Uçucu Organik Bileşikler	mg/L	<100	100-400	>400

Çizelge 1.6'de, Çizelge 1.5'deki gibi hiçbir arıtma işlemi uygulanmamış (ham) evsel nitelikli atıksuyun, standart olarak kabul edebileceğimiz ortalama değerleri verilmiştir. Çizelge 1.6'de görüleceği gibi, atıklar çok yüksek oranda karbon, azot, fosfor gibi organik besinlerden ve yüksek konsantrasyonda mikroorganizmalardan oluşmaktadır. Bunlar hemen çürümeye müsait olup, kanallarda akarken bile biyolojik bozunmaları devam eder. Böylece zaman içinde atıksuyun bazı özellikleri de değişmektedir. Toplumlar arasında, özellikle gelişmekte olan ve gelişmiş toplumlar arasında su tüketimi çok farklı olabileceğinden, değerler g/kişi-gün cinsinden verilmiştir (Arceivala, 2002).

Çizelge 1.6. Ham evsel nitelikli atıksuyun karakteristiği (Arceivala, 2002)

Madde	**Atıksuda Bulunma Değeri (g/kişi-gün)**
$BOİ_5$ (20^0C)	45-54
KOİ	1.6 - 1.9x$BOİ_5$
Toplam Organik Karbon	0.6 – 1.0x$BOİ_5$
Toplam Katı Madde	170-220
Askıda Katı Madde	70-145
Alkalinite ($CaCO_3$ cinsinden)	20-30
Kloridler	4-8
Toplam Azot	6-12
Organik Azot	0.4 x toplam azot
Serbest Amonyak Azotu	0.6 x toplam azot
Nitrit	-
Nitrat	0.0 - 0.5 x toplam azot
Toplam Fosfor	0.6-4.5
Organik Fosfor	0.3 x toplam fosfor
İnorganik Fosfor (ortho- ve polifosfat)	0.7 x toplam fosfor
Toplam Bakteri (100 ml atıksu içinde)	10^9 - 10^{10}
Koliform Bakteriler (100 ml atıksu içinde)	10^9- 10^{10}

Kanalizasyon sistemlerinin etkili çalışması durumunda, BOİ değeri genellikle 54 g/kişi-gün civarındadır. Gelişmekte olan bazı bölgelerde oluşan atıksuyun tamamı kanalizasyon sistemine verilmediğinden, BOİ değeri 30-40 g/kişi-gün seviyesinde olabilir. Eğer kanalizasyonda birleşik sistem uygulanıyorsa, BOİ değeri %40 daha yüksek yani 77 g/kişi-gün seviyesinde olmaktadır. Evsel nitelikli atıksular azot ve fosfor gibi besinlerin ana kaynağıdır. Birçok endüstri kuruluşunun atıksularında (gübre ve gıda endüstrileri hariç) çok az miktarda besin elementi bulunur. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerin BOİ, azot ve fosfor değerleri karşılaştırılması Çizelge 1.7'de verilmiştir (Arceivala, 2002).

Çizelge 1.7. Farklı ülkelerdeki ham evsel nitelikli atıksu değerlerinin karşılaştırılması (Metcalf&Eddy, 2003)

Ülke	(g/kişi-gün)				
	BOİ	**Toplam Askıda Katı Madde**	**Toplam Kjeldahl Azotu**	**Amonyak Azotu**	**Toplam Fosfor**
Brezilya	55-68	55-68	8-14	-	0.6-1
Danimarka	55-68	82-96	14-19	-	1.5-2
Mısır	27-41	41-68	8-14	-	0.4-0.6
Almanya	55-68	82-96	11-16	-	1.2-1.6
Yunanistan	55-60	-	-	8-10	1.2-1.5
Hindistan	27-41	-	-	-	-
İtalya	49-60	55-82	8-14	-	0.6-1
Japonya	40-45	-	1-3	-	0.15-0.4
Filistin	32-68	52-72	4-7	3-5	0.4-0.7
İsveç	68-82	82-96	11-16	-	0.8-1.2
Türkiye	27-50	41-68	8-14	9-11	0.4-2
Amerika (USA)	50-120	60-150	9-22	5-12	2.7-4.5

1.7. Evsel Nitelikli Atıksularda Azot ve Fosforun Önemi

Azot ve azotlu maddeler çevre kirlenmesi kimyasının en önemli konularından birini oluşturur. Su kirlenmesi, hava kirlenmesi ve katı atıkların yönetimi konularının tümünde azotlu maddeler ilk aranması gereken kirlilik unsurları olmaktadır. Azot elementi, doğal döngüsü olan, bakteriler tarafından tüketilmek suretiyle veya kimyasal yollardan değişik oksidasyon / redüksiyon kademelerinde farklı bileşikler oluşturabilen bir maddedir. Hemen tüm canlı hücrelerin yaşama ve üremeleri için gerekli bir besin maddesidir. Bu nedenle üreme ve yaşamın sürmesi için, nutrient olarak tanımladığımız bu ve benzeri bazı elementlerin gerekli minimum miktarların üstünde olması gereklidir. Bu kural biyolojide "Liebig'in minimumlar yasası" olarak bilinir. Bu kural uyarınca, aktif çamur ve benzeri arıtma tekniklerinin gerçekleşmesi için, suda ayrıştırılacak karbonlu maddelerin %5'inden daha fazla miktarda azotlu maddenin suda bulunması gerekmektedir.

Evsel atıksu, içerdiği karbon ve azot miktarları ile bakterilerin biyolojik çoğalması için lüzumlu bu minimum koşulundan daha elverişli oranlara sahiptir. Toplam azotlu madde miktarı 10 g/kişi-gün olmaktadır. Böylece atıksuda oluşacak $BOİ_5$:N oranı 100:5 olan minimum gereksinimi sağlar durumda olur (54:10 = 100:18,5).

Birçok endüstri atıksuyunda, özellikle evsel atıkların yeterli miktarlarda karışmadığı endüstriyel atıksu akımlarında, karbon/azot oranları yeterli olmayabilir. Bu takdirde biyolojik üremenin sağlanması için bu sulara azotlu madde eklenmesi veya eğer mevcutsa evsel atıksu karıştırılması gerekir.

Teknolojik gelişmeler, hızlı nüfus artışı ve tüketim alışkanlıklarının artması ile birlikte; alıcı ortamlara verilen atıkların miktar ve çeşitliliğinde bir artış gözlenmiştir. Özellikle yeni kirleticilerin ortaya çıkması, su kaynaklarının, toprağın ve atmosferin yararlı kullanımını azaltmaktadır. İnsan aktiviteleri sonucunda, yüzeysel sularda, azot ve fosfor miktarının artması en yaygın sorunlardan biri olan ötrofikasyona neden olur. Ötrofikasyon belirtileri daha çok yaz ayları boyunca alglerin çoğalması(alg patlaması) sonucu ortaya çıkar. Alg patlaması sonucu sulardaki bulanıklık artar, çözünmüş oksijen seviyesi düşer, balıklar ölür, flora ve fauna çeşitliliği azalır. Yüzeysel sulardaki alg miktarı ve bulanıklığın artması ile içme ve kullanma suyu amaçlı olarak kullanılacak suların dezenfektan ihtiyacı da artacaktır. Bununla birlikte yüksek seviyede kurşun içeren dezenfektanların kullanılmasıyla insanlarda kanser riski de artacaktır. Sucul ortamda aşırı miktarda nutrient varlığı mikroorganizma aktivitesini arttıracaktır. Buna örnek olarak *pfisteria* insan sağlığına zarar verebilecek bir mikroorganizma türüdür (US.EPA, 2001).

Kullanılabilir su kaynaklarının her geçen gün azalması, mevcut su kaynaklarının korunmasının önemini arttırmaktadır. Türkiye'de de mevcut su kaynaklarının korunması için azot ve fosfor kontrolü büyük önem taşımaktadır. Azot ve fosforun alıcısu ortamlarında meydana getirdiği kirlilik önemli boyutlara varabilmektedir. Bunun için de azot ve fosforun giderilmesi için, gerekirse ileri arıtma yapılmalıdır. Özellikle gelişmiş ülkelerde azot ve fosforun ayrı ayrı giderilebildiği gibi, birlikte de giderilebileceği sistemler uygulamalı olarak ispatlanmıştır.

Azot ve fosforun kontrolü için uygulanan kimyasal ve fiziksel proseslerin pahalı olması, kimyasal çöktürme halinde ortaya fazla miktarda çamur çıkması ve bu çamurun bertarafında karşılaşılan güçlükler, biyolojik arıtma tekniklerini ortaya çıkarmıştır (Gülşen ve ark., 1997).

Azot içeren atıksular alıcı ortama deşarj edildiklerinde alıcı ortamın su kalitesini bozarlar. Amonyum iyonu, nitrit iyonu ve nitrat iyonu sucul ortamda bulunan temel azotlu bileşiklerdir. Sucul ortamlarda, azotlu bileşiklerin oluşturduğu önemli kirlilik etkileri, çözünmüş oksijen seviyesi azalması, toksisite, ötrofikasyon, azotlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşmasıdır.

Azot bileşiklerince zengin atıksuların alıcı ortamlara deşarj edilmesi sonucu ortamdaki oksijenin azaldığı gözlenmiştir. Mikroorganizmalar için nutrient kaynağı olan azotun alıcı ortamlarda bulunması, ortamdaki mikrobiyal faaliyetleri ve mikroorganizma konsantrasyonunu artırmaktadır. Sucul ortamdaki çözünmüş oksijen seviyesinin azalması; alglerin çürükçül bakterilerin tarafından ayrıştırılması sırasında çözünmüş oksijenin büyük bir kullanmaları ve amonyum iyonunun nitrifikasyona uğraması ile çözünmüş oksijenin azota bağlanmasıdır (Gerardi, 2002). Azotun üç farklı bileşiği de sucul ortamda, özellikle balıklar için toksisteye neden olabilmektedirler. Nitratın, amonyum ve nitrit iyonları ile kıyaslandığında daha fazla toksik etkiye sahip olduğu bilinmektedir. Amonyum iyonu, birçok organizma grubu için nutrient kaynağı olmakla birlikte, sudaki pH seviyesinin 9.4'ün üzerine çıkması ile ortamdaki amonyum iyonu amonyağa dönüşmekte ve toksik etki oluşmaktadır.

