

CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ  
YAVAŞ KUM FİLTRESİNDE BİYOLOJİK DENİTRİFİKASYONLA  
İÇME SULARINDAN NİTRAT GİDERİMİ

Hatice ÇAKICI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

2007

CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YAVAŞ KUM FİLTRESİNDE BİYOLOJİK DENİTRİFİKASYONLA  
İÇME SULARINDAN NİTRAT GİDERİMİ

Hatice ÇAKICI  
YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

---

ŞÜKRÜ ASLAN

---

Çevre Müh. Yrd. Doç. Dr.  
(Bölümü-Ünvanı)

---

(İMZASI)

**FEB BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRLÜĞÜ'NE**

Bu çalışma jürimiz tarafından, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan: Prof. Dr. Fikret Kaçaroğlu

Üye: Yrd. Doç. Dr. Şükrü Aslan

Üye: Yrd. Doç. Dr. Fehiman Çiner

**ONAY**

Yukarıdaki imzaların, adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylarım.

...../...../2007

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ**

Prof. Dr. Hasan Hüseyin Başbüyük

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 05/01/1984 tarihli toplantısında kabul edilen ve daha sonra 30/12/1993 tarihinde C.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'nce hazırlanan ve yayınlanan "Yüksek Lisans ve Doktora Tez Yazım Kılavuzu" yönergelerine uygun olarak hazırlanmıştır.

## TEŐEKKÜR

Tez alıőması sırasında, değerli eleőtiri ve katkıları ile beni yönlendiren danışman hocam Yrd. Doç. Dr. Őükri ASLAN'a, laboratuvar çalışmaları sırasında yardımlarını esirgemeyen evre Mühendisliği Bölümü dönem arkadaşlarım Turgay BİŐİN ve Ömür GÖKKUŞ'a, tez yazım aşamasında gösterdiği yardımdan dolayı Sn. Haldun ÖZALP'e, gösterdikleri manevi destekten dolayı arkadaşlarım Tuęba SOLMAZ ve Bahar ALPER'e ve değerli aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Hatice ÇAKICI

## İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET.....	ii
SUMMARY.....	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
SEMBOLLER DİZİNİ.....	vii
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Amaç ve Kapsam.....	1
2. NİTRAT KAYNAKLARI.....	3
2.1. Yapay Nitrat Kaynakları.....	5
2.2. Doğal Nitrat Kaynakları.....	7
3. NİTRAT KİRLİLİĞİNİN ÇEVRESEL ÖNEMİ ve İNSAN SAĞLIĞINA ETKİSİ.....	11
4. NİTRAT KONTROL SİSTEMLERİ.....	13
5. BİYOLOJİK DENİTRİFİKASYON.....	14
5.1. Biyolojik Denitrifikasyonun Temel prosesleri.....	15
5.1.1. Heterotrofik denitrifikasyon prosesi.....	15
5.1.2. Ototrofik denitrifikasyon prosesi.....	16
5.2. Denitrifikasyon Bakterileri.....	16
5.3. Biyolojik Denitrifikasyonu Etkileyen Faktörler.....	17
5.3.1. Oksijen etkisi.....	17
5.3.2. Sıcaklığın etkisi.....	17
5.3.3. pH.....	17
5.3.4. Karbon kaynağı.....	18
5.3.5. İnhibitörlerin etkisi.....	19
6. İÇME SULARINDA NİTRAT ARITIM ÇALIŞMALARI.....	20
6.1. Nitrat Arıtım Metotları.....	21
7. YAVAŞ KUM FİLTRASYONU.....	23
8. MATERYAL ve METOT.....	25
8.1. Biyolojik Denitrifikasyon Kesikli Deney Çalışmaları.....	25
8.2. Biyolojik Denitrifikasyon Sürekli Deney Çalışmaları.....	25
8.3. Sentetik Besleme Suyu Özellikleri.....	27
8.4. Analiz Yöntemleri.....	28
9. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRİLMESİ.....	29
9.1. Kesikli Deneysel Çalışma Sonuçları.....	29
9.1.1. C/N oranının belirlenmesi.....	29
9.2. Sürekli Deneysel Çalışma Sonuçları.....	31
9.2.1. Yavaş kum filtresi deneysel çalışma sonuçları.....	31
10. SONUÇLAR.....	60
11. KAYNAKLAR.....	62
12. EKLER.....	68
12. ÖZGEÇMİŞ.....	70

### Şekiller Dizini

Şekil 2.1.	Nitrat Birikiminin Kaynakları ve Canlılarla Olan İlişkisi.....	4
Şekil 2.2.	Bir Merada Azot Çevrimi .....	6
Şekil 2.3.	Su İçerisinde Amonyum ve Serbest Amonyak Dağılımı Üzerine pH ve Sıcaklığın Etkisi.....	8
Şekil 2.4.	Deniz Suyunda Azot Döngüsü.....	9
Şekil 2.5.	Doğadaki Azot Çevrimi .....	10
Şekil 8.1.	Yavaş Kum Filtresi Deney Sistemi.....	26
Şekil 9.1.	Karbon Kaynağı Etanol İçin Farklı C/N Oranlarında Çıkış Su NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N ve KOI Değerleri .....	29
Şekil 9.2.	Karbon Kaynağı Asetik Asit İçin Farklı C/N Oranlarında Çıkış Su NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N ve KOI Değerleri.....	30
Şekil 9.3	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	33
Şekil 9.4	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri .....	33
Şekil 9.5	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	34
Şekil 9.6	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	34
Şekil 9.7	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	35
Şekil 9.8	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	35
Şekil 9.9	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	37
Şekil 9.10	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	37
Şekil 9.11	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	38
Şekil 9.12	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	38
Şekil 9.13	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	39
Şekil 9.14	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	39
Şekil 9.15	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	41
Şekil 9.16	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	41
Şekil 9.17	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	42

Şekil 9.18	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	42
Şekil 9.19	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,4 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N,NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	43
Şekil 9.20	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,4 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	43
Şekil 9.21	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,3 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N,NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	45
Şekil 9.22	0,2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,3 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	45
Şekil 9.23	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, ve pH Değerleri.....	47
Şekil 9.24	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	47
Şekil 9.25	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	48
Şekil 9.26	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	48
Şekil 9.27	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,08 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	49
Şekil 9.28	22,6 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,08 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	49
Şekil 9.29	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	51
Şekil 9.30	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	51
Şekil 9.31	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,05 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	52
Şekil 9.32	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,05 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	52
Şekil 9.33	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	53
Şekil 9.34	45,2 mg/L NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonu İçin 0,1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Verimleri.....	53
Şekil 9.35	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,7 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N,NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	55
Şekil 9.36	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,7 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	55
Şekil 9.37	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N,NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	56



Şekil 9.38	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	56
Şekil 9.39	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N,NO <sub>2</sub> -N, KOI ve pH Değerleri.....	57
Şekil 9.40	0,1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45,2 mg/l NO <sub>3</sub> -N Konsantrasyonunda C/N 1,5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO <sub>3</sub> -N ve KOI Giderim Değerleri.....	57
Şekil 9.41	Etanol Karbon Kaynağı İçin Tüketilen Azot Miktarına Karşılık Mikroorganizma Artışı.....	58
Şekil 9.42	Asetik Asit Karbon Kaynağı İçin Tüketilen Azot Miktarına Karşılık Mikroorganizma Artışı.....	59

**SEMBOLLER DİZİNİ**

YKF:	Yavaş Kum Filtresi
BOI <sub>5</sub> :	5 Günlük Biyolojik Oksijen İhtiyacı (mg/L)
KOI:	Kimyasal Oksijen İhtiyacı (mg/L)
KM:	Katı Madde Miktarı (mg/L)
UKM:	Uçucu Katı Madde Miktarı (mg/L)

## 1. GİRİŞ

### 1.1. Amaç ve Kapsam

İçme suyu kaynaklarının kirlenmesi günümüzün en önemli çevresel problemlerinden biridir. Ülkemizde yapılan bazı bölgesel çalışmalar da göstermektedir ki içme suyu kaynaklarımız kirlenmekte ve korumak için alınan tedbirler yetersiz kalmaktadır (Aslan ve Türkman, 2002). Nitrat bileşiklerinin sağlık problemlerine neden olması sonucu su kaynaklarında maksimum izin verilebilir konsantrasyonu 50 mg NO<sub>3</sub>/L (11.3 mg NO<sub>3</sub>-N /L) (TSE, 1988; WHO, 1984) olarak sınırlandırılmıştır.

Nitrat kirlenmesi, tarım arazilerinde azotlu gübrelerin fazlaca kullanılması, hayvan atıklarının kontrolsüzce atılması veya depolanması, evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmadan alıcı ortama verilmesi sonucu meydana gelmektedir. İçme sularında yüksek nitrat konsantrasyonu, canlı sağlığı üzerinde on beş farklı kanser türüne, kalıtsal bozukluğa, yetişkinlerde yüksek tansiyona ve özellikle altı aydan küçük bebeklerde mavi bebek hastalığına sebep olmaktadır (Mirvish, 1991; Varela vd., 1995; Fan ve Steinbeck, 1996). Nitrat, içme su kaynaklarından iyon değiştirme, ters osmoz, elektrodializ, distilasyon, kimyasal ve biyolojik denitrifikasyon yöntemleri ile giderilebilmektedir. Bu yöntemler arasında biyolojik proses, verimlilik ve maliyet açısından daha uygun görülmektedir (Rittman ve Huck, 1989; Green vd., 1994a, Volokita vd, 1996a; Bandpi ve Elliot, 1996; Rajapaksa ve Scutt, 1999; Shrimali ve Sing, 2001).

Anoksik ortam koşullarında, denitrifikasyon bakterileri nitrat veya nitriti çözülmüş oksijen yerine elektron alıcı olarak kullanmakta ve zararsız azot gazına dönüştürmektedir. Biyolojik denitrifikasyonda, akışkan yataklı (Green vd., 1994a), dönen biyolojik diskler (Bandpi ve Elliot, 1996), membran biyoreaktörler (Delanghe vd., 1994; Wasik vd., 2001), yukarı akışlı biyoreaktörler (Green vd., 1994b) kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin genelinde görülen problem, çıkış suyunda askıda katı madde kaçışıdır. Son yıllarda içme suyunda nitrat giderme çalışmalarında genellikle hetetrof prosesler kullanılmaktadır. Denitrifiye bakterileri organik maddeye gereksinim duymaktadır. Elektron verici olarak kullanılan organik bileşikler, içme sularında biyolojik aktivite için yeterli konsantrasyonlarda olmadıklarından bakterilere enerji sağlamak üzere suya dışarıdan verilmesi gerekir. Biyolojik denitrifikasyon ototrof veya hetetrof gerçekleşsin oldukça fazla biyokütle oluşmakta ve çıkış suyunun içme amaçlı kullanılabilmesi için artık karbonun uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu amaçla kum filtrasyonu, aktif karbon adsorpsiyonu ve dezenfeksiyon işlemlerine gerek duyulmaktadır (Shrimali ve Singh, 2001). Bu nedenle biyolojik denitrifikasyon ünitesi sonrası çıkış suyunda mevcut mikrobiyal kütleyle uzaklaştırmak amacıyla kum filtresi kullanılması kaçınılmaz olmaktadır.