Azot ve fosforun arzu edilmeyen seviyelerde alıcı ortamlarda bulunması sonucu ötrofikasyon oluşmaktadır. Azot ve fosforun alıcı ortamda fazla miktarda bulunması ortamdaki sucul bitkilerin hızlı bir şekilde çoğalmasını sağlar. Bakteri ve mantarlar ölen bitkilerin kalıntılarını, çözünmüş oksijeni de kullanarak ayrıştırır. Çözünmüş oksijen ve bitki kalıntıları; karbondioksit, su, amonyum iyonu, fosfat iyonu ve sülfat iyonuna dönüştürür. Bakteri ve mantarlar da yeni hücreler oluşturarak çoğalırlar. Büyük hacimdeki mikroorganizma konsantrasyonu sonucu ortamdaki çözünmüş oksijenin büyük bir kısmı da tüketilir. Ötrofikasyon sonucu sucul ortamda; çözünmüş oksijenin azalmasına bağlı canlı ölümlerine, suda renk, koku ve tat değişikliğine neden olur.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Nutrient giderimi ile ilgili son yıllarda yapılan çalışmalarda, nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemleri ile donatılmış atıksu arıtma tesislerinde yüksek inorganik azot gideriminin sağlanabildiği, ancak bu tesislerin organik azot gideriminde daha düşük etkinliğinin olduğu gözlenmiştir. Bu nedenle atıksu arıtma tesisi çıkışında toplam çözünmüş azotun büyük bir kısmını çözünmüş organik azot oluşturmaktadır. Klasik atıksu arıtma tesisleri çıkış sularında, çözünmüş oksijeni yaklaşık % 65'lik kısmını çözünmüş organik azot oluşturmaktadır, nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerinde bu orana daha da yüksek olabilmektedir (Pehlivanoğlu-Mantaş ve Sedlak, 2006; Simsek ve ark., 2013). Son yıllarda yapılan çalışmalar çözünmüş organik azotun içerisinde farklı formların bulunduğunu ve bunların bir kısmının ulaştıkları sucul ortamda bakteriler, doğal alg ve planktonların biyolojik olarak kullanımları için uygun olabileceğini göstermiştir (Pehlivanoğlu ve Sedlak, 2004; Sattayatewa ve ark., 2009; Simsek ve ark., 2012; Simsek ve ark., 2013). Bu durum çözümüş organik azotun verildikleri sucul ortamlarda, ötrofikasyon, membranlarda bozulma ve dezenfektan maddeler ile birleşmesi halinde azotlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna katkı sağlama gibi pek çok olumsuz etkisi vardır. Çözünmüş organik azotların bir kısmı (amino asitler gibi) verildikleri ortamda doğrudan alglerin biyolojik olarak kullanımı için, bazı formları ise bakteriyel bozunmadan sonra kullanım için uygun olacaktır. Biyolojik olarak parçalanabilen azot fraksiyonları karışık bakteri kültürleri tarafından mineralize olabilen veya doğrudan ya da dolaylı olarak sucul bitki türleri tarafından azot kaynağı olarak kullanıma uygun olabilen çözünmüş organik azot fraksiyonları mevcuttur (Khan ve ark., 2009; Pehlivanoğlu ve Sedlak, 2004; Sattayatewa ve ark., 2009; Simsek ve ark., 2012; Simsek ve ark., 2013).

Bu fraksiyonların atıksu çıkışında ve sucul ortamlarda yapılmış çalışmaları mevcuttur, ancak atıksu arıtma tesislerinin prosesleri içerisinde giderim verimlerinin incelendiği çok az çalışma mevcuttur (Sattayatewa ve ark., 2009; Simsek ve ark., 2012; Simsek ve ark., 2013).

Sattayatewa ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmada (2009) dört basamaklı bir Bardenpho prosesi hattı boyunca biyolojik olarak yararlanılabilen çözünmüş organik azot miktarlarını incelemişler ve çıkış çözünmüş organik azotun %28-57'sinin biyolojik olarak kullanılabilir olduğunu raporlamışlardır. Çözünmüş organik azotun biyolojik olarak algler ve bakteriler tarafından birlikte kullanılabilirliği ve sadece bakteriler

tarafından parçalanabilirliği arasında çok önemli bir fark gözlenmemiş, ancak tüketim hızları sırasıyla 0.13 gün^{-1} ve 0.04 gün^{-1} olarak tespit edilmiştir. Böylece alg ve bakteri arasındaki ortak yaşam ilişkisi ve biyolojik olarak yararlanılabilen organik azot prosedüründeki inkübasyon süresinin kısaltılması da raporlanmıştır. Biyolojik olarak yararlanılabilen organik azot prosedüründeki alg ve bakteri arasındaki ortak yaşam ilişkisi ile ilgili başka çalışmalarda da aynı sonuçlar elde edilmiştir (Pehlivanoğlu ve Sedlak 2004; Urgun-Demirtaş ve ark., 2008). Damlatmalı filtreli atıksu arıtma tesisi çıkışında algler için çözünmüş organik azotun biyolojik olarak kullanılabilen kısmı %40 kadar olup, bakteri ve alg birlikteyken bu değer %60 kadardır (Urgun-Demirtaş ve ark., 2008).

Şimşek ve ark. (2012) damlatmalı filtre bulunan bir tesiste inceleme yapmışlar ve biyolojik olarak parçalanılabilen çözünmüş organik azotun, ham atıksu numunesinde ve arıtma tesisinin çeşitli ünitelerinden alınan numunelerde %51 ile %69 arasında olduğunu bulmuşlardır.

Şimşek ve ark. tarafından yapılan başka bir çalışmada (2013), ön çökeltim sonrasından tesis çıkışına kadar, biyolojik olarak parçalanabilen çözünmüş organik azotun, aktif çamur tesisinde %68'i ve damlatmalı filtre tesislerinde %65'i giderilmiştir. Tesis çıkışındaki çözünmüş organik azotun, aktif çamur tesisinde % 26'sı, damlatmalı filtre tesisinde % 62'si biyolojik olarak parçalanabilir formda olduğu belirlenmiştir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

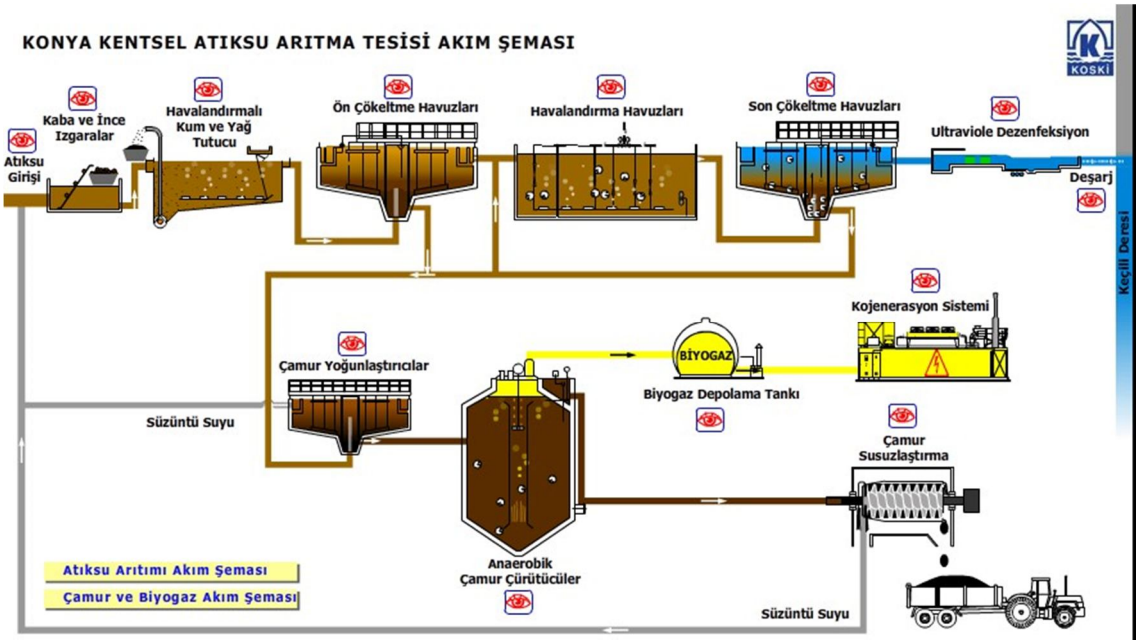
3.1. Tesis Tanıtımı

Havalandırma havuzları, biyolojik olarak karbon ve azot giderimi esasına göre yapılmıştır. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon metodu ile azot (Kjeldahl ve $N0_3$-N) giderimi 2015 yılına kadar kısmen uygulanırken, ikinci kademede tam azot ve fosfor giderimi uygulanacaktır. Havalandırma havuzu tanklarının hacmi nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesinin gerektirdiği ölçüde yapılmıştır.

Çalışmaya ait numuneler Konya atıksu arıtma tesisinden alınmıştır. Konya şehrinden kaynaklanan evsel ve endüstriyel atıksular Konya Belediyesi tarafından, yaklaşık 3,4 km uzunluğundaki ana kollektör ile toplanmakta ve cazibeli beton hat atıksu arıtma tesisi giriş yapısında son bulmaktadır.

1.000.000 kişi eşdeğeri ve 200.000 m^3/gün atıksu debi değerine göre dizayn edilenAtıksuAntma Tesisi çıkışında arıtılmış sular DSİ'nin projelendirmiş olduğu ve sulamada kullanılan Konya Ana Tahliye Kanalı'na ve oradan da Tuz Gölü'ne verilmektedir. Tesis; havalandırmalı kum ve yağ tutucu, kum tutucu blower binası, ön çökeltme havuzu, havalandırma havuzu, son çökeltme havuzu, çıkış debi ölçüm kanalı, birincil çamur yoğunlaştıncı, anaerobik çamur çürütücü çamur susuzlaştırma binası çamur düzenli depolama alanından oluşmaktadır.

Şekil1.7. Konya Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Akım Şeması (www.koski.gov.tr)



3.2. Örnekleme Noktaları

Çalışma için gerekli numuneler atıksu arıtma tesisinden belirli aralıklarla üç kez olmak üzere 3 farklı noktadan alınmıştır.

Numune alım noktaları;

- Ön çökeltme havuzu çıkışı (N1 örnekleme noktası)
- Havalandırma Ünitesi (İlk aerobik bölme çıkışı) (N2 örnekleme noktası)
- Son çökeltme çıkışı (Dezenfeksiyon öncesi) (N3 örnekleme noktası)

Alınan atıksu örnekleri laboratuvara getirilerek 0,20µ hidrofilik polietersülfon'luk membran filtreden geçirilmiştir. Süzülen numunelerde çözünmüş formdaki TKA, amonyak, nitrit, nitrat azotu analizleri yapılmıştır. Daha sonra inkübasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. 28 günlük inkübasyon işleminden sonra, atıksu örneklerinde aynı analizler tekrarlanmıştır.

3.3. Analiz Metodları

- Toplam Kjeldahl Azotu (TKA) Analizi

TKA analizleri Standart Metot 4500 B Makro Kjeldahl metodu kullanılarak Bkapsamında yapılmıştır. Analizi yapılacak numuneden belirli hacimde alınarak parçalama işlemini gerçekleştirmek üzere düzeneğe yerleştirildi. Parçalama işlemi tamamlandıktan sonra numunenin soğuması beklenmiştir. Soğuyan numune distilasyon düzeneğine konularak borik asitle absorbe edilmesi sağlanmıştır. Distilasyon işlemi bittikten sonra numune H_2SO_4 ile titrasyon yapılmış ve sarfiyat değerinden hesaplanarak TKA değeri bulunmuştur.

- NH_3-N Analizi

NH_3-N analizleri Standart Metot 4500 NH_3 B-C yöntemi uygulanarak yapılmıştır. Numuneden 25 ml hacim alınarak kimyasallar eklenir ve en az bir saat karanlık ortamda bekletilerek 640 nm dalga boyunda spektorofotometrede okuma yapılır.

- NO_3-N ve NO_2-N analizleri

NO_3-N ve NO_2-N analizleri Standart Metot 4110 B kapsamında yapılmıştır. Numuneler ilk olarak 0,20µ hidrofilik polietersülfon'luk membran filtrelerden süzülerek iyon kromotografisi cihazında okumalar gerçekleştirilmiştir.

- Çözünmüş organik azot

Çözünmüş organik azot Kjeldahl azot ve amonyak azotunun farkından hesaplanmıştır.

3.4.İnkübasyon Prosedürü

Alınan atıksu örnekleri, Khan ve ark. (2009) tarafından geliştirilen ve Şimşek ve ark. (2012) tarafından bazı modifikasyonları yapılan prosedüre göre inkübasyona tabi tutulmuştur. Bu yöntemde 200 ml hacimde amber inkübasyon şişesine atıksu örnekleri eklenmiş ve 2 ml karışık bakteri kültürü içeren ham atıksu ilave edilmiştir. İnkübasyon 20^oC'de 28 gün boyunca devam edilmiştir. İnkübatörde 80 rpm hızda karıştırma sağlanmış ve aerobik koşulların hakim olması için hergün şişelerin kapakları açılarak havalandırması sağlanmıştır. Atıksu örneklerine uygulanan işlemlerin aynısı deiyonize suya da uygulanmış ve 28 gün boyunca bu kontrol örnekleri için de aynı prosedür uygulanmıştır.

İnkübasyon sonrasında biyolojik olarak parçalanabilen organik azot (BÇOA), fraksiyonu eşitlik 6'ya göre hesaplanmıştır.

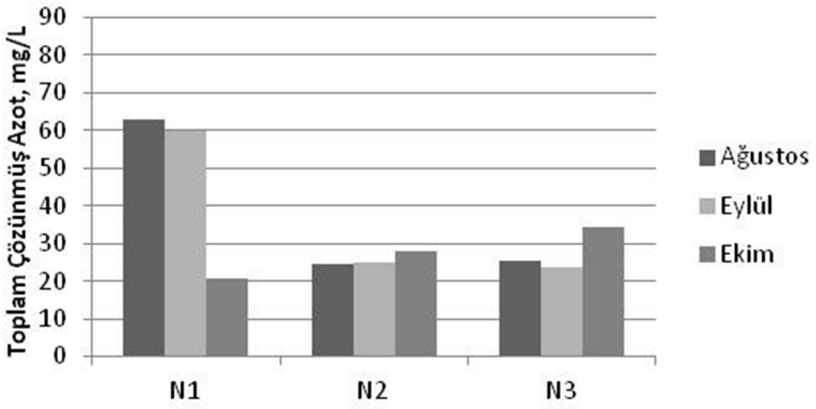
$$BÇOA = (ÇOA_a - ÇOA_b) - (ÇOA_{ka} - ÇOA_{kb}) \qquad (6)$$

$ÇOA_a$ ve $ÇOA_b$ sırasıyla inkübasyondan önce ve sonra atıksu örneklerinde analiz edilen ÇOA konsantrasyonudur. $ÇOA_{ka}$ ve $ÇOA_{kb}$ ise sırasıyla inkübasyon öncesi ve sonrasında kontrol örnekleri için analiz edilen ÇOA konsantrasyonudur.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Bu tez çalışmasında Konya atıksu arıtma tesisi ön çökeltme havuzu çıkışı, havalandırma ünitesi (denitrifikasyon çıkışı-nitrifikasyon girişi), son çökeltme havuzu çıkışından ağustos, eylül ve ekim aylarında 3 farklı noktadan atıksu örnekleri alınmıştır. Numunelere ait inkübasyon öncesi ve inkübasyon sonrası analiz sonuçları aşağıda verilmiştir.

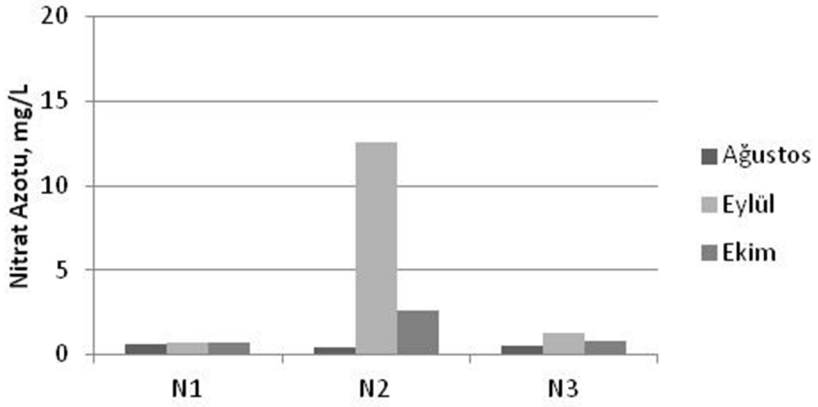
Atıksu arıtma tesisi N1, N2 ve N3 noktalarından Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında alınan örneklerde yapılan analizler sonucu toplam çözünmüş azot konsantrasyonları Şekil 1'de verilmiştir. N1 noktasında 20.5-63 mg/L, N2 ve N3 noktalarında ise 23.8-34.4 mg/L aralığında değerler elde edilmiştir. Ağustos ve Eylül aylarında alınan örneklerde tesiste toplam çözünmüş azot parametresi için biyolojik arıtım ünitesinde % 60 verim elde edildiği tespit edilmiş, ancak Ekim ayında biyolojik arıtım ünitesi giriş ve çıkışında kayda değer bir toplam çözünmüş azot değişimi gözlemlenmemiştir. Literatüre göre ham evsel atıksularda toplam azot konsantrasyonu 20-85 mg/L, organik azot konsantrasyonu 8-35 mg/L, amonyak azotu konsantrasyonu 12-50 mg/L aralığında değişir; nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonları ise oldukça düşüktür (Toprak, 2000).



Şekil 4.1. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında toplam çözünmüş azot konsantrasyonlarının değişimi.

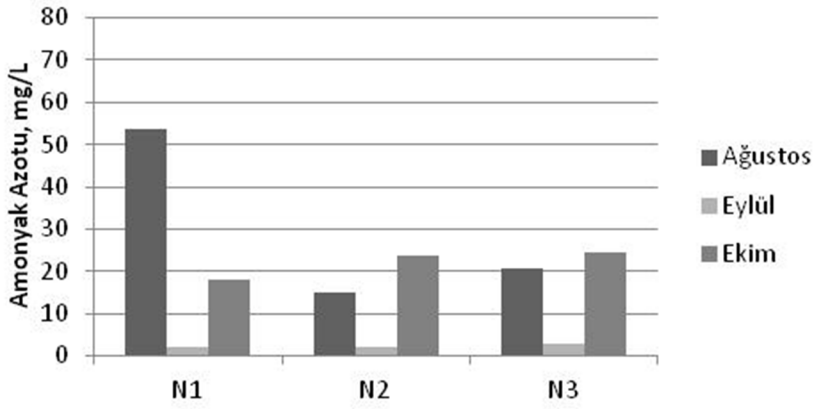
Şekil 4.2'de üç örnekleme noktası için, farklı aylarda alınan örneklerde analiz edilen nitrat konsantrasyonları verilmiştir. Bu kategoride alınan örneklerin tamamında nitritkonsantrasyonları tespit limitlerinin altında bulunmuştur. Ön arıtım çıkışında örnekleme yapılan tüm aylar için nitrat konsantrasyonu 0.65-0.74 mg/L aralığında tespit

edilmiştir. Havalandırma ünitesinden Eylül ayında alınan örnekte nitrat konsantrasyonu 12.61 mg/L olarak belirlenmiş, ancak diğer aylarda bu değer çok daha düşük bulunmuştur. N2 noktasında nitrat azotu konsantrasyonlarının düşük olması havalandırma havuzunun ilk aerobik bölümünde başarılı bir nitrifikasyon olmadığını göstermektedir. Son çökeltme ünitesi çıkışında nitrat konsantrasyonları beklenildiği üzere 0.56-1.31 mg/L aralığında elde edilmiştir.



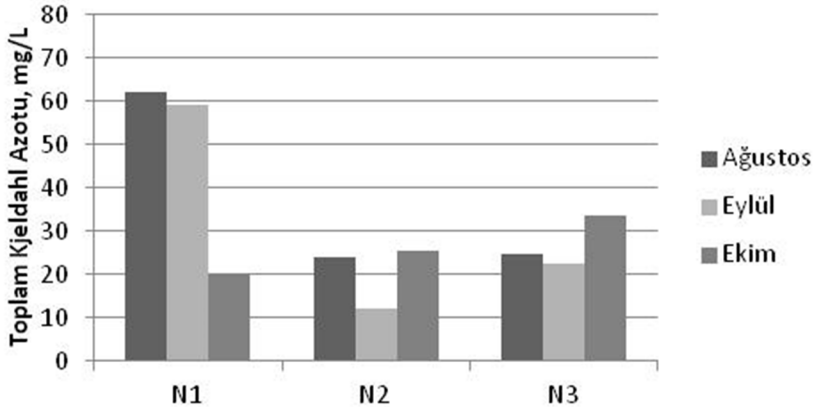
Şekil 4.2. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında nitrat azotu konsantrasyonlarının değişimi.

Üç farklı örnekleme noktası için Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında belirlenen amonyak azotu konsantrasyonları Şekil 4.3'de gösterilmiştir. N1 noktasında elde edilen amonyak azotu konsantrasyonları 2.24-53.7 mg/L aralığındadır ve bu parametre N2 ve N3 noktaları için sırasıyla 2.0-23.7 mg/L ve 2.8-24.5 mg/L aralığında tespit edilmiştir. Eylül ayında her üç noktadan alınan örneklerde, diğer iki örneğe göre çok düşük amonyak azotu konsantrasyonları tespit edilmiştir. Ağustos ayında alınan örneklerde ön çökeltme sonrası 53.7 mg/L düzeyinde olan amonyak azotu, biyolojik arıtım ünitesinde % 61 oranında giderilmiştir ve bu durumda biyolojik arıtım ünitesinin ilk basamağında başarılı bir denitrifikasyon işleminin yapıldığı söylenebilir.