Yavaş kum filtrasyonu (YKF) içme suyu arıtımında en yaygın kullanılan yöntemlerden biridir. Son yıllarda ise içme suyu kalite standartlarının daha da sıkılaştırılması, Avrupa ve Amerika Birleşik Devletlerinde YKF' ne olan ilginin artmasına neden olmuştur. Klasik içme suyu arıtma proseslerinde YKF' leri bulanıklık ve alg giderimi amacıyla dezenfeksiyon ünitesi öncesi uygulanmaktadır. YKF diğer içme suyu yöntemlerine göre daha basit olması, düşük işletme ve ilk yatırım giderleri nedeniyle yaygın olarak kullanılmaktadır (Campos vd., 2002). İçme suyu arıtımında YKF, düşük akım hızlarında (0,1-0,3 m/saat) ve uygun kum dane boyutlarında (0,1-0,3 mm) yüksek verim sağlarken aynı zamanda kumun üst yüzeyinde ve hemen alt kısımlarında oluşan kompleks biyolojik aktif mikrobiyal populasyon da etkin bir arıtma sağlamaktadır (Farooq ve Nakhla, 2002). Farooq ve Nakhla (2002) klorlama çıkışı sonunda uyguladıkları YKF ile %79-92 BOI<sub>5</sub>, %50-67 KOI giderimine ulaşırken %90 bakteri azalımı elde etmişlerdir.

Son yıllarda yapılan çalışmalarda klasik içme suyu arıtma yöntemleri ile nitrat giderimi mümkün olmadığından üçüncül arıtma yöntemleri konusunda araştırmalar yapılmaktadır.

Aslan ve Türkman (2004) yaptıkları deneysel çalışmada, biyolojik denitrifikasyon ünitesi sonrası, arıtılmış su çıkışındaki mikrobiyal kütleyle uzaklaştırmak için kum filtrasyonunda yüksek oranda askıda katı madde giderimi temin ederken, su içerisinde mikrobiyal aktivite için yeterli karbon ve nitrat bulunması durumunda kum filtresinde nitrat gideriminin gerçekleştiğini belirlemişlerdir. Benzer sonuçlar Sular (2002) tarafından da tesbit edilmiştir. Ancak bu çalışmalarda kum filtresinde meydana gelen biyolojik denitrifikasyonda etkin koşullar konusunda ayrıntılı çalışmalar yapılmamıştır.

Bu çalışmada; yavaş kum filtresinde biyolojik denitrifikasyon ile içme sularından nitrat giderimi gerçekleştirilmiştir. Yapılan deneysel çalışma sonucunda YKF için etkin parametreler (filtre yatağı derinliği, filtrasyon hızı) ve biyolojik denitrifikasyon için etkin parametreler (karbon kaynağı, optimum C/N oranı) konusunda deneysel çalışmalar yapılmıştır.

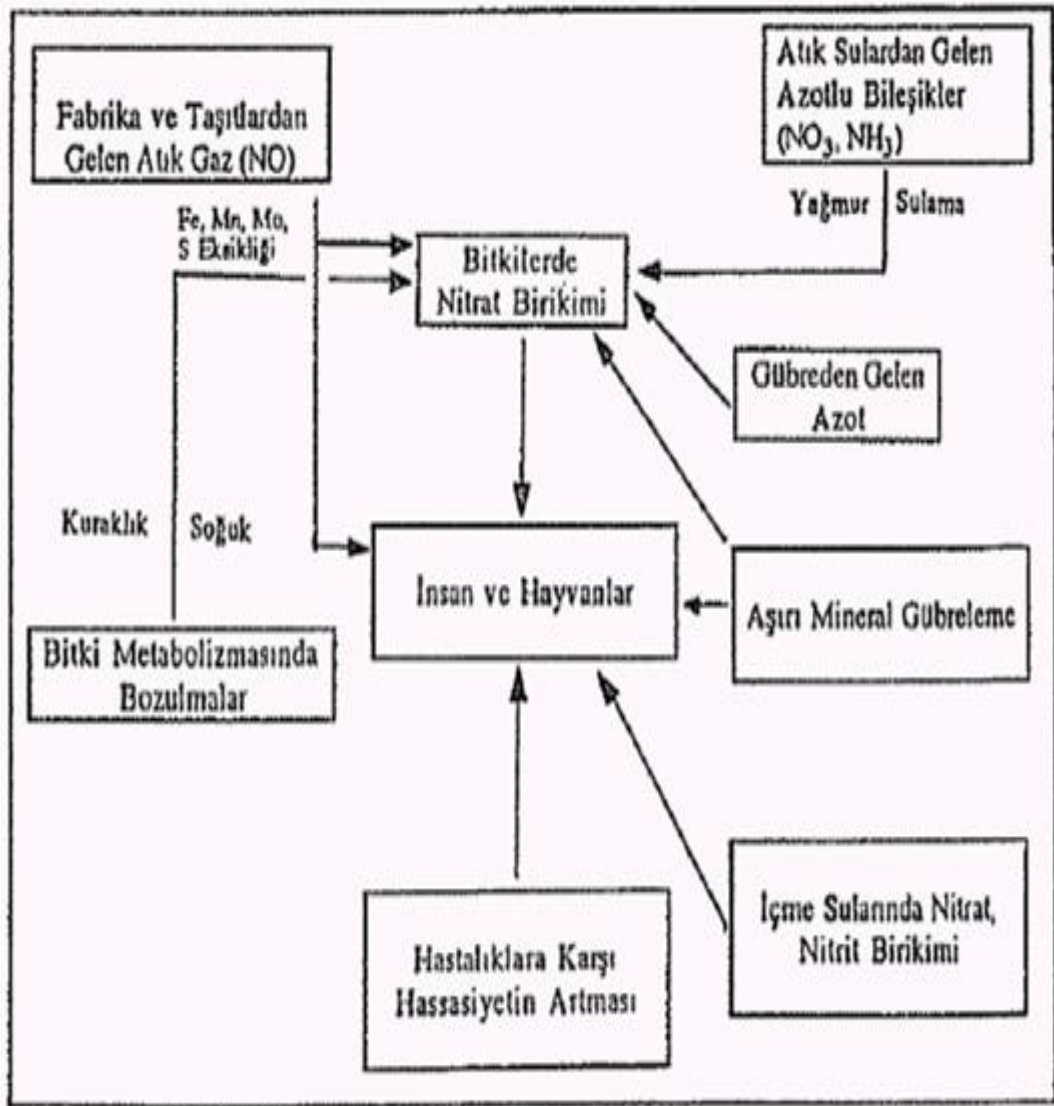
## 2. NİTRAT KAYNAKLARI

Nitrat iyonları; atmosferde, toprakta, yiyeceklerde ve daha çok su kaynaklarında önemli miktarda bulunmaktadır. Nitrat, yeterli miktarda oksijenin varlığında su ve toprakta bakteriler aracılığıyla organik azotun oksidasyonu sonucu meydana gelmektedir (Anonymus, 1985).

Nitrat bileşiklerinin kaynakları doğal ve yapay olmak üzere sınıflandırılabilir. Yapay kaynaklı azot yüklerinin doğal kaynaklı azot yüklerine kıyasla çok daha büyük önem taşıdığı bilinmektedir (Uslu ve Türkman, 1987).

1. Yapay Kaynaklı Nitrat Bileşikleri
  - Tarımsal amaçlı gübre kullanılması
  - Kentsel atıksular
  - Endüstriyel atıksular (yapay gübre fabrikaları, hayvancılık tesisleri, tekstil sanayi, gıda sanayi vb.)
  - Çöp Deponileri
  - Maden ocakları ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , grizu gazını tutuşturmadığı için maden ocaklarında patlayıcı madde olarak kullanılır)
2. Doğal Kökenli Nitrat Bileşikleri
  - Atmosferik azot fikzasyonu
  - İnsan etkilerinden uzak bölgelerdeki yağmur suları
  - Toprakta bitki ve hayvan atıkları gibi organik bileşiklerin bakteriyel ayrışması
  - Ana kayalar, tortul kayalar ve okyanus (Anonymus, 1985)

Nitrat birikiminin kaynakları ve canlılarla olan ilişkisi Şekil 2.1'de görülmektedir.

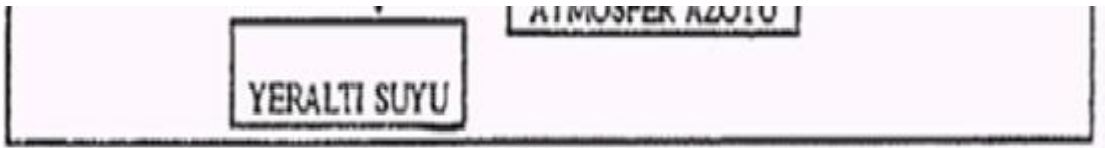


Şekil 2.1. Nitrat Birikiminin Kaynakları ve Canlılarla Olan İlişkisi (Alçiçek ve Başlar, 1995)

## 2.1. Yapay Nitrat Kaynakları

Tarımda verimi artırdığı gerekçesi ile azotlu gübre ve doğal gübrelerin aşırı dozlarda kullanılması bitkilerde nitrat birikimini destekleyen en önemli faktördür. Bitkilerin kullanamadığı nitrat, yağmur suları ile yüzeysel ve yeraltısularına karışmakta ve nitrat miktarını artırmaktadır. Özellikle insanlar tarafından doğrudan tüketilen sebzelerde ve hayvancılıkta kullanılan yem bitkilerinde, nitrat birikimi önem arz etmektedir (Cantilife, 1973). Alınan nitratin kuraklık, soğuk, güneşli gün sayısı, Fe, Mn, Se, Mo eksikliği gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak parçalanamaması sonucunda bitkilerde birikimi teşvik edilmektedir. Bitkilerin azot içerikleri üzerinde iklim faktörlerinin önemli etkisi bulunmaktadır. Işık, bitkilerin nitrat metabolizmasında rol oynamaktadır. Işık yoğunluğu ve gün uzunluğu önemlidir. Yapılan çeşitli araştırmalar ile kış mevsimi gibi ışık yoğunluğunun düşük olduğu koşullarda nitrat birikiminin arttığı, yüksek ışık yoğunluklarında da nitrat içeriğinin azaldığı belirlenmiştir. Günün farklı saatlerinde de nitrat içerikleri değişmektedir. Sıcaklık artışı ile bitkilerde nitrat miktarı artmakta ancak 30°C sıcaklığın üzerinde bu aktivite yavaşlamaktadır (Boşgelmez vd., 1997).

Bitkilerin azot ihtiyaçlarını karşılamak amacı ile uzun yıllar çeşitli hayvan dışkıları da gübre olarak kullanılmıştır. Gübreler mikroorganizma faaliyetleri sonucu ayrıştırılarak nitrata dönüşmektedir (Anonymus, 1985). Nitrat, yüksek çözünme özelliğine sahip olması sebebiyle, tarım alanına uygulandıktan sonra yağışlarla kolaylıkla suya geçebilmektedir (Bhumbla, 2001). Sonuçta bitki tarafından kullanılmayan fazla miktar  $\text{NO}_3^-$  topraktan yıkanma sonucu sızarak yeraltısularına ulaşmaktadır (Eroğlu, 2004). Tarımsal faaliyetler sonucu yeraltısularının nitrat ile kirlenmesinde iklim, gübre türü, tarım toprağı özellikleri, ürün ve tarımsal yöntem etkin olmaktadır (Aslan, 2001). Bir meradaki azot çevrimi Şekil 2.2'de verilmektedir.