Şekil 4.3. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında amonyak azotu konsantrasyonlarının değişimi.

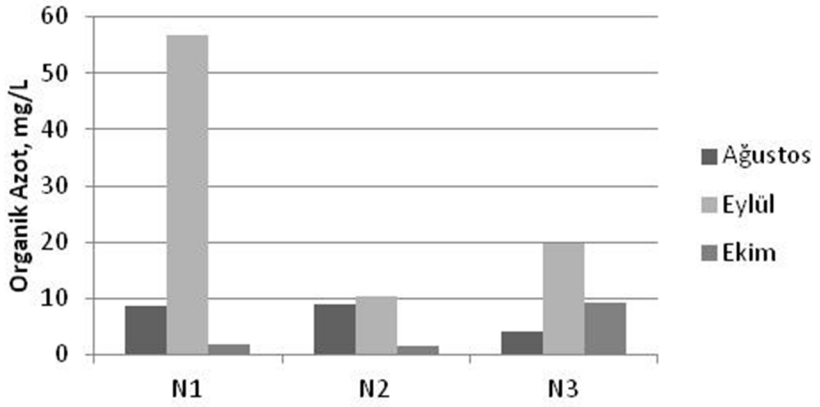
Şekil 4.4'de örnekleme noktalarında tespit edilen toplam Kjeldahl azotu konsantrasyonları verilmiştir. N1 noktasında 19.8-62.3 mg/l, N2 noktasında 12.3-25.4 mg/l ve N3 noktasında 22.5-33.6 mg/L aralık değerleri elde edilmiştir.



Şekil 4.4. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında toplam Kjeldahl azotu konsantrasyonlarının değişimi.

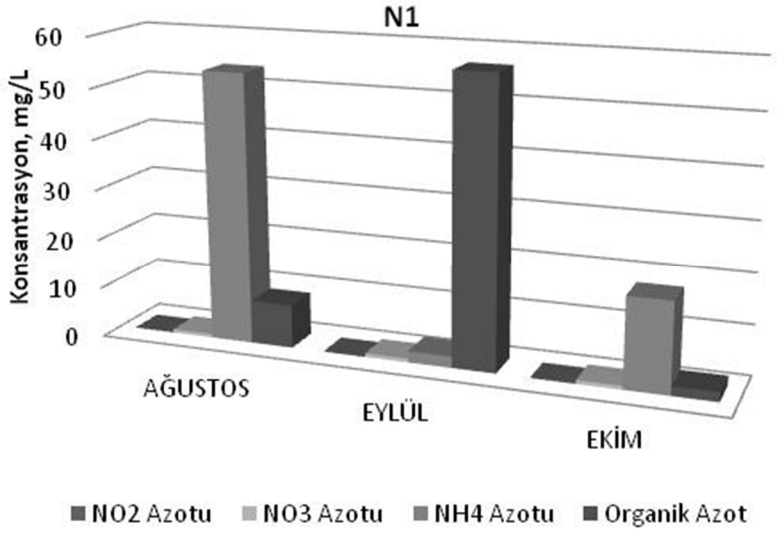
Örnekleme noktalarında farklı aylarda tespit edilen organik azot konsantrasyonları Şekil 4.5'de gösterilmiştir. Ağustos ve Ekim aylarında organik azot değerleri 1.7-9.1 mg/L aralığında değişmekte ve toplam çözünmüş azotun % 6-36.7 aralığında iken, Eylül ayında alınan örneklerde oldukça yükselmiştir. Özellikle ön çökeltme tankı çıkışında organik azot konsantrasyonu 56.76 mg/L olarak tespit edilmiştir ve bu değer toplam çözünmüş azotun % 95'ini oluşturmaktadır. Biyolojik arıtım ünitesinde Ağustos ve Eylül aylarında sırasıyla % 52 ve %65 organik azot giderimi sağlanmış, Ekim ayında ise giderim gözlenmemiştir. Daha önce Bardeonpho ünitesi bulunan bir atıksu arıtma tesisinde yapılan bir çalışmada (Sattayatewa ve ark.,

2009), ilk anoksik bölmede çözünmüş organik azot değerinde bir artış görülmüş ve daha sonraki ünitelerde bir giderim olmamıştır. Bu durumun anoksik biyolojik aktivite veya heterotofikdenitrifikasyondan kaynaklanabileceği belirtilmiştir.



Şekil 4.5. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında organik azot konsantrasyonlarının değişimi.

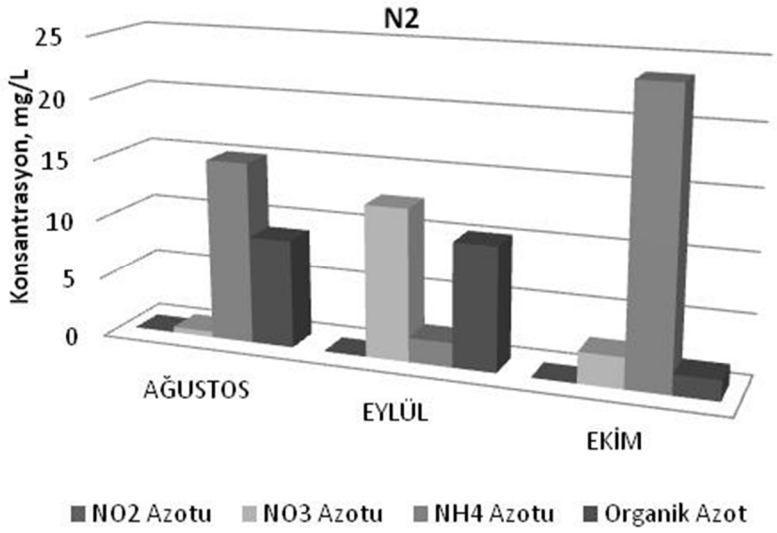
Ön arıtım çıkışında alınan örneklerde toplam çözünmüş azot içerisinde en baskın azot türü Ağustos ve Ekim aylarında sırasıyla % 85.3 ve % 87.2 ile amonyum azotu olarak tespit edilmiştir. Ancak Eylül ayında alınan örnekte Şekil 4.6'da da görüldüğü üzere en yüksek oran (% 95) organik azot türüne aittir.



Şekil 4.6. N1 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.

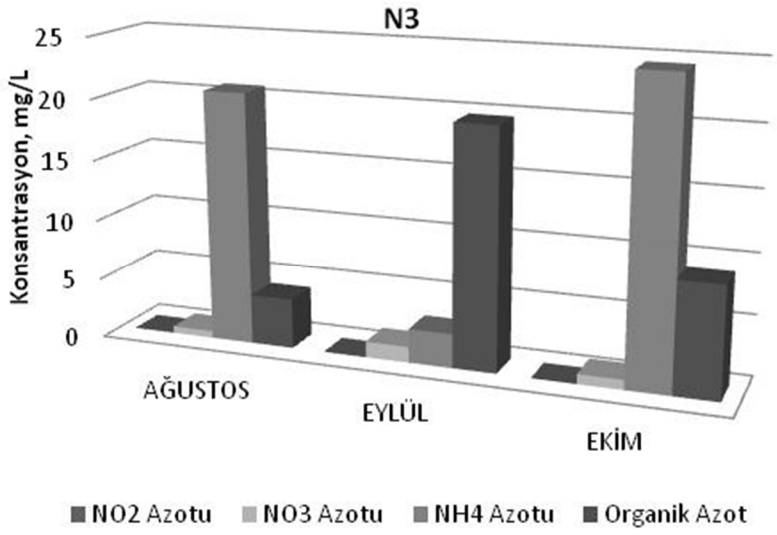
Şekil 4.7'de N2 noktasından alınan örneklerdeki azot türlerinin dağılımı verilmiştir ve şekilden de görüldüğü üzere farklı zamanlarda alınan örneklerde farklı

azot türlerinin daha baskın olduğu söylenebilir. Ağustos ayında toplam çözünmüş azotun % 61.5'i amonyum azotu, % 36.7'si organik azottan oluşmaktadır. Eylül ayı örneğinde toplam çözünmüş azot içerisinde % 50.6 nitrat azotu ve % 41.3 organik azot mevcuttur. Ekim ayı için ise toplam çözünmüş azotun % 84.7'si amonyum azotundan oluşmaktadır.



Şekil 4.7. N2 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.

N3 örnekleme noktasında tespit edilen azot türleri dağılımı Şekil 4.8'de verilmiştir. Ağustos ve Ekim aylarında toplam çözünmüş azotun sırasıyla % 81.7 ve % 71.2'si amonyum azotu ve sırasıyla % 16.1 ve % 26.4'ü organik azottan müteşekkildir. Ancak Eylül ayında alınan örnekte organik azot toplam çözünmüş azotun % 82.7'sini oluşturmaktadır.



Şekil 4.8. N3 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.

Dört basamaklı Bardenphoprosesi karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemleri gerçekleştirilir ve denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için hem atıksudaki karbon, hem de içsel solunum hidrolizi sonucu oluşan karbon kullanılmaktadır. İlk anoksik ortamda atıksudaki karbon nitratın denitrifikasyonunda kullanılmakta ve atıksudaki amonyak azotu miktarında değişiklik olmamaktadır. İlk aerobik tankta nitrifikasyon gerçekleşmekte ve ikinci anoksik bölümde içsel solunum ile karbon sağlanarak, amonyağın denitrifikasyonu gerçekleştirilmektedir. İkinci aerobik bölmede oluşan azot gazı uzaklaştırılmaktadır (Metcalf and Eddy, 2003).