Şekil 2.2. Bir Merada Azot Çevrimi (Gökkuş ve Koç, 1993)



Diğer bir yapay nitrat kirlilik kaynağı olarak, arıtılmadan veya yeterli arıtımı yapılmayan atıksuların yüzeysel sulara drenajı veya atıksu arıtım amaçlı arazide arıtım uygulanması gösterilebilir (Dahab, 1992).

Düzenli planlanmayan katı atık deponi alanlarından oluşan sızıntı suları da yer altı ve yüzey sularında nitrat kirliliğine neden olmaktadır (Dahab, 1992; Uslu ve Türkman, 1987).

## 2.2. Doğal Nitrat Kaynakları

Atmosfer ve biyosferdeki azot çevrimi incelendiğinde ana kaynağın atmosferik azot olduğu görülmektedir. Atmosferde % 78 oranında azot olmasına rağmen elementer azottan doğrudan doğruya yararlanabilen canlı sayısı çok azdır. Bazı bakteriler (Rhizobium, clostridium, azotobacter, klebsella, bacillus, amylabakter), mavi yeşil algler ve mantarlar atmosferdeki azotu biyolojik olarak tespit eder (Şişli, 1996; Boşgelmez vd., 1997)

Biyolojik azot tespitinden sonra yapıcılar, herbivorlar, karnivorlar ve parçalayıcıları içeren besin ağı kapsamında döngü ilerler ve boşaltım, ölüm, bozulma- ayrışma sonucu ortaya çıkan maddeler yıkıma uğrar (Boşgelmez vd., 1997)

Azot, boşaltım maddeleri kalıntıları ve ölü organizmadaki proteinler, bakteriler ve çürükçül mantarlar tarafından aminoasit ve diğer organik maddelere dönüştürülür. Organik maddeler bakteri faaliyetleri ile amonyağa çevrilir. Bu basamak amonifikasyon olarak isimlendirilmektedir. Bunu, N-mineralizasyonu takip eder ve NH<sub>4</sub> iyonu oluşturulur (Boşgelmez vd., 1997).

Amonifikasyon ve mineralizasyon ile ilgili denklemler aşağıda gösterilmiştir (Boşgelmez vd., 1997).

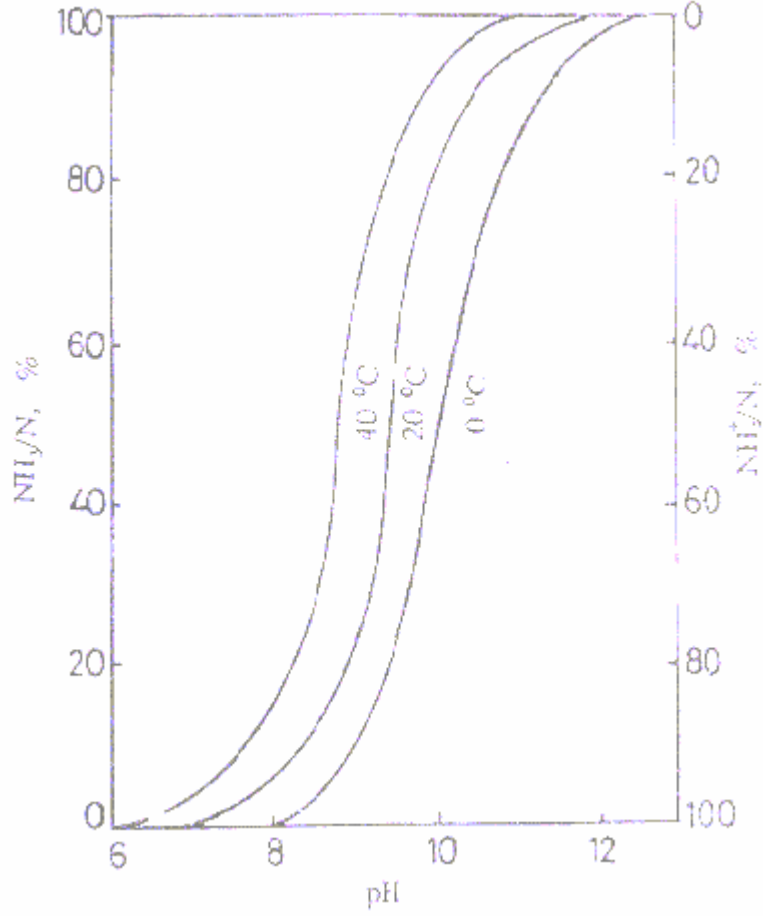
1.  $R-NH_2 + H_2O \rightarrow NH_3 + R-OH + \text{Enerji}$
2.  $NH_3 + H_2CO_3 \rightarrow (NH_4)_2CO_3 \leftrightarrow 2NH_4^+ + CO_3^{=}$

Bu aşama sonrası NH<sub>4</sub><sup>+</sup> iyonlarının kullanıldığı ve bakterilerin faaliyetleriyle gerçekleştirilen bir seri reaksiyon ortaya çıkar. Bu işlemlere nitrifikasyon denir. Nitrifikasyon 2 aşamalı olup ilk aşamada nitrosomonas bakterilerinin etkisi ile NH<sub>4</sub><sup>+</sup> iyonları NO<sub>2</sub><sup>-</sup> formuna oksitlenir. İkinci aşamada ise nitrobakter aracılığıyla NO<sub>2</sub><sup>-</sup> iyonları NO<sub>3</sub><sup>-</sup> iyonlarına dönüştürülür (Boşgelmez vd., 1997).

1.  $2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2 + 2H_2O + 4H + \text{Enerji}$
2.  $2NO_2 + O_2 \rightarrow 2NO_3 + \text{Enerji}$

Amonyak azotundan nitrata geçilebilmesi, belirtilen bakterilerin bulunmasının yanı sıra toprağın havalanmasına, sıcaklık, O<sub>2</sub> miktarına, neme ve dönüşebilir azotlu bileşik miktarına bağlıdır (Cantilife, 1973).

Su içerisinde amonyum ve serbest amonyak dağılımı üzerine pH ve sıcaklığın etkisi Şekil 2.3'de görülmektedir.



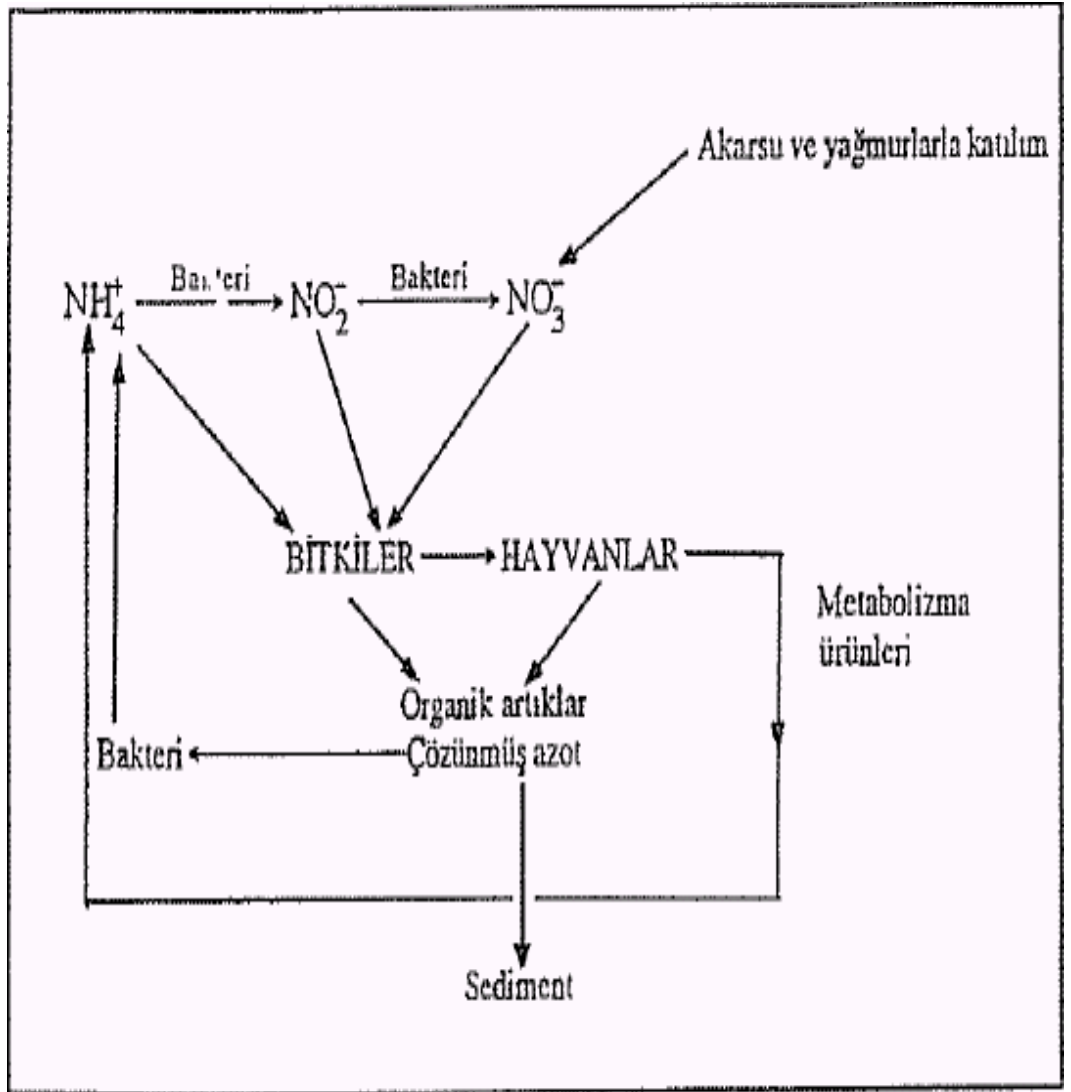
Şekil 2.3. Su İçerisinde Amonyum ve Serbest Amonyak Dağılımı Üzerine pH ve Sıcaklığın Etkisi (İleri, 2000)

Deniz suyundaki azot; çözülmüş gaz halinde, çözülmüş veya asılı organik bileşikler ve mineral şeklinde bulunmaktadır. Mineral azot ise amonyum, nitrit ve nitrat formunda olup fitoplankton ve bentik algler tarafından kullanılmaktadır (Geldiay ve Kocataş, 1970).

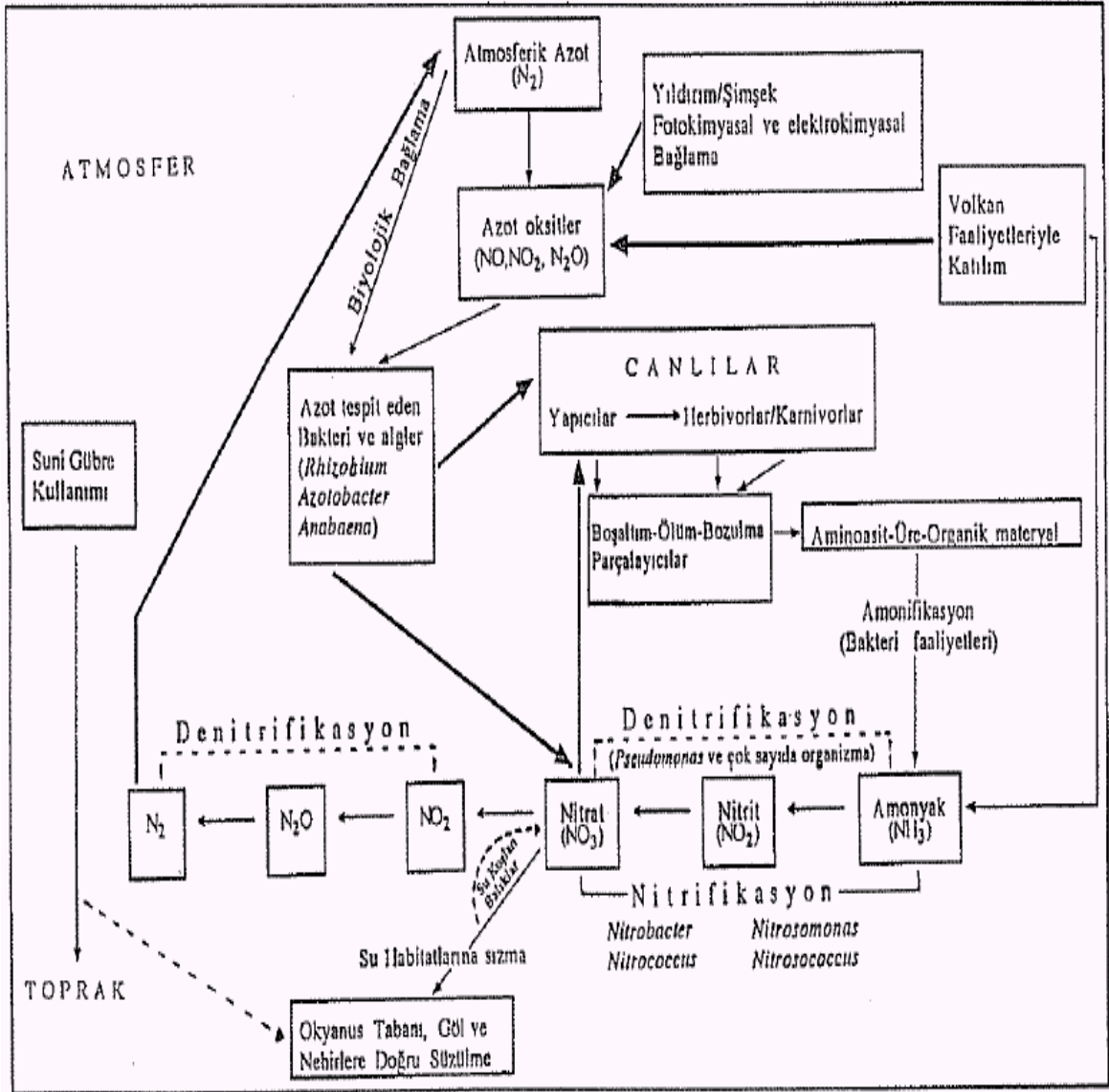
Denizlerdeki organik maddelerin içerdiği azot, remineralizasyondan sonra fitoplanktonlar tarafından tüketilebilmektedir. Remineralizasyon olayı doğrudan yada dolaylı sağlanmaktadır. Canlılar, mineral halinde içerdikleri azotu tekrar deniz ortamına bırakarak doğrudan remineralizasyonu gerçekleştirmektedir. Zooplankton ve balıkların azotlu metabolizma artıkları buna örnek olarak gösterilebilir. Deniz ortamında çözülmüş yada dipte bulunan organik maddeler, bakterilerin etkisi ile dolaylı yoldan azotun remineralizasyonunu sağlarlar. Bu organik maddeler bakteriler tarafından amonyağa kadar parçalanırlar. Açığa çıkan amonyağın bir kısmı, fitoplanktonlar tarafından kullanılır, geri kalan kısmı da nitrit ve sonra nitrate dönüşür. Denizlerde belli derinlikten sonra, nitrit ve amonyağa rastlanmaz; tüm mineral azot nitrat formunda depo

edilir. Yapılan bir araştırma sonucu sularda nitrat miktarı  $N/NO_3 \rightarrow 1-600$  mg/L olarak tespit edilmiştir (Geldiy ve Kocataş, 1970).

Deniz suyundaki azot döngüsü ve doğadaki azot çevrimi sırasıyla Şekil 2.4. ve Şekil 2.5'de gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Deniz Suyunda Azot Döngüsü (Kocataş, 1986)



Şekil 2.5. Doğadaki Azot Çevrimi (Kocataş, 1992)

### 3. NİTRAT KİRLİLİĞİNİN ÇEVRESEL ÖNEMİ VE İNSAN SAĞLIĞINA ETKİSİ

Yüksek nitrat konsantrasyonu, su kütlelerinde ötrofikasyonu artıran en önemli parametrelerden birisidir. Suda rastlanan amonyak derişimi taze bir kirlenmeyi gösterirken, nitrit ve özellikle de nitrat ise daha eski bir kirlenmeyi işaret eder.

Nitrat iyonu, doğrudan insanlar için toksik değildir. Nitrat, insan ve hayvan vücudundan kolayca atıldığı için zehir etkisi yapmamaktadır. Ancak, nitratın çeşitli faktörlerin etkisi altında kalması sonucu oluşan nitrit zararlıdır. İnsan vücuduna ulaşan yüksek konsantrasyondaki  $\text{NO}_3^-$  mide ve bağırsaklarda ve ağız boşluğunda mikroorganizmalar tarafından indirgenerek  $\text{NO}_2^-$ 'e dönüşmektedir. Nitrit sekonder aminlerle birleşerek kanserojen bir madde olan nitrosamin oluşturmaktadır (Özdemir ve Kırımhan, 1982; Öndeş ve Zabunoğlu, 1991; Pirinçi, 1991).

İçme sularında ise canlı sağlığı üzerinde onbeş farklı kanser türüne, kalıtsal bozukluğa, yetişkinlerde yüksek tansiyona ve özellikle altı aydan küçük bebeklerde mavi bebek hastalığı olarak da bilinen methemoglobinemiye sebep olmaktadır (Mirvish, 1991; Varela vd., 1995; Fan ve Steinbeck, 1996). Nitratlar, mavi bebek hastalığı için uyarıcı maddedir. Methemoglobinemiya, bebeklerin üst sindirim sisteminde bakteriyel etki ile nitratların nitrite dönüşümü ile ilgilidir. Bir kez dolaşıma geçen nitrit kandaki hemoglobini methemoglobine dönüştürür. Hemoglobin oluşumu yetersiz ise akciğerden dokulara oksijen taşıma kapasitesi azalır, oksijen eksikliği oluşur (Uslu ve Türkman, 1987).

Su kirliliği açısından incelendiğinde oksijen bilançosunun etkilenmesi ve içme sularında nitrat, insan sağlığı açısından üç tip zehirlilik etkisi söz konusudur (Uslu ve Türkman., 1987):

1-Primer Zehirlilik; içme sularında yüksek nitrat konsantrasyonları 50 mg/L'yi aşması halinde, yetişkinlerde sindirim ve idrar sistemlerinde iltihaplanmalar görülmektedir.

2-Sekonder Zehirlilik; içme sularında yüksek nitrat konsantrasyonları (> 50- 100 mg/L) bebeklerde methemoglobinemiya hastalığına (mavi bebek hastalığı) neden olmaktadır. Hemoglobin methemoglobine dönüşürken içerdiği  $\text{Fe}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$ 'e yükseltgenmekte ve böylece kan, oksijen taşıma işlevini kaybetmekte (Keskin, 1975; Muslu, 1985; Akar, 2000; Erdoğan vd., 2000), bunun sonucu bebekler boğularak ölmektedir. Ancak ilerleyen yaşlarda mide asitlerinin artması, nitratın yarattığı bu olumsuz sonucun ortadan kalkmasını sağlamaktadır .

3-Tersiyer Zehirlilik; tersiyer zehirlilik nitritlerin asit ortamında sekonder ve tersiyer aminler, alkil amonyum bazlar ve amidlerle reaksiyona girmeleri sonucunda ortaya çıkmaktadır. Bunun sonucunda ise nitrosaminler ve nitrosamidler oluşmaktadır. Son yıllarda yapılan araştırmalarla bu bileşiklerin (özellikle dimetil nitrosamin ve dietil nitrosamin) kuvvetli kanserojen etkileri saptanmıştır (Uslu ve Türkman, 1987).

Nitratların insanlar açısından göstermiş olduğu bütün bu etkilerden dolayı Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ve Amerika Çevre Koruma ajansı gibi kuruluşlar içme sularında nitrat için sınır değerleri belirlemiştir. Her iki örgüt de nitrat için sınır değer olarak 45 mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$ 'yi öngörmüş

olup Türk İçme Suyu Standardı olan TS-266'da göre içme suyunda müsaade edilen maksimum nitrat konsantrasyonu da 45 mg/L'dir. Ayrıca Dünya Sağlık Örgütü (WHO) kg vücut ağırlığı başına alınan nitrat konsantrasyonunun 3.65 mg/L'yi geçmemesini önermiştir (Dahab, 1992).

#### 4. NİTRAT KONTROL SİSTEMLERİ

Nitrat kontrol sistemleri üç kategoride sınıflandırılabilir (Dahab,1992; Karagözoğlu vd., 1998).

1-Nitratın kaynaktan indirgenmesi veya elimine edilmesi:

a. Nitrat üreten kaynakların en aza indirgenmesi veya son verilmesi

b. Mümkün olduğunca, etkin nitrat üreten endüstriyel, kentsel, tarımsal sistemleri kontrol altına almak sureti ile kaynaklardaki nitratı azaltmak veya etkin bir şekilde gidermek. Bu durum, sızıntı sularının ve maksimum etkiye sahip olabilecek doğal arıtma sistemlerindeki azot yüklerinin minimize edilmesi ya da kaynağında nitrat indirgenmesini sağlayacak arıtmanın gerçekleşmesi ile mümkündür.

2-Kirlenmiş kaynakların temiz su kaynakları ile seyreltilmesi ve direkt tüketim için alternatif su kaynaklarının araştırılması.

3-Nitrat içeriğini azaltmak veya nitrat giderme yönteminden birini kullanarak kirlenmiş suyun temizlenmesiyle nitrat içeriğini azaltmak veya nitratı tamamen gidermek.

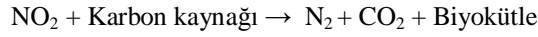
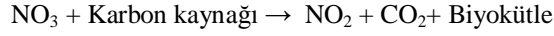
Diğer arıtım yöntemlerine göre, biyolojik nitrat giderimi daha yaygın olarak uygulanmaktadır. Biyolojik yöntemler bir çok ülkede, kimyasal yöntemlerle karşılaştırıldığında uzun dönemli etkiler açısından daha güvenilir olması ve daha az masraflı olması, pratik, verimli ve ekonomik olarak görülmekte olup daha yaygın olarak uygulanmaktadır (Green vd., 1994a; Volokita vd., 1996a; Bandpi ve Eliot, 1996; Rittman ve Huck, 1989).

İçme suyundan nitrat gideriminde iyon değiştirme, ters ozmoz, distilasyon, elektrodializ (Sorg, 1980; Rittman, 1989; Karagözoğlu vd., 1998), kimyasal koagülasyon, kireçle yumuşatma, kimyasal indirgeme (Sorg, 1980), kimyasal denitrifikasyon (Rittman ve Huck, 1989) yöntemleri de kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin kullanımına bakıldığında; kimyasal koagülasyon ve kireçle yumuşatmanın arıtmada etkili olmamaları; kimyasal indirgemenin etkili olmakla birlikte pratik olmaması; ters osmoz ve elektrodializin etkili ancak pahalı olması bu yöntemlerin etkin kullanımını sınırlandırmaktadır (Sorg, 1980).