Örneklerin alındığı Konya Atıksu Arıtma Tesisi karbon giderimi ve kısmi azot giderimini hedefleyen ileri biyolojik arıtımın yapıldığı bir tesistir. Tesisten Ağustos ayında tüm örnekleme noktalarından alınan örneklerde en baskın azot türü amonyak azotu olarak tespit edilmiştir. Organik azot parametresi ise biyolojik arıtım girişinde 8.6 mg/L iken son çökeltme çıkışında 4.1 mg/L olarak belirlenmiştir ve bu sonuçlara göre organik azotun % 52 oranında giderildiğini göstermektedir. N2 noktasında alınan örnekte analiz edilen değerlerle kıyaslandığında, N3 noktasında organik azotta azalma ve amonyak azotunda bir miktar artma gözlemlenmiştir; bu durumun organik azotun parçalanması sonucu önce amonyağa dönüşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Nitrit azotu tespit limitlerinin altında ve nitrat azotu konsantrasyonu N1, N2 ve N3 noktalarında düşük konsantrasyonlardadır (0.46-0.65 mg/L aralığında). Biyolojik arıtım girişinde 53.7 mg/L konsantrasyonundaki amonyak azotu çıkışta 20.8 mg/L değerine düşmektedir. İlk anoksik ve aerobik bölmenin çıkışında amonyak azotu

konsantrasyonunun azalması ve nitrit, nitrat azotlarının konsantrasyonlarının dikkate değer bir değişime uğramaması nedeniyle, nitrifikasyon-denitrifikasyon işlemlerinin burada tamamlandığı ve ikini anoksik-aerobik bölmelerde organik azot gideriminin yapıldığı söylenebilir.

Eylül ayında alınan örneklerde atıksuyun amonyak azotu konsantrasyonu tüm örnekleme noktalarında 2.02-2.8 mg/L aralığındandır ve biyolojik arıtım girişinde organik azot konsantrasyonu 56.76 mg/L değerinde tespit edilmiştir. Bu durum Ağustos ayına göre bu örneklerde ham atıksuyun azot içeriğinin değiştiğini göstermektedir. Tesis evsel atıksuların yanı sıra endüstriyel atıksuların da arıtımını gerçekleştirmektedir ve bu örnekleme zamanında atıksu içeriğinde buna bağlı bir değişiklik olduğu düşünülmektedir. Son çökeltme çıkışında analiz edilen organik azot konsantrasyonu, tesiste biyolojik arıtımda % 65 organik azot gideriminin sağlandığını ifade etmektedir. Bardenpho prosesi girişinde 0.72 mg/L olan nitrat azotu konsantrasyonunun ilk aerobik bölme çıkışında 12.61 mg/L'ye yükselmesi nitrifikasyon işleminin sonucudur. Biyolojik arıtım çıkışında bu değerin 1.31 mg/L'ye düşmesi denitrifikasyondan kaynaklanmaktadır.

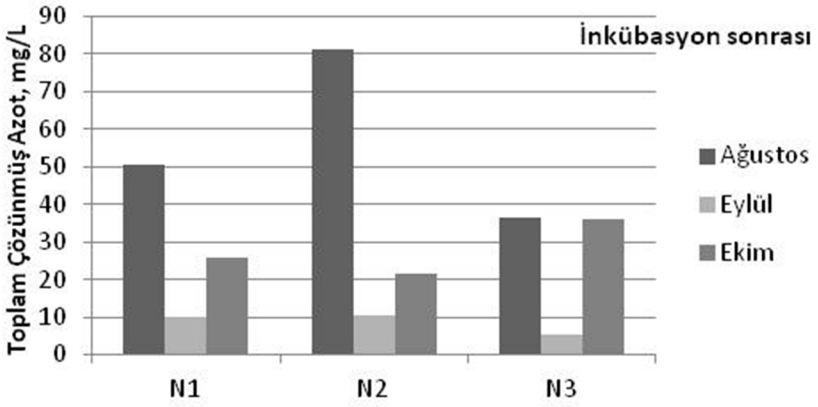
Ekim ayında tesisten alınan örneklerde, Ağustos ayındaki örneklerle benzer şekilde baskın azot türü amonyak azotudur, ancak biyolojik arıtım girişinde konsantrasyon 17.9 mg/L'dir. Biyolojik arıtım sonrasında bu değer 24.5 mg/L'ye bir miktar yükselmiştir. N2 noktasında nitrat azotu konsantrasyonunun 2.57 mg/L'ye yükselmesi bir miktar nitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermektedir. Ancak biyolojik arıtım ünitesinde organik azot miktarında bir artış olmuş ve amonyak miktarı önemli düzeyde bir değişiklik göstermemiştir.

Dört basamaklı bir Bardenpho prosesini bulunduğu bir atıksu arıtma tesisinde yapılan bir çalışmada (Sattayatewa ve ark., 2009), tesisin farklı noktalarından alınan örneklerde azot türlerinin dağılımı incelenmiş ve ilk aerobik bölmeye kadar en baskın tür amonyak azotu, daha sonraki bölmelerde ise nitrat azotu olarak belirlenmiştir. İlk anoksik bölmede bir önceki basamağa göre daha düşük nitrat azotu konsantrasyonu tespit edilmiş ve bunun denitrifikasyondan kaynaklandığı belirtilmiştir. Bu bölmede amonyak azotu konsantrasyonu stabildir. Son aerobik bölmede nitrifikasyondan dolayı amonyak azotu tespit edilmemiştir.

Nitrifikasyon işleminin karbon gideriminin de yapıldığı sistemlerde sağlanabilmesi için işletme koşullarının iyi dengelenmesi gerekmektedir. Katı alıkonma süresi, F/M oranı, sıcaklık, çözünmüş oksijen düzeyi, pH ve BOİ/Toplam Kjeldahl

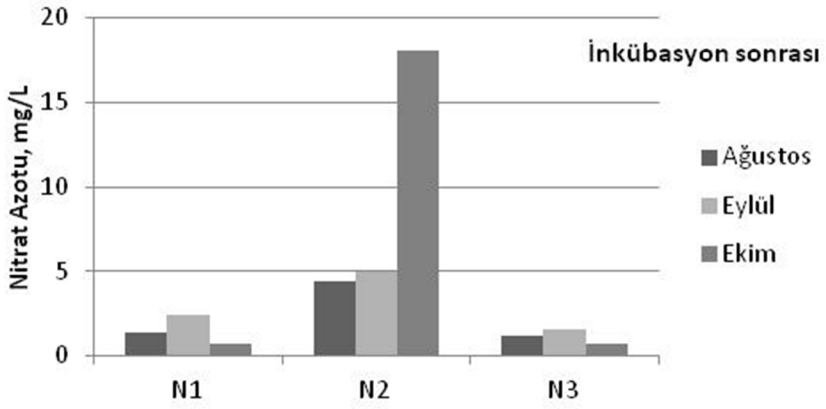
Azotu yükü gibi bazı parametreler nitrifikasyonun sürecini etkileyen parametrelerdir (Toprak, 2000).

21 günlük inkübasyon işleminden sonra örneklerde analiz edilen toplam çözünmüş azot konsantrasyonları Şekil 4.9'da verilmiştir. Ağustos ayı için bu değer 36.27-81.12 mg/L, Eylül ayı için 5.27-10.45 mg/L ve Ekim ayı için 21.66-36.12 mg/L aralıklarında tespit edilmiştir.



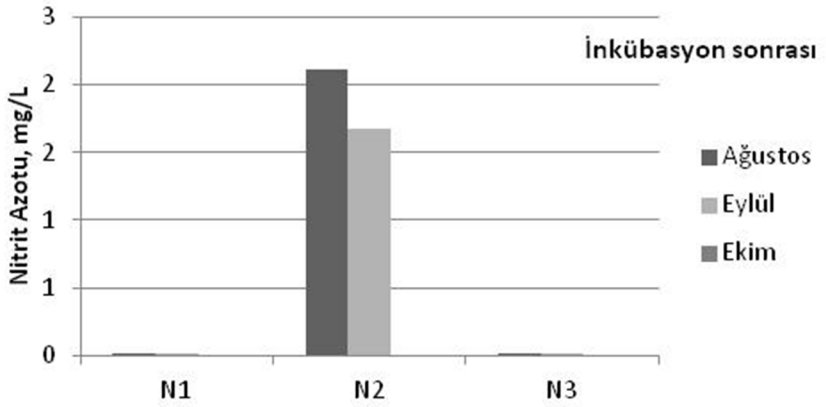
Şekil 4.9. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında toplam çözünmüş azot konsantrasyonlarının değişimi.

Şekil 4.10'da inkübasyon işlemi sonrası örneklerde analiz edilen nitrat azotu konsantrasyonları verilmiştir. N1 noktasında 0.65-0.74 mg/L aralığında olan nitrat azotu konsantrasyonu, inkübasyon sonrası 0.74-2.45 mg/L aralığına gelmiştir. N2 noktasından alınan örneklerde ise inkübasyon neticesinde Ağustos ayında 0.46 mg/L konsantrasyonundan 4.40 mg/L'ye, Ekim ayında ise 2.57 mg/L'den 18.1 mg/L'ye yükselmiştir. Eylül ayında ise inkübasyondan önce 12.61 mg/L olan nitrat azotu konsantrasyonu 5.02 mg/L değerine düşmüştür. N3 noktasından Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında alınan örneklerde sırasıyla 0.56, 1.31 ve 0.82 mg/L olan nitrat azotu konsantrasyonları inkübasyon ile yine sırasıyla 1.17, 1.52 ve 0.72 mg/L konsantrasyonlarına gelmiştir. İnkübasyon sonrasında nitrat konsantrasyonlarındaki artış, örneklerdeki mevcut amonyağın ve/veya inkübasyon boyunca organik azotun amonifikasyonundan açığa çıkan amonyağın nitrifikasyonundan kaynaklanmaktadır (Simsek ve ark., 2012).



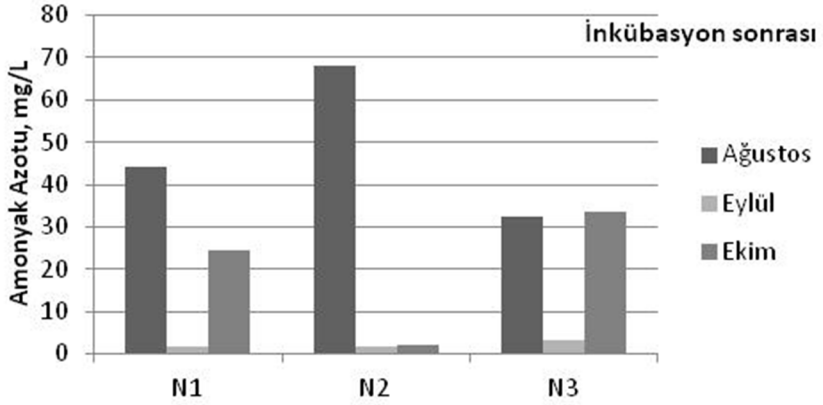
Şekil 10. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında nitrat azotu konsantrasyonlarının değişimi.