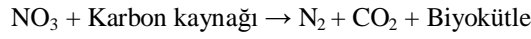
## 5. BİYOLOJİK DENİTRİFİKASYON

Biyolojik denitrifikasyon, moleküler oksijenin olmadığı (anoksik) koşullarda, karbon kaynağı ve enerji kaynağı olarak organik karbonun; elektron alıcısı olarak nitratın kullanılarak, nitratın azot gazına indirgendiği bir süreçtir (İleri, 2000).

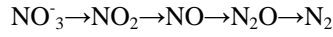
Denitrifikasyon iki basamakta gerçekleşir. İkinci basamakta nitrit azot gazına indirgenir.



Toplam reaksiyon :



Bu tür denitrifikasyona “Dissimilatif Denitrifikasyon” denir. Denitrifikasyonda amaç, reaksiyondan da görüleceği üzere;



zinciri ile azot gazı formuna indirgemektir.

Son ürünlerden NO, N<sub>2</sub>O ve N<sub>2</sub> içinden N<sub>2</sub> formu tercih edilmektedir. Çünkü oluşan N<sub>2</sub>O ve NO gazları stratosfere ulaşarak ozonun bozulmasına neden olabilmektedir (Boşgelmez vd., 1997).

Denitrifikasyonda, nitratın indirgenmesi için ortamdan H<sup>+</sup> uzaklaştırıldığından pH'ın yükselmesine neden olmaktadır. Meydana gelen bu değişimleri önleyebilmek için ortam pH'ı asit-baz ilavesi ile kontrol edilmelidir.

Optimum denitrifikasyon şartları pH=6-7, T=20-25<sup>0</sup>C dir.

Bir denitrifikasyon süreci için sağlanması gereken koşullar:

- Elektron alıcısı olarak nitratın bulunması
- Çözünmüş oksijenin bulunmaması
- Fakültatif biyokütlenin bulunması
- Elektron vericisi olarak organik maddenin bulunması
- Hedeflenen nitrat azotunu giderebilmek için stokiometrik olarak hesaplanan miktarda organik maddeye gereksinim duyulmaktadır.

Bu elektron vericisi;

- Denitrifikasyon kademesine dışarıdan ilave edilen organik madde
- Atıksudaki mevcut organik madde
- Biyokütlenin içsel solunumu ile açığa çıkan organik madde gibi üç

farklı kaynaktan sağlanabilmektedir.

Aerobik nitrikasyon prosesinde amonyak azotu nitrat azotuna oksitlenirken atıksudaki organik maddenin hemen hemen tamamı da CO<sub>2</sub>'e yükseltgenmektedir. Bu nedenle denitrifikasyon prosesi için gerekli elektron vericisi yeterli olmamakta dışarıdan karbon ilavesi yapılması gerekmektedir.



Denitrifikasyon sürecinin stokiometresini oluşturabilmek için proseste kullanılan elektron vericisi türünün bilinmesi gerekmektedir. Tüketilen organik maddeye göre organizmaların elde edecekleri enerji miktarı değişmektedir.

### 5.1.Biyolojik Denitrifikasyonun Temel prosesleri

Biyolojik denitrifikasyon ile nitrat giderimi iki ayrı prosesle gerçekleşebilir:

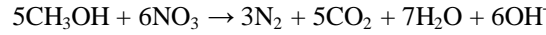
1. Heterotrofik denitrifikasyon prosesleri
2. Ototrofik denitrifikasyon prosesleri

#### 5.1.1. Heterotrofik denitrifikasyon prosesi

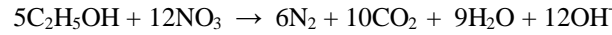
Anaerobik şartlar altında heterotrofik mikroorganizmalar hücre sentezi ve enerji için organik bileşiklere ihtiyaç duyarlar. Ortamda organik enerji kaynağı bulunduğunda mikroorganizma, nitratı oksijen kaynağı olarak kullanarak organik karbon bileşimini oksitlerken, nitratı azot gazına indirgemektedir (Gayle vd., 1989).

Heterotrofik denitrifikasyon bakterileri metanol, etanol ve asetik asit gibi organik kaynakları kullanabilmektedir. Bu substratlarla ilgili stokiyometrik ilişkiler aşağıdaki gibi formüle edilmektedir (Eroğlu, 2004):

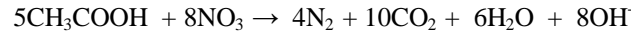
- Metanol



- Etanol



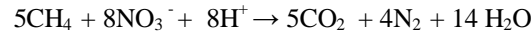
- Asetik asit



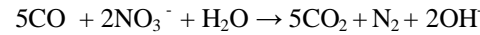
Gaz halinde bulunan metan ve karbon monoksit de denitrifikasyon mikroorganizmaları tarafından son elektron alıcısı olarak kullanılmaktadır (Kurt vd., 1987).

Metan ve karbonmonoksit kullanımında stokiyometrik ilişkiler;

- Metan



- Karbonmonoksit



şeklinde gösterilmektedir (Eroğlu, 2004)

Denitrifikasyon prosenin her bir aşamasının farklı enzim sistemleri tarafından katalizlendiği gözlemlenmiştir. *Paracoccus denitrificans* ile yapılan çalışmalar nitrat ve nitritin; nitrat redüktaz, oksijen veya 0.1 mM nitrit ile inhibe edilebilmektedir. Ortamda bulunan nitrat, nitritten önce mikroorganizmalar tarafından tercih edilmektedir (Timmerman ve Haute, 1983).

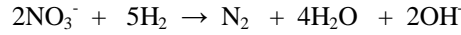
Denitrifikasyon prosesinde nitrat kullanıldıktan ve nitrit yeterli konsantrasyonda biriktikten sonra nitrit redüktaz aktivitesi artmakta ve denitrifikasyon prosesi başlamaktadır. Reaksiyonda logaritmik fazın uzunluğu, mikroorganizmaların aktivitesine, pH ve substrat konsantrasyonlarına bağlı olmaktadır (Kurt vd., 1987).

Substrat olarak fosfor, azot ve karbonun da göz önünde bulundurulduğu asetik asit ve etanol ile akışkan yatak reaktörlerde denitrifikasyon süreçlerinde Monod Kinetikleri geçerlidir (Kınalı, 1994).

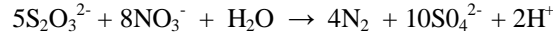
### 5.1.2. Ototrofik denitrifikasyon prosesi

Denitrifikasyon, hidrojen ve çeşitli indirgenmiş kükürtlü bileşikler enerji kaynağı olarak kullanan ototrofik bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir. Denitrifikasyonlu ototrofik büyümede, organik karbon kaynağına gereksinim duyulmamakta; ancak bazı durumlarda CO<sub>2</sub> veya bikarbonat, karbon kaynağı olarak hücre sentezinde kullanılmaktadır. Paracoccus denitrificans ve Thibacillus denitrificans, hidrojen ve indirgenmiş kükürt bileşiklerini kullanarak denitrifikasyon yapılabilmektedir. Her iki mikroorganizma, ortamda organik karbon bulunması halinde hetetrofik olarak büyüebilmektedir (Kurt vd., 1987; Claus ve Kurtzner, 1985).

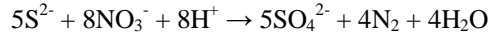
- Hidrojen



- Thiosülfat



- Sülfür



Akışkan yatak ve sabit yatak reaktörlerde çok sayıda araştırmacı tarafından sülfür bileşikleri ve hidrojen gazı kullanılan ototrofik mikroorganizmalar ile içme suyundan nitrat giderimi çalışılmıştır (Gros ve Trevler, 1986).

Ototrof mikroorganizmaların organik maddelere ihtiyaç duymamaları ve temiz sularda yaşamlarını sürdürmeleri bu organizmaların içme suyu arıtımında kullanılabilirliğini ön plana çıkarmaktadır.

### 5.2. Denitrifikasyon Bakterileri

Denitrifikasyon yapan başlıca bakteriler: Achromabacter, Alcaligenes, Corynebacterium, Halobacterium, Bacillus, Methanomonas, Moraxella, Paracoccus, Chromobacter, Propionibacterium, Pseudomonas, Spirillum, Throbacillus, Xanthomonas, Serratia, Micrococcus ve Hipomicrobium olarak belirtilmiştir (Kurt vd., 1987).

### 5.3. Biyolojik Denitrifikasyonu Etkileyen Faktörler

Biyolojik denitrifikasyonu etkileyen faktörler sırasıyla:

- Oksijen
- Sıcaklık
- pH
- Organik Karbon
- Azot Oksitler
- İnhibitörler

şeklinde tanımlanabilir (Genç, 1992, Knowles, 1982).

#### 5.3.1. Oksijen etkisi

Bir çok fakültatif bakteri anaerobik şartlarda oksijen yerine nitrattaki oksijeni kullanmaktadır. Ortamda oksijen mevcut olduğunda mikroorganizmalar, nitrat oksijeni yerine normal oksijeni kullanma eğilimindedirler. Çözünmüş oksijen bu nedenle denitrifikasyonu engellemektedir (Eroğlu, 2004)

Oksijenin sistem üzerinde inhibe etkisi olabilir. Nitrat indirgenmesini engelleyen veya inhibe etkisi olan minimum oksijen konsantrasyonu 0.1-0.22 mg/L olduğu belirtilmiştir (Ritmann ve Huck, 1989).

#### 5.3.2. Sıcaklığın etkisi

Sıcaklık diğer biyokimyasal reaksiyonlar gibi denitrifikasyon sürecinde önemli bir parametredir. Sıcaklığın düşük olması durumunda mikrobiyal aktivite azalırken sıcaklığın 10°C' den 20°C'ye çıkarılması halinde nitrat giderim hızının arttığı ve 30-40°C civarında optimum koşullarının sağlandığı belirtilmektedir (Aslan ve Türkman, 2003).

Çevresel ortam sıcaklığında yapılan çalışmada sıcaklığın 6-10 °C civarına düşmesi ile çıkış nitrat konsantrasyonunda ani artış görülmektedir (Aslan ve Türkman, 2003).

Gazete kağıdının karbon kaynağı olarak kullanıldığı sistemlerde 20-32 °C sıcaklıkları arasında 14 °C 'de yapılan çalışmalara göre yaklaşık olarak üç kat daha fazla denitrifikasyon hızı elde edilmiştir (Volakita vd., 1996a).

#### 5. 3. 3. pH

Mikroorganizmaların aktiviteleri pH değişimine göre farklılık göstermektedir. Denitrifikasyon süreci için verilen optimum pH aralığı 7-7,5' dir.

Delanghe vd. (1994) denitrifikasyon çalışmasında optimum pH'ı 8 olarak belirlemesine rağmen Hiscock vd. (1991) daha düşük pH'larda çalışmıştır. Wattanachira ve Fujita (1990) ve Till vd. (1998) farklı pH'larda yaptıkları çalışmalarda pH 6-9 aralığında nitrat gideriminde pH'ın önemli etkisi olmadığını belirlemişlerdir. Van der Hoek ve Klapwizk (1987) ve Van der Hoek vd. (1988) pH 9'da nitrat gideriminde inhibisyon etkisi olmadığını belirtmektedir. pH 4.5'in altında mikroorganizma aktivitesi engellenmekte, nitrat giderimi %10'a düşmekte ve üniteye 28 mg/l karbon kullanılmadan kalmaktadır. Aslan ve Türkman (2003) tarafından yapılan içme suyunda denitrifikasyon deneysel çalışmasında pH 5-9 aralığında nitrat giderme veriminin önemli oranda değişmediği belirlenmiştir.

#### 5.3.4. Karbon kaynağı

Denitrifikasyon bakterileri, elektron verici olarak bazı kimyasal oksitleyicilere gereksinim duymaktadırlar. Arıtılacak su içerisinde gerekli karbon kaynakları olmaması durumunda dışarıdan ilave edilmesi gerekmektedir.

İçme sularında organik madde bulunmadığından denitrifikasyon için organik madde eklenmesi gerekmektedir. Bunun için en ekonomik, kolay parçalanabilen ve sağlık açısından risk taşımayan kaynaklar tercih edilmesi uygundur.

Denitrifikasyon çalışmalarında elektron verici karbon kaynağı olarak propionat, bütirat ve valerat gibi uçucu yağ asitleri (Vestrate, 1986), glikoz, gliserol ve laktik asit gibi karbonlu bileşikler (Çelebioğlu, 1980) ve toluen gibi aromatik hidrokarbonlar (Fries vd., 1994) kullanılmasına rağmen son yıllarda yapılan çalışmalarda metanol, etanol ve asetik asit gibi sıvı karbon kaynakları (Stouthoner, 1991, Eckenfelder ve Argaman, 1979, Kaplan vd., 1987, Gayle vd., 1989) üzerinde yoğunlaşmıştır.

Ayrıca yapılan çalışmalarda en uygun karbon/ azot (C/N) oranı üzerinde durulmuştur. C/N oranına göre giriş konsantrasyonu 100 mg/L  $\text{NO}_3^-$  gideriminde sukroz için maksimum 2.5, etanol için 1.8 ve metanol için 1.1 olarak yapılan çalışmada belirlenmiştir. Çalışmada giriş karbon miktarı arttırıldığında nitrat gideriminde ani artışlar meydana gelirken, aynı zamanda sukroz kullanımı ile nitrit birikimi olduğu belirtilmiştir (Gomez vd., 2000).

Biyolojik denitrifikasyonda asetik asiti karbon kaynağı olarak kullandıkları yeraltı suyu çalışmasında, asetik asit/nitrat oranı 4.3 olarak kullanıldığında nitrat giderme verimi %98; asetik asit-nitrat oranı 3.9 olması durumunda %92 ve asetik asit oranı 3.5 olduğunda ise %77 nitrat giderme verimi sağlanmıştır. Çıkış asetik asit konsantrasyonu 3.5-5.5 mg/L arasında olmuştur. Bu çalışmada denitrifikasyon sonucunda arıtılmış suyun içme suyu olarak kullanılabilmesi için kalıntı asetik asitin ve biyokütlenin giderilmesinin gerekliliği vurgulanmıştır. Ayrıca asetik asit kullanımında yüksek tüketim ve maliyet olumsuz bir nokta olarak belirlenmiştir (Mohseni vd., 1999).

Metanol biyolojik olarak kolay parçalanabilirliği ile yüksek denitrifikasyon hızı sağlaması ve ekonomikliği açısından çok kullanışlı bir kaynak olarak görülmüştür. Bunun yanı sıra metanolün toksik etkisi göz önünde bulundurulmalıdır. Ancak düşük konsantrasyonda ve gerekli koşullar sağlanması sonucu emniyetli kullanılabilirdiği belirtilmiştir (Ağacık, 1976, Aslan, 2002).

İşlenmiş pamuk ve gazete kağıdı biyolojik denitrifikasyonda karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Her iki çalışmada da nitrat yüksek verimlerde giderilirken nitrit oluşumu da görülmemiştir. Ayrıca giderim etanol veya asetat karbon kaynaklarına göre karşılaştırıldığında daha uzun sürede gerçekleşmiştir (Volakita vd., 1996a, b).

Diğer bir çalışmada saman sapı karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Çalışmanın ilk günlerinde samandaki çözünebilir karbonun hızlı mikrobiyal büyümeyi temin etmesi ile yüksek nitrat giderimi elde edilirken, samanın karbon içeriğinin azalması ile giderme hızında azalma meydana gelmiştir. Çıkışta düşük nitrit konsantrasyonları gözlenmiştir (Soares ve Abeliovich, 1998, Aslan ve Türkman, 2002).

Hidrojenin elektron olarak kullanıldığı biyolojik denitrifikasyon çalışmaları organik maddeye göre daha az çamur üretmesi ve daha kolay son arıtma işlemleri gerektirmesi ile ekonomik olduğu, ancak sudaki düşük çözünürlüğü ve yanabilir olması ile olumsuzluğu belirlenmiştir (Shirimali ve Singh, 2001).

Dışarıdan karbon kaynağının eklenmemesi durumunda mikroorganizma depoladığı karbonu denitrifikasyon için kullanabilir. Ancak bu işlem oldukça yavaştır ve biyokütle konsantrasyonu azalır. Bu sürece içsel denitrifikasyon adı verilir ve denitrifikasyon hızı oldukça düşüktür .

### 5.3.5. İnhibitörlerin etkisi

Denitrifikasyon sürecini olumsuz yönde etkileyecek inhibitörler konusunda literatürde çok az bilgiye rastlanmaktadır. Nitrit azotunun 30 mg/L den yüksek konsantrasyonlarında inhibisyon etkisi olduğu belirtilmektedir (Eroğlu, 2004). Farklı bir çalışmada ise giriş akımındaki 150 mg/L nitrit konsantrasyonunun denitrifikasyon mikroorganizmalarını etkilemediği vurgulanmaktadır (Eroğlu, 2004). Bazı çalışmalarda ise karbon kaynağının türünün inhibisyonu üzerinde durmakta, örneğin glukoz kullanıldığında biyokütlenin nitrit tüketim hızının düştüğü belirtilmektedir (Wilderer vd., 1987).

## 6. İÇME SULARINDA NİTRAT ARITIM ÇALIŞMALARI

Klasik su arıtım uygulamaları ile içme sularından nitratın uzaklaştırılması yüksek verimlerde sağlanamamaktadır. Nitrat gideriminde iyon değiştirme, biyokimyasal denitrifikasyon ve ters osmoz gibi özel arıtım teknolojilerinin uygulanması gerekmektedir. Bu teknolojilerin uygulanması ile suyun arıtım maliyeti artmaktadır. Bu nedenle akifer, nitrat ile kirlendiğinde, akiferin tekrar içme suyu kaynağı olarak kullanılması daha fazla ekonomik kayba neden olmaktadır (Aslan, 2002).

### 6.1. Nitrat Arıtım Metodları

Klasik içme suyu arıtım metodları olan koagülasyon, filtrasyon, klorlama, UV ve ozonlama ile sulardan nitrat iyonlarının uzaklaştırılmasında pek etkili olmadığından diğer yöntemler olan iyon değişimi, ters osmoz ve elektrodializinin uygulanması zorunlu hale gelmektedir. İyon değişimi esnasında nitrat iyonları ile birlikte sülfatlarda uzaklaştırılmaktadır. İyon değiştiricinin gözeneklerinin dolması ile geri yıkama uygulanması sonucu oluşan konsantre iyonları içeren geri yıkama sıvısının arıtılması gerekmektedir. Ters ozmos diğer yöntemlere göre daha avantajlı olmasına rağmen, yöntemin uygulanabilirliği ekonomik açıdan oldukça sınırlıdır. Bu nedenlerden dolayı alternatif arıtma teknolojilerinin geliştirilmesi gerekmektedir (Shirimali and Singh, 2001).

İçme suyu kaynaklarından nitrat giderim yöntemleri arasında biyolojik yöntem çok daha uygun ve verimli olarak değerlendirilmektedir (Green, vd., 1994a; Volokita vd., 1996a; Mohsani-Bandpi vd., 1999). Biyolojik denitrifikasyon yöntemi nitratı doğrudan hedef alan ve diğer iyonların konsantrasyonlarını değiştirmeyen bir yöntemdir. Mikrobiyal denitrifikasyon, organik karbona gereksinim gösteren heterotrofik bakteriler ile gerçekleştirilebilmektedir, ancak içme suyu kaynaklarında karbon konsantrasyonu oldukça düşük seviyelerdedir. Bu nedenle mikrobiyal büyümeyi temin edebilmek için dışarıdan karbon eklenmesi gerekmektedir. Bu amaçla çok farklı karbon kaynakları ile sistemi daha ekonomik hale getirebilmek amacıyla çalışılmıştır. Genellikle, sıvı karbonun ham suya eklenmesi veya katı materyallerin mikroorganizma için hem tutunma yüzeyi hemde karbon kaynağı olarak kullanıldığı çalışmalar mevcuttur (Aslan, 2002).

Dahab ve Sirigina (1994) uyguladıkları biyolojik denitrifikasyon çalışmasında etanol ve metanolu karbon kaynağı olarak kullanmışlardır. Deneysel çalışmada farklı karbon kaynaklarının nitrat gideriminde önemli etkisi olmadığını belirlemişlerdir.

Gomez vd. (2002), biyolojik denitrifikasyona çözülmüş oksijen etkisini farklı karbon kaynakları, sukroz, metanol ve etanol kullanarak incelemişlerdir. Her üç karbon kaynağı için de nitrat gideriminde negatif lineer korelasyon olduğunu belirlemişlerdir. Nitrat gideriminin çözülmüş oksijen konsantrasyonunun 4.5 mg/L den daha düşük olduğu durumlarda sabit olduğu belirlenmiştir.

Green vd. (1994a), yüksek nitrat konsantrasyonunda etanolü karbon kaynağı olarak kullanmış ve yüksek nitrat yüklemesi ve kısa alıkonma süreleri için akışkan yataklı sistemleri işletmiştir. Çalışmada %97 den daha yüksek nitrat giderme verimlerine 3-5 dakika da ulaşmış ve çıkış nitrit konsantrasyonunu 1.0 mg/L den daha düşük olarak elde etmişlerdir. Alıkonma süresinin 1.5 dk olarak işletildiğinde ise nitrat çıkış konsantrasyonu 1- 46.6 mg/l ve nitrit konsantrasyonu 3.8 mg/L'ye kadar ulaşmıştır. Çalışmada, çıkış suyu kalitesinin bozulmasında kısa alıkonma sürelerinin (<3 dk) etkin olduğunu belirlemişlerdir.

Biyolojik denitrifikasyonda su sertliği nitrat giderim verimini azaltmaktadır (Green vd., 1994b)

Mohsani-Bandpi (1999) asetik asiti karbon kaynağı olarak kullandıkları biyolojik dönen reaktör çalışmasında, nitrat giderme hızının, giriş asetik asit yükleme hızına bağlı olduğunu açıklamışlardır. Asetik asitin diğer karbon kaynaklarına göre en önemli olumsuz tarafının fazla tüketimi ve sonuç olarak yüksek maliyeti olduğunu belirlemişlerdir.