İnkübasyon öncesinde alınan örneklerin tamamında analiz edilen nitrit azotu konsantrasyonu tespit limitlerinin altındadır. Ancak inkübasyon sonrasında N2 örnekleme noktasına ait Ağustos ve Eylül aylarının örneklerinde sırasıyla 2.11 ve 1.67 mg/L nitrit azotu tespit edilmiştir (Şekil 4.11). 2102 yılında ABD'de iki basamaklı bir damlatmalı filtre ünitesinde yapılan çalışmada (Simsek ve ark., 2012), başlangıçta 0.1 mg/L'den daha düşük konsantrasyonlarda olan nitrit konsantrasyonları inkübasyon sonrasında birincil çökeltme öncesi ve sonrasında 25.2 ve 22.9 mg/L düzeylerinde bulunmuştur. Nitrat konsantrasyonlarının aynı örneklerde 3 ve 4.6 mg/L olarak tespit edilmesi ortamda yeterli çözünmüş oksijenin bulunmaması ile ilişkilendirilmiştir. Ancak söz konusu tesiste başlangıçta 23.8 mg/L amonyak azotunun tamamı giderilebilmektedir.

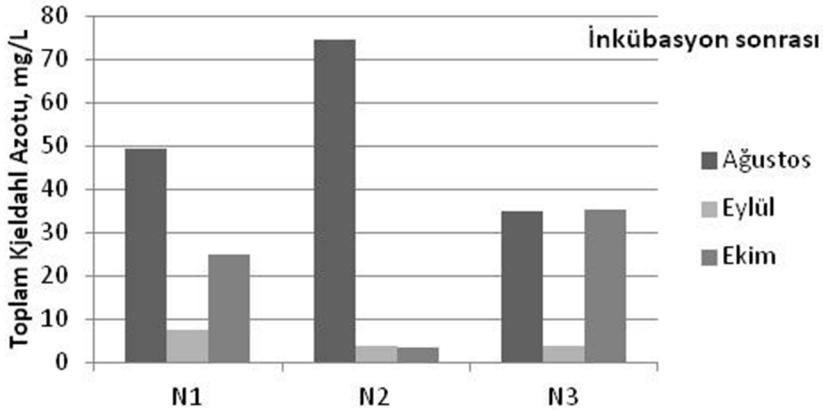


Şekil 4.11. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında nitrit azotu konsantrasyonlarının değişimi.

Şekil 4.12'de inkübasyon işlemi sonrası örneklerde tespit edilen amonyak azotu konsantrasyonları verilmiştir. İnkübasyon işlemi sonrasında amonyak azotu konsantrasyonlarında genellikle bir azalma gözlemlenmiş, ancak biyolojik arıtım giriş suyunda 53.7 mg/L amonyak azotunun tespit edildiği Ağustos ayı örneklerinde, N2 ve N3 örnekleme noktalarına ait inkübasyon işlemlerinin sonunda amonyak azotu konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Daha önce ABD'de yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2012) inkübasyon sonrası amonyak azotunun birkaç örnek haricinde tamamında nitrifikasyona uğradığı tespit edilmiştir. 2013 yılında yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2013), inkübasyon işlemi hem ayrı ayrı bakteri ve alg kültürü hem de bakteri kültürü ve alglerle birlikte gerçekleştirilmiş, sonuçta sadece alg kültürünün kullanıldığı inkübasyon işlemi sonrasında kalıntı amonyak tespit edilmiştir ve bunun sebebinin inkübasyon boyunca alg kültürünün faydalanamayacağı amonyaktan kaynaklandığı belirtilmiştir.

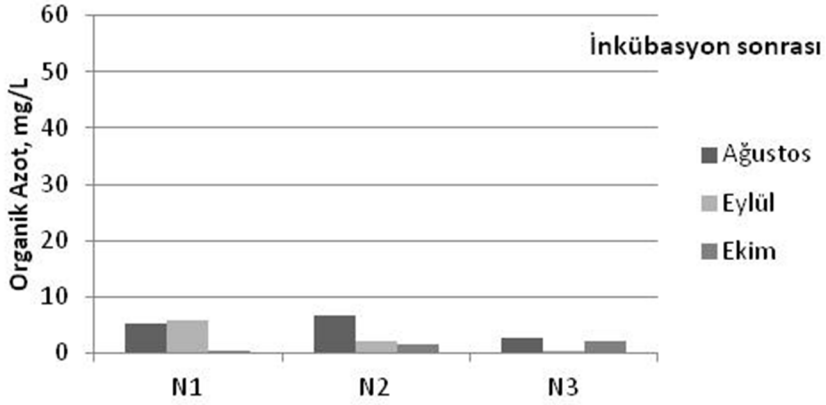


Şekil 4.12. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında amonyak azotu konsantrasyonlarının değişimi.



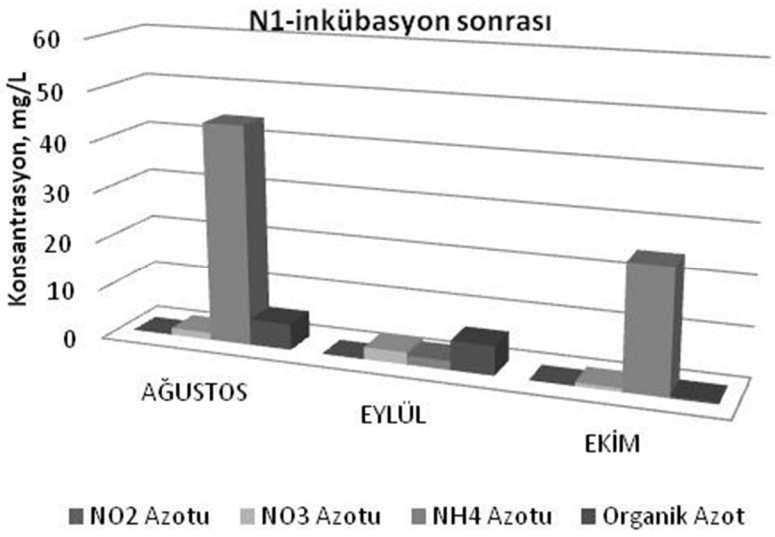
Şekil 4.13. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında toplam Kjeldahl azotu konsantrasyonlarının değişimi.

Şekil 4.14'de inkübasyon neticesinde organik azot konsantrasyonları aylara ve örnekleme noktalarına göre verilmiştir. Tüm örneklerde inkübasyon sonrası organik azot konsantrasyonlarında bir azalma tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası organik azot miktarındaki azalmanın fazla oluşu, organik azotun biyolojik olarak kullanılabilirliğinin yüksek oluşunu veya kolay parçalanamayan organik azot formunun daha az miktarda oluşunu göstermektedir (Simsek ve ark., 2013).

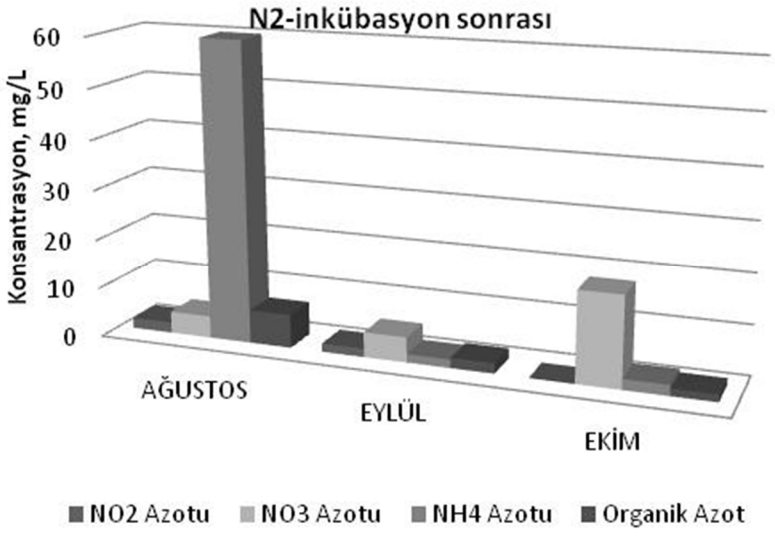


Şekil 4.14. İnkübasyon sonrası N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında organik azot konsantrasyonlarının değişimi.

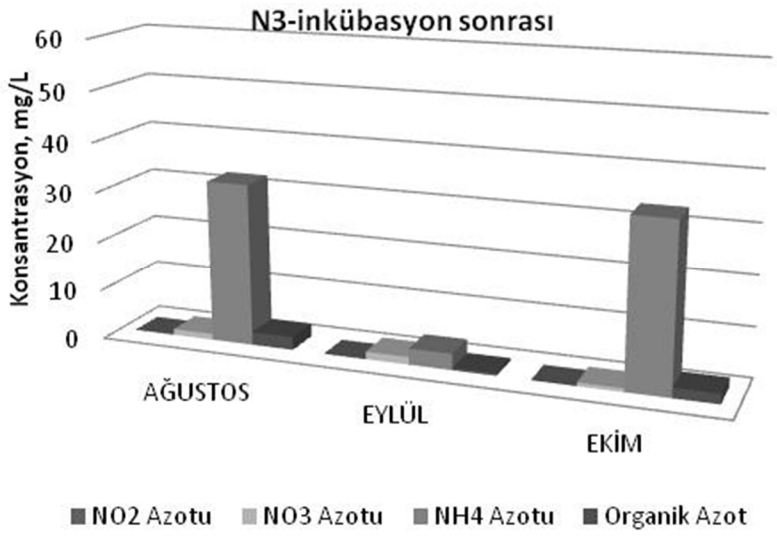
Şekil 4.15, 4.16 ve 4.17'de sırasıyla N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında inkübasyon işlemi sonrasında azot türlerinin dağılımı gösterilmiştir. N2 noktasındaki Ağustos ve Eylül ayı örnekleri dışında (sırasıyla 2.11 ve 1.67 mg/L) inkübasyon sonrasında nitrit konsantrasyonları tespit limitlerinin altında elde edilmiştir. N1 örnekleme noktasında inkübasyon sonrası en yüksek oranda Ağustos ve Ekim ayları için amonyak azotu konsantrasyonu, Eylül ayı için ise organik azot tespit edilmiştir. Eylül ayında biyolojik arıtım ünitesi girişindeki, diğer aylara göre çok yüksek konsantrasyondaki (56.76 mg/L) organik azotun bu sonuçta etkili olduğu düşünülmektedir. N2 örnekleme noktasında inkübasyon sonrası Eylül ve Ekim aylarındaki örneklerde en baskın tür nitrat azotudur, Ağustos ayında ise amonyak azotudur. Ağustos ayında alınan örnekte biyolojik arıtım girişinde yüksek amonyak azotu konsantrasyonu (53.7 mg/L) nitrifikasyon işlemindeki başarıyı etkilemiştir. N3 noktasında alınan örneklerde yapılan inkübasyon işlemi sonrasında tüm örneklerde en fazla görülen azot türü amonyak azotudur.



Şekil 4.15. İnkübasyon sonrası N1 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.