Soares ve Abeliovich (1998), yukarı akışlı biyolojik denitrifikasyon çalışmasında karbon kaynağı ve tutunma yüzeyi olarak saman sapı kullanmıştır. Çalışmada yüksek nitrat giderme verimine ulaşırken, samanın çözünmesi ve karbon içeriğinin azalması ile nitrat gideriminin azaldığını belirlerken çıkış suyunda oluşan renk probleminin gideriminde aktif karbon kullanmışlardır.

Volokita vd. (1996a, b) çalışmalarında işlenmemiş pamuk ve gazete kağıdını karbon kaynağı olarak kullanmışlar ve tam nitrat giderimi elde ederken çıkış suyunda nitrit birikimi olmadığını açıklamışlardır. Çalışmada biyolojik denitrifikasyonun sıcaklığa bağlı olduğunu, sıcaklığın 32<sup>0</sup>C'den 14<sup>0</sup>C'ye düşmesiyle nitrat giderme hızının 1/3 oranında azaldığını açıklamışlardır.

Yatong (1996) uçucu yağ asitini karbon kaynağı olarak kullandığı biyolojik denitrifikasyon çalışmasında, çok farklı uçucu yağ asiti içeren sularda tek uçucu yağ asiti içerene göre daha hızlı denitrifikasyonun gerçekleştiğini belirlemiştir.

Ototrofik denitrifikasyon çalışmalarında sülfür dolgu malzemesi olarak kullanılmıştır (Koenig ve Liu, 2001; Sorokin vd., 2001; Soares, 2002). Biyolojik ünite *Thiobacillus denitrificans* ların bol bulunması durumunda sülfür ve kireçtaşı kullanımı ile % 98 nitrat giderimine ulaşabileceği açıklanmıştır (Shrimali ve Singh, 2001). Denitrifikasyonun *Thioalkalivibrio denitrificans* ile yüksek pH larda (10.5) gerçekleştirebileceği belirlenmiştir (Sorokin vd., 2001).

Liu ve Koenig (2002), kireçtaşını pH kontrolü ve elementer sülfürü elektron vericisi olarak uyguladığı proste *Thiobacillus denitrificans*ları kullanmıştır. Kireçtaşının, başlangıç alkalinitesinin yeterli olmaması durumunda tam denitrifikasyon için oldukça iyi bir tamponlayıcı olduğunu açıklamıştır.

Wasik vd. (2001), nitrat yüklemesinin artması ile çıkış nitrat ve nitrit konsantrasyonunun arttığını gözlemlemiştir. Giriş nitrat azotu konsantrasyonu 20 mg NO<sub>3</sub>-N /L için giderme verimi % 90 olarak elde edilmiştir (Mansell ve Schroeder, 1999). Nuhoğlu vd. (2002) yüksek nitrat beslemesinde (367 ppm) çıkış konsantrasyonunu 4 ppm olarak belirlemiştir.

Biyolojik denitrifikasyonda, doğal metan gazını karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Metan, çevre uygulamalarında katı atık deponi alanlarında ve bazı atıksu arıtım proseslerinde çamur çürütme işlemlerinde son ürün olduğundan kolaylıkla elde edilebilir ve ucuz bir kaynaktır (Rajapakse ve Scutt, 1999). Methanotrophik bakteri aerobik koşullarda metanı karbon ve enerji kaynağı olarak kullanabilmektedir. İlk aşamada metan metanole oksitlenmektedir (Eisentraeger vd., 2001). Methanogenik bakteri amonyak, nitrat ve bazı durumlarda nitriti azot kaynağı olarak kullanmaktadır (Kraemer vd., 1990).

Rajapakse ve Scutt (1999) farklı dolgu malzemesinde yaptığı çalışmada metanı karbon kaynağı olarak kullanmış ve % 93 nitrat giderme verimlerine ulaşmıştır.

Spence vd. (2001) kirlenmiş akiferde fenol ve nitrat giderimi çalışmış ve 40 mg/L nitrat konsantrasyonlarında çok hızlı parçalanma gerçekleşmiş ve nitrat indirgeyen bakteriler tarafından 200 mg/L p-kresol ve aynı zamanda iz miktarda fenol gideriminin gerçekleştiğini belirlemiştir.

Boley vd. (2000) biyolojik parçalanabilir polimerleri biyolojik denitrifikasyonda kullanmışlar, ancak biyolojik parçalanabilir polimerlerin diğer sıvı karbon kaynakları kadar nitrat gideriminde yüksek verimlere ulaşamadığını açıklamışlardır.



## 7. YAVAŞ KUM FİLTASYONU

Yavaş kum filtrasyonu, askıda katı maddelerin ayrılmasında etkili metottur. Uygun şartlar altında YKF su arıtımında en uygun yol olabilir. YKF'nin diğer metotlara karşı büyük avantajı vardır. Gelişmekte olan bölgelerde bölgesel başarılar verir. Hızlı filtrasyona karşı biyolojik su arıtımında bakteri uzaklaştırılmasında etkilidir.

YKF'lerinde su, cazibe ile ince taneli kum tabakasından düşük bir hızla süzülür. Filtre hızı 0,1 ile 0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.sa arasında değişir. Efektif tane çapı 0.15-0.35 mm civarındadır. Filtrenin kum tabaka kalınlığı 0.6-1.2 m'dir (Eroğlu, 1995).

Filtre malzemesinin tane çapları küçük olduğundan asılı katılar ve kolloidal maddeler yatağın üstünde toplanır. Sonuçta filtrenin derinliklerine nüfuz edemezler. Bu yüzden tıkanmaya karşı üst tabaka 1-2 cm sıyrılarak uzaklaştırılır. YKF'de geri yıkama yapılmadığından kum tanecik yüzeyinde film tabakası oluşur. Bu tabaka organik orijinli madde, yosun ve birçok diğer canlılardan oluşur. Su, bu tabaka içerisinden geçerken biyolojik parçalanma gerçekleşebilir ve arıtmada önemli rol oynar. Sonuçta YKF biyolojik filtre olarak kullanılabilir.

YKF'de geri yıkama yapılmadığından kısa sürede tıkanmaması için ortalama bulanıklığın 10 mg/l 'nin altında (SiO<sub>2</sub> ölçülen) olması gerekir (Eroğlu, 1995). Bulanıklığın fazla olması halinde yavaş kum filtresi öncesinde:

- Çökeltme
- Biriktirme ve gerekli ise mikro eleklerden geçirmek suretiyle alg giderilmesi
- Hızlı kum filtresi
- Çökeltme, yumaklaştırma ve hızlı kum filtreleri

ön arıtma olarak kullanılabilir.

YKF, işletmelerinin kolay, yetişmiş elaman ihtiyacının az olması, çıkış suyu kalitesinin iyi olması sebebiyle bilhassa küçük yerleşimler için çok uygun bir arıtma yöntemidir. İnşaatı fazla bir teknoloji gerektirmediğinden gelişmekte olan yerlerde uygulanabilir. Yavaş kum filtrelerinin fazla araziye gereksinim göstermeleri ve ilk yatırım maliyetlerinin yüksek olması gibi olumsuz tarafları sayılabilir.

Son yıllarda yapılan çalışmalarda klasik içme suyu arıtma yöntemleri ile nitrat giderimi mümkün olmadığından üçüncül arıtma yöntemleri konusunda araştırmalar yapılmaktadır. Faroog ve Nakhla (2002) klorlama çıkışı sonunda uyguladıkları YKF ile %79-92 BOI<sub>5</sub>, %50-67 KOI giderimi elde ederken %90 bakteri azalımı elde etmişlerdir.

Aslan ve Türkman (2003) yaptıkları çalışmada biyolojik denitrifikasyon ünitesi sonrası, arıtılmış su çıkışındaki mikrobiyal kütle için uzaklaştırmak için kum filtrasyonunda yüksek oranda askıda katı madde giderimi temin ederken, su içerisinde mikrobiyal aktivite için yeterli karbon ve nitrat bulunması durumunda kum filtresinde nitrat gideriminin gerçekleştiğini belirlemiştir.

Benzer sonuçlar Sular (2002) tarafından da tespit edilmiştir. Ancak bu çalışmalarda kum filtresinde meydana gelen biyolojik denitrifikasyonda etkin ortam koşulları konusunda ayrıntılı çalışmalar yapılmamıştır.

Nakhla ve Farooq (2002) atıksulardan azot bileşiklerinin uzaklaştırılması (nitrifikasyon ve denitrifikasyon) ile ilgili yaptıkları çalışmada, kum filtresinde giriş azot derişimine bağı olarak % 42.4-78.4 nitrifikasyon ve % 45-67.5 toplam azot giderme verimleri elde etmişlerdir.

## 8. MATERYAL VE METOT

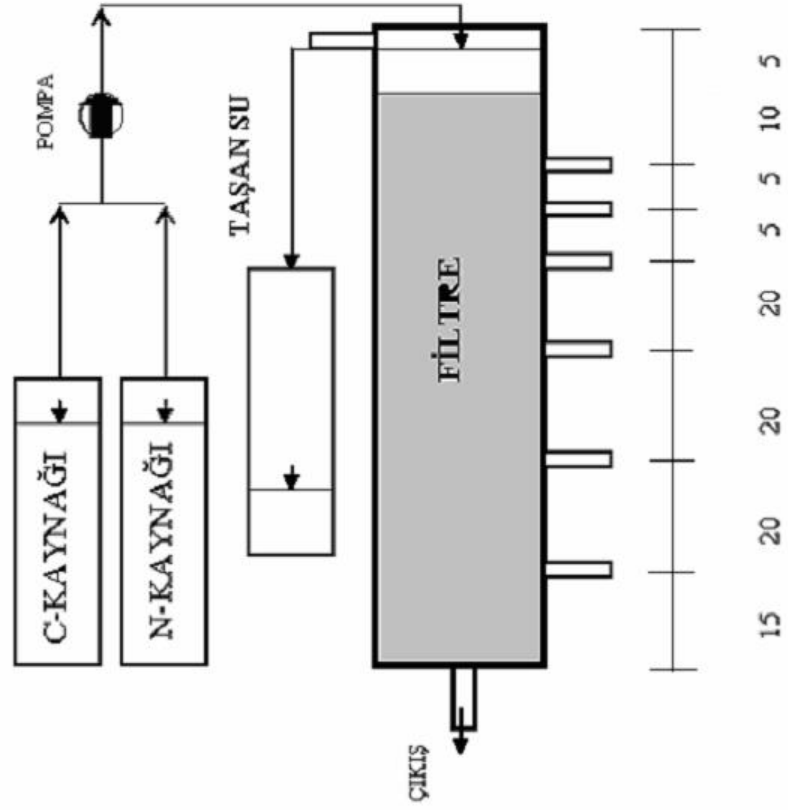
Biyolojik denitrifikasyon mikroorganizmaları, Cumhuriyet Üniversitesi Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzundan alınarak, distile su ile hazırlanan etanol-nitrat çözelti ortamında geliştirilmiştir. Bu süreç, günlük hazırlanan etanol-nitrat beslemesi ile yaklaşık bir ayda tamamlanmıştır.