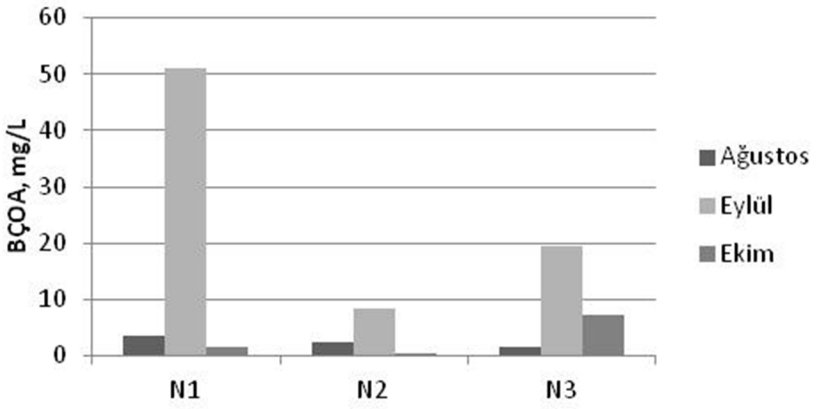


Şekil 4.16. İnkübasyon sonrası N2 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.



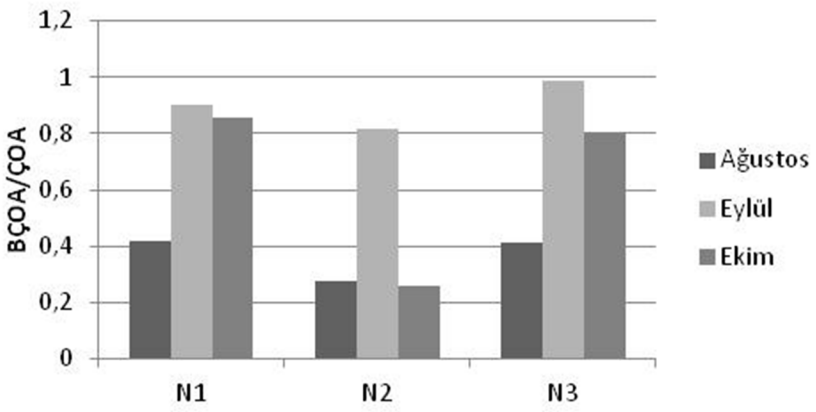
Şekil 4.17. İnkübasyon sonrası N3 örnekleme noktasında azot türlerinin dağılımı.

Şekil 4.18'de inkübasyon prosedürü ile belirlenen farklı örnekleme noktalarındaki BÇOA konsantrasyonları verilmiştir. Biyolojik arıtım girişinde 56.76 mg/L çözünmüş organik azotun tespit edildiği Eylül ayı örneği dışında diğer aylarda BÇOA konsantrasyonu 0.44-7.29 mg/L aralığında belirlenmiştir. Eylül ayına ait örneklerde ise N1 noktasında 51.08 mg/L, N2'de 8.4 mg/L ve N3'de 19.39 mg/L olarak belirlenmiştir. Tesiste biyolojik arıtım ünitesi girişinden son çökeltme tankı çıkışına kadar BÇOA parametresi giderim verimi Ağustos ve Eylül ayları için sırasıyla % 53 ve % 62 olarak elde edilmiş, Ekim ayında ise BÇOA'de ikinci anoksik ve aerobik bölmede artış olduğu gözlemlenmiştir. Simsek ve arkadaşları tarafından 2012 yılında iki kademeli bir damlatmalı filtre tesisinde yapılan çalışmada da, ham atıksuda ve tesis çıkışında sırasıyla 6.2 ve 1.8 mg/L BÇOA değerleri tespit edilmiştir. Söz konusu çalışmada BÇOA gideriminin BOİ damlatmalı filtrelerinde, nitrifikasyon damlatmalı filtrelerinde ve klorlama ünitesinde olduğu belirtilmiştir. Yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2013), saf oksijenli aktif çamur ve hareketli yatak biyofilm reaktör bulunan bir atıksu arıtma tesisinde BÇOA giderimi % 68 olarak belirlenmiştir.



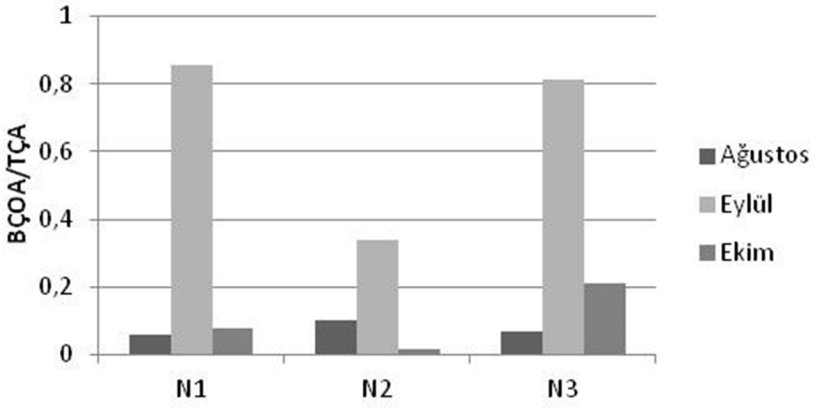
Şekil 4.18. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında BÇOA konsantrasyonlarının değişimi.

N1, N2 ve N3 örnekleme noktaları için belirlenen BÇOA konsantrasyonlarının toplam organik azota oranları Şekil 19'da gösterilmiştir. Biyolojik arıtım girişinde yüksek organik azotun tespit edildiği Eylül ayında organik azotun biyolojik parçalanabilirliği N1, N2 ve N3 noktaları için sırasıyla % 90, % 82 ve % 98 olarak belirlenmiştir. Ağustos ayında N1 ve N3 noktalarında sırasıyla % 42 ve % 41 organik azot biyolojik parçalanabilirliği tespit edilmiş ve N2 noktasında bu değer % 28'e düşmüştür. Ekim ayında da Ağustos ayına benzer bir eğilim belirlenmiş ve N1 noktasında organik azotun biyolojik parçalanabilirliği % 86 iken, N2'de % 26 ve N3'de % 80 bulunmuştur. Üç örnekleme ayında da ortak eğilim biyolojik parçalanabilirliğin biyolojik arıtım giriş ve çıkışında yüksek oluşu, ancak ilk anoksik ve aerobik bölmenin sonundan alınan örnekte bu değerin düşük elde edilmesidir. Literatürde iki kademeli bir damlatmalı filtre tesisinde farklı arıtım basamaklarında BÇOA/ÇOA oranı % 51-69 arasında tespit edilmiştir (Simsek ve ark., 2012). Tesis çıkış suyunda ise biyolojik parçalanabilirlik % 52 (Simsek ve ark., 2012) ve % 45 (Simsek ve ark., 2013) bulunmuştur. Literatürde biyolojik parçalanabilirliğin arıtım hattı boyunca dereceli olarak azaldığı belirlenmiştir (Simsek ve ark., 2012; Simsek ve ark., 2013).



Şekil 4.19. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında BÇOA/ÇOA oranının değişimi.

Şekil 4.20'de toplam çözünmüş azot içerisinde biyolojik parçalanabilme özelliğine sahip organik azot yüzdelerini göstermektedir. Yüksek organik azot girişinin olduğu Eylül ayında bu oran % 86 değerine kadar yükselmiş iken, diğer aylarda % 1.6 değerine kadar düşebilmektedir. BÇOA/TÇA oranlarında görülen eğilim, Şekil 19'da verilen BÇOA/ÇOA oranları ile benzerlik göstermektedir.



Şekil 4.20. N1, N2 ve N3 örnekleme noktalarında BÇOA/TÇA oranının değişimi.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında atıksu arıtma tesisindeki çözünmüş organik azotun biyolojik olarak parçalanabilirliğinin incelenmesi amaçlanmıştır. Son yıllarda yapılan çalışmalar çözünmüş organik azotun içerisinde farklı formların bulunduğunu ve bunların bir kısmının ulaştıkları sucul ortamda bakteri, doğal alg ve planktonların biyolojik olarak kullanımları için uygun olabileceğini göstermiştir. Çözünmüş organik azotun bir kısmı verildikleri ortamda doğrudan alglerin ve bakterilerin ayrı ayrı veya birlikte biyolojik olarak kullanımı için uygundur. Biyolojik parçalanabilen azot fraksiyonları karışık bakteri kültürleri tarafından mineralize olabilen veya doğrudan ya da dolaylı olarak sucul bitki türleri tarafından azot kaynağı olarak kullanıma uygun olabilen çözünmüş organik azot fraksiyonları mevcut olduğu gözlemlenmiştir.

Atıksu arıtma tesisi N1, N2 ve N3 noktalarından Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında alınan örneklerde yapılan analizler sonucu toplam çözünmüş azot konsantrasyonları N1 noktasında 20.5-63 mg/L, N2 ve N3 noktalarında ise 23.8-34.4 mg/L aralığında değerler elde edilmiştir. Ön arıtım çıkışında alınan örneklerde toplam çözünmüş azot içerisinde en baskın azot türü Ağustos ve Ekim aylarında sırasıyla % 85.3 ve % 87.2 ile amonyum azotu olarak tespit edilmiştir. Ancak Eylül ayında alınan örnekte en yüksek oran (%95) organik azot türüne aittir. N2 noktasından alınan örneklerde Ağustos ayında toplam çözünmüş azotun % 61.5'i amonyum azotu, % 36.7'si organik azottan oluşmaktadır. Eylül ayı örneğinde toplam çözünmüş azot içerisinde % 50.6 nitrat azotu ve % 41.3 organik azot mevcuttur. Ekim ayı için ise toplam çözünmüş azotun % 84.7'si amonyum azotundan oluşmaktadır. N3 örnekleme noktasında Ağustos ve Ekim aylarında toplam çözünmüş azotun sırasıyla % 81.7 ve % 71.2'si amonyum azotu ve sırasıyla % 16.1 ve % 26.4'ü organik azottan müteşekkildir. Ancak Eylül ayında alınan örnekte organik azot toplam çözünmüş azotun % 82.7'sini oluşturmaktadır.

28 günlük inkübasyon işleminden sonra örneklerde analiz edilen toplam çözünmüş azot konsantrasyonları Ağustos ayı için 36.27-81.12 mg/L, Eylül ayı için 5.27-10.45 mg/L ve Ekim ayı için 21.66-36.12 mg/L aralıklarında tespit edilmiştir. N2 noktasındaki Ağustos ve Eylül ayı örnekleri dışında (sırasıyla 2.11 ve 1.67 mg/L) inkübasyon sonrasında nitrit konsantrasyonları tespit limitlerinin altında elde edilmiştir. N1 örnekleme noktasında inkübasyon sonrası en yüksek oranda Ağustos ve Ekim ayları için amonyak azotu konsantrasyonu, Eylül ayı için ise organik azot tespit edilmiştir.

Eylül ayında biyolojik arıtım ünitesi girişindeki, diğer aylara göre çok yüksek konsantrasyondaki (56.76 mg/L) organik azotun bu sonuçta etkili olduğu düşünülmektedir. N2 örnekleme noktasında inkübasyon sonrası Eylül ve Ekim aylarındaki örneklerde en baskın tür nitrat azotudur, Ağustos ayında ise amonyak azotudur. Ağustos ayında alınan örnekte biyolojik arıtım girişinde yüksek amonyak azotu konsantrasyonu (53.7 mg/L) nitrifikasyon işlemindeki başarıyı etkilemiştir. N3 noktasında alınan örneklerde yapılan inkübasyon işlemi sonrasında tüm örneklerde en fazla görülen azot türü amonyak azotudur.

Biyolojik arıtım girişinde 56.76 mg/L çözünmüş organik azotun tespit edildiği Eylül ayı örneği dışında diğer aylarda BÇOA konsantrasyonu 0.44-7.29 mg/L aralığında belirlenmiştir. Eylül ayına ait örneklerde ise N1 noktasında 51.08 mg/L, N2'de 8.4 mg/L ve N3'de 19.39 mg/L olarak belirlenmiştir. Tesiste biyolojik arıtım ünitesi girişinden son çökeltme tankı çıkışına kadar BÇOA parametresi giderim verimi Ağustos ve Eylül ayları için sırasıyla % 53 ve % 62 olarak elde edilmiş, Ekim ayında ise BÇOA'da ikinci anoksik ve aerobik bölmede artış olduğu gözlemlenmiştir. Biyolojik arıtım girişinde yüksek organik azotun tespit edildiği Eylül ayında organik azotun biyolojik parçalanabilirliği N1, N2 ve N3 noktaları için sırasıyla % 90, % 82 ve % 98 olarak belirlenmiştir. Ağustos ayında N1 ve N3 noktalarında sırasıyla % 42 ve % 41 organik azot biyolojik parçalanabilirliği tespit edilmiş ve N2 noktasında bu değer % 28'e düşmüştür. Ekim ayında da Ağustos ayına benzer bir eğilim belirlenmiş ve N1 noktasında organik azotun biyolojik parçalanabilirliği % 86 iken, N2'de % 26 ve N3'de % 80 bulunmuştur. Üç örnekleme ayında da ortak eğilim biyolojik parçalanabilirliğin biyolojik arıtım giriş ve çıkışında yüksek oluşu, ancak ilk anoksik ve aerobik bölmenin sonundan alınan örnekte bu değerin düşük elde edilmesidir.

Toplam çözünmüş azot içerisinde biyolojik parçalanabilme özelliğine sahip organik azot yüzdeleri yüksek organik azot girişinin olduğu Eylül ayında bu oran % 86 değerine kadar yükselmiş iken, diğer aylarda % 1.6 değerine kadar düşebilmektedir. BÇOA/Toplam çözünmüş azot oranlarında görülen eğilim, BÇOA/ÇOA oranları ile benzerlik göstermektedir.

Kullanılabilir su kaynaklarının her geçen gün azalması, mevcut su kaynaklarının korunmasının önemini arttırmaktadır. Mevcut su kaynaklarının korunması için azot ve fosfor kontrolü büyük önem taşımaktadır. İnorganik ve organik azot bileşiklerinin alıcı su ortamlarında meydana getirdiği kirlilik önemli boyutlara varabilmektedir. Türkiye'de yasal sınırlandırmalar, toplam azot, nitrit, nitrat ve amonyak azotu için, ayrıca toplam

Kjeldahl azotu için bulunmaktadır. Ancak atıksu arıtma tesislerinde inorganik azot formları etkili bir şekilde giderilirken, organik azot türleri daha düşük etkinlikle giderilebilmekte, bu durum da tesis çıkış sularında toplam azot parametresinin büyük bir kısmını organik azotların oluşturmasına neden olmaktadır. Bu nedenle atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularında organik azotun ve biyolojik olarak bozunabilirliğinin takip edilmesi ve tesiste üniteler bazında gideriminin incelenmesi, alıcı su ortamlarında istenmeyen çevresel problemlerin önüne geçilmesine katkı sağlayacaktır. Bu çalışmanın sonuçları, diğer atıksu arıtma tesislerindeki giderim verimliliğinin incelenmesi ve yeni yasal sınırlandırmaların getirilebilmesi konusuna ışık tutacaktır.

KAYNAKLAR

APHA/AWWA/WEF, 2005, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. *American Public Health Association*, Washington DC.

Arceivala, S, 2002, Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı, *Atılım Ofset Yayınları*, Ankara.

Coşkuner, G., 2004, Yerinde Floresanlı Hibridizasyon Yöntemi ile Aktif Çamur Sistemlerinde Amonyak Oksitleyen Bakterilerin Sayımı, *1. Ulusal Çevre Kongresi*, Sivas, 295-300.

Gerardi, M.H., 2002, Settleability Problems and Loss of Solids in the Activated Sludge Process, John Wiley&Sons Inc.

Gülşen, H., Yeşilnacar, M.İ., Yıldız, O., Gerger, R., 1997, "Evsel Atıksularda Biyolojik Azot ve Fosfor Giderimi", *2. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi,* P-10, İstanbul.

Günay, A.,Debik, E., 1998. Atıksulardan Biyolojik Nütrient Giderimi, *Kayseri Atıksu Sempozyumu*, Kayseri.

İleri, R., 2000, Çevre Biyoteknolojisi, *Değişim Yayınları,* Adapazarı.

Karakuş, C. B., 2001, Aktif Çamur Prosesinin Biyomas Eklemi ile Nütrient Giderimi için Upgrade Edilmesi, Yüksek Lisans Tezi, *Cumhuriyet Üniv. Çevre Mühendisliği Bölümü*, Sivas.

Khan E, Awobamise M, Jones K, Murthy S, 2009, Method development for measuring biodegradable dissolved organic nitrogen in treated wastewater. *Water Environ. Res.* 81, 779-787.

Krasner SW, Westerhoff P, Chen B, Rittmann BE, Amy G, 2009, Occurrence of disinfection by-products in United States wastewater treatment plant effluents. *Environ. Sci. & Tech*. 43, 8320-8325.

Metcalf and Eddy, 2003, Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, McGraw-Hill International Editions, Fourth Edition, USA.

Öztürk, Ġ., Timur, H., Koşkan, U., 2005, Atıksu Arıtımının Esasları, *T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı.*

Öztürk, M., 2006, Magnezyum Amonyum Fosfat (MAP) Çöktürmesi ile Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, *Cumhuriyet Üniv. Fen Bilimleri Enstitüsü*, Sivas.

Pehlivanoglu-Mantas E, Sedlak DL, 2004, Bioavailability of wastewater-derived organic nitrogen to alga Selenastrum capricornutum. *Water Res.* 38, 3189-3196.

Pehlivanoglu-Mantas E, Sedlak DL, 2006, Wastewater-Derived dissolved organic nitrogen: analytical methods, characterization and effect-A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 36, 261-285.

Samsunlu, A., 2005, Çevre Mühendisliği Kimyası, Birsen Yayınevi, İstanbul.

Samsunlu, A., 2006, Atıksuların Arıtılması, Birsen Yayınevi, İstanbul.

Sattayatewa C, Pagilla K, Pitt P, Selock K, Bruton T, 2009, Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON. *Water Res.* 43, 4507-4516.

Simsek H, Kasi M, Ohm J-B, Blonigen M, Khan E, 2013, Bioavailable and biodegradable dissolved organic nitrogen in activated sludge and trickling filter wastewater treatment plants. *Water Res*. 47, 3201-3210.

Simsek H, Kasi M, Wadhawan T, Bye C, Blonigen M, Khan E, 2012, Fate of dissolved organic nitrogen in two stage trickling fitler process. *Water Research* 46, 5115-5126.

Temel, M., 2007, Yüksek Amonyum Konsantrasyonuna Sahip Atıksuların Yarı Sürekli İşletilen Biyolojik Reaktörlerde Nitrifikasyonu, *Cumhuriyet Üniv., Yüksek Lisans Tezi*, Sivas.

Toprak H, 2000, Aktif Çamur Sürecinin İşletilmesi. *Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları*, 2. Baskı, İzmir.

Urgun-Demirtas M, Sattayatewa C, Pagilla KR, 2008, Bioavaliability of dissolved organic nitrogen in treated effluents. *Water Environ. Res.* 80, 397-406.

U.S. EPA., 2001, Development and Adoption of Nutrient Criteria into Water Quality Standards, Office of Science and Technology, ABD.

Zengin, G. E., 2001, Deri Endüstrisi Atıksularında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul.

Konya, http://www.koski.gov.tr/ [Ziyaret Tarihi: 15.10.2015]

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı -Soyadı	**:**	Ayşe SEVİL
Uyruğu	**:**	T.C.
Doğum Yeri ve Tarihi	**:**	KONYA / 1989
Telefon	**:**	0 554 209 12 33
Faks	**:**	-
e-mail	**:**	aysek432@gmail.com

EĞİTİM

Derece		**Adı**	**İlçe**	**İl**	**Bitirme Yılı**
Lise	:	Cumhuriyet Lisesi	Selçuklu / KONYA		2006
Üniversite	:	Selçuk Üniversitesi	Selçuklu / KONYA		2012
YüksekLisans	:	Selçuk Üniversitesi	Selçuklu / KONYA		-

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	**Kurum**	**Görevi**
2012-2013	CAN AKBAŞ Kağıt Hurd.Pet. San. Tic. Ltd. Şti.	Çevre Mühendisi
2013-2014	ARÇED Mühendislik Müşavirlik Ltd. Şti.	Çevre Mühendisi
2015-	ENVİROLAB Ölçüm ve Analiz Laboratuvarı	Çevre Mühendisi

YABANCI DİLLER

İngilizce

SERTİFİKA VE KURSLAR

Emisyon-İmisyon Ölçümlerinde Kullanılan Standartlar ve Ölçüm Yöntemleri Eğitimi, 2015

C Sınıfı İş Güvenliği Uzmanlığı, 2013

Çevre Görevlisi Belgesi, 2012

Office, Word, Excel, Autocad, Netcad

YAYINLAR

Küçükçongar S., Sevil A., The Investigation of Biodegradability of Dissolved Organic Nitrogen in Effluent of Wastewater Treatment Plant , *J.Int Enviromental Application & Science*, 10 (4): 490-494 (2015)