### 8.1. Biyolojik Denitrifikasyon Kesikli Deney Çalışmaları

Kesikli deney çalışması için 500 ml cam üniteler kullanılmıştır. Çalışmada, yavaş kum filtresinde biyolojik denitrifikasyon için optimum C/N oranı belirlenmiştir. Deneysel çalışma, elektron verici olarak etanol ve asetik asit için ayrı ayrı hazırlanmıştır. C/N oranları, etanol için 1.1-3.0; asetik asit için 1.0-3.0 aralığında çalışılmıştır. Her iki çalışmada elektron alıcı nitrat azotu konsantrasyonu 22.6 mg/L'de ( $\text{NO}_3^-$  100 mg/L) sabit tutulmuştur. Optimum C/N oranını belirlemek için kesikli deneyler 30°C'de, çalkalayıcı-inkübatörde gerçekleştirilmiştir. Çalışma %90  $\text{NO}_3$  giderme verimi elde edildiği 3 gün sürdürülmüştür.

### 8.2. Biyolojik Denitrifikasyon Sürekli Deney Çalışmaları

Sürekli deneysel çalışma için paslanmaz çelik, 10 cm çapında 100 cm yüksekliğinde silindirik reaktörler kullanılmıştır (Şekil 8.1, Ek1, Ek2).



Şekil 8.1. Yavaş Kum Filtresi Deney Sistemi

Filtrede, farklı derinliklerde, su örneği alabilmek için su çıkış noktaları oluşturulmuştur (Filtre derinlik no 1, 2, 3, 4, 5, 6 için sırasıyla 10, 15, 20, 40, 60, 80 cm). Kum filtresi, 0,5 mm etkin tane çapında dolgu malzemesi ile doldurulmuştur. Kum filtresi 2 L dolu sıvı hacme sahiptir. Hazırlanan besleme sıvısı ile doldurulan kum filtresine 10 ml mikroorganizma eklenmiştir. Sürekli çalışma, elektron verici kaynak etanol (Filtre 1) ve asetik asit (Filtre 2) için eş zamanlı yürütülmüştür.

İçme su kaynaklarında nitrat konsantrasyonu 100-200 mg/L civarında meydana geldiğinden, sürekli deneysel çalışmada, her iki karbon kaynağı için  $\text{NO}_3$  konsantrasyonu, 100-200 mg/L için çalışılmıştır.

Filtre 1, filtrasyon hızı, 22,6 mg/L  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu için 0.02-0.1m/sa; 45.2 mg/L  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu için 0.02- 0.1 m/sa aralığında işletilmiştir. Ayrıca filtrasyon hızı 0.2 m/sa ve  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu 45.2 mg/L'de sabit tutularak farklı C/N oranları için sonuçlar elde edilmiştir.

Filtre 2, filtrasyon hızı, 22.6 mg/L  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu için 0.02-0.08 m/sa; 45.2 mg/L  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu için 0.02 -0.1 m/sa aralığında işletilmiştir. Filtrasyon hızı 0.1 m/sa ve  $\text{NO}_3$ -N konsantrasyonu 45.2 mg/L'de sabit tutularak farklı C/N oranlarında sonuçlar elde edilmiştir.

Giriş KOI değerleri ise, 22,6 mg/L  $\text{NO}_3$ -N için 240 mg/L KOI, 45,2 mg/L  $\text{NO}_3$ -N için 480 mg/L KOI'dir.

Filtrelerden derinlik boyunca, sırasıyla 10, 15, 20, 40, 60, 80 cm derinliklerindeki çıkış noktalarından, günlük olarak alınan su örneklerinde  $\text{NO}_3$ -N,  $\text{NO}_2$ -N ve KOI ölçümleri yapılmıştır.

Yük kayıplarını belirlemek için 80 cm derinlikteki numune alma noktasına teşkil edilen su yüksekliği aparatında 20 cm fark oluştukça filtre üst yüzeyinden 2 cm lik kısım sıyrılarak Katı Madde (KM) ve Uçucu Katı Madde (UKM) ölçümü yapılmıştır.

Deneysel çalışma oda sıcaklığında sürdürülmüş ve deney periyodu süresince sıcaklık 17-20°C aralığında ölçülmüştür.

### 8.3. Sentetik Besleme Suyu Özellikleri

Sürekli ve kesikli deneysel çalışmalarda kullanılan besleme, elektron verici olarak etanol ve asetik asit için ayrı ayrı hazırlanmıştır. Besleme  $\text{KNO}_3$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (150 mg/L),  $\text{NaHCO}_3$  (325 mg/L), 1% v/v  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (0.20 mg/L), titriplex (0.565 mg/L), 0.1% v/v iz elementler  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (0.1 g/L),  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  (0.03 g/L),  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (0.3 g/L),  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (0.2 g/L),  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (0.01 g/L),  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (0.02 g/L),  $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (0.03 g/L) ile hazırlanmıştır. Sıvı ortam pH'ı 7,5'e 10 N NaOH çözeltisi ile ayarlanmıştır.

#### **8.4. Analiz Yöntemi**

Çalışma süresince günlük olarak filtrenin 6 çıkış noktasından alınan su örneklerinde  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  ve KOI ölçümleri yapılmıştır. Ölçümler Nova 60 model (Merck) spektrofotometrede hazır kitler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Belirli aralıklarla yapılan katı madde ve uçucu katı madde deneyleri standart metotlara göre yapılmıştır (APHA, 1998). Çalışmada Merck  $\text{NO}_3\text{-N}$  (14773) ve  $\text{NO}_2\text{-N}$  (14776) ile ölçüm yapılmıştır. Çıkış suyu KOI konsantrasyonu APHA (1998)'e göre ölçülmüştür.

## 9. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRİLMESİ

### 9.1. Kesikli Deneysel Çalışma Sonuçları

Kesikli ünitelerde, biyolojik denitrifikasyon çalışmaları, sürekli reaktörün işletilmesinde uygulanacak optimum C/N oranında iki farklı karbon kaynağı etanol ve asetik asit için yapılmıştır.

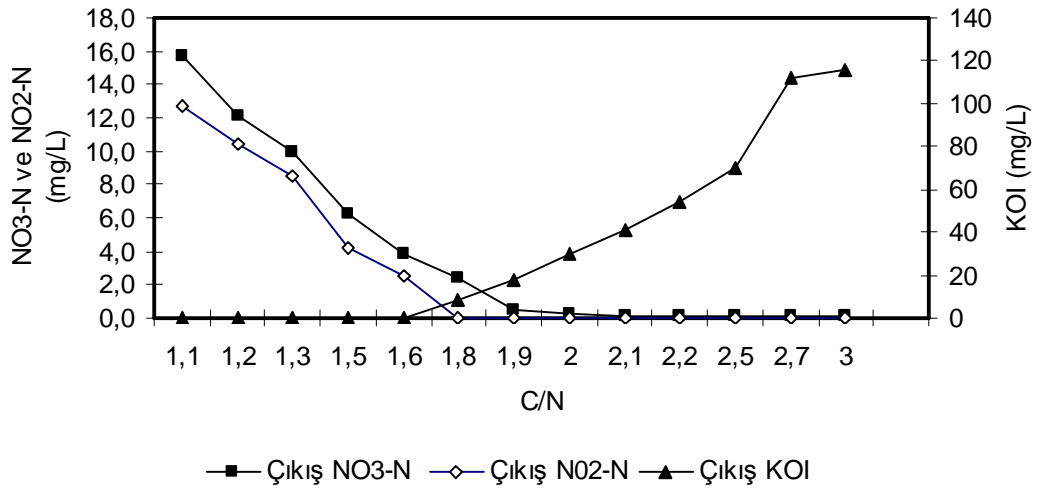
#### 9.1.1. C/N oranının belirlenmesi

Her bir karbon kaynağı (etanol ve asetik asit) için farklı C/N oranları çalışılmıştır. Optimum C/N oranı maksimum nitrat giderimi, minimum kalıntı organik karbon ve nitritin bulunmadığı oran olarak belirlenmiştir.

Bulunan sonuçlarda biyolojik denitrifikasyon için optimum C/N oranı belirlenmiştir. Her bir karbon kaynağı için düşük C/N oranlarında azot giderimi düşük, buna karşılık yüksek C/N oranlarında deney süresi sonunda yüksek azot giderme verimleri elde edilirken, çıkış suyu karbon konsantrasyonu yüksek belirlenmiştir.

#### Etanol için kesikli deney sonuçları :

Karbon kaynağı etanol için farklı C/N oranlarında kesikli deney sonuçları Şekil 9.1'de verilmektedir.



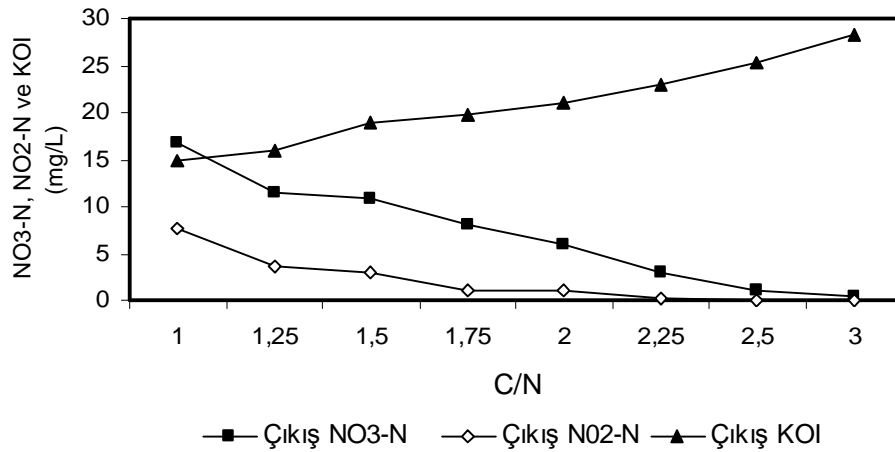
Şekil 9.1. Karbon Kaynağı Etanol İçin Farklı C/N Oranlarında Çıkış NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI Değerleri

Şekil 9.1’de de görüldüğü gibi etanol karbon kaynağı için 1.1-3 aralığında 1.8 optimum değer elde edilmiştir. Optimum C/N oranından daha düşük değerlerde (1.1, 1.2, 1.3) %55 ve daha düşük giderim verimi elde edilmiş olup karbonun yetersiz olduğu anlaşılmıştır. Aynı zamanda, optimum C/N oranından daha düşük değerlerde, nitrit çıkışı (sırasıyla 12.7, 10.5, 8.5 mg/L) gözlenmiştir. C/N oranı optimuma yakın değerler 1.4, 1.5, 1.6 için ise %75-89 aralığında giderim elde edilmesine karşılık çıkışta nitrit belirlenmiştir. Ancak nitrit çıkışlarına dikkat edildiği üzere nitrat giderimindeki artmaya karşılık nitrit çıkışı azalmıştır. Optimum C/N oranından daha büyük değerlerde ise sonuçlarda da görüldüğü üzere nitrat gideriminde değişme olmazken artık karbon görülmüştür.

Delange vd. (1994) C/N aralığı 0.75-2 için çalışmışlar ve 1.35 optimum oranı için %99 azot giderim verimini, Dahab ve Sirigina (1994) optimum C/N oranı 1.0 için %84 azot giderim verimini, Gomez vd. (2000) C/N 1,08 oranında yüksek nitrat giderimini, Green vd. (1994a) C/N 1.4 için %97’den yüksek azot giderim verimini, Mohseni vd. (1996) C/N 1,8-3,5 aralığında 2.35 optimum değer için %90 azot giderim verimini, Ökmen ve Algur (1999) 0.5-2.5 aralığında, ayrı iki tür bakteri için yaptıkları çalışmada en yüksek giderim verimi 1 oranında %40 (*Paracoccus denitrificans*), 2.5 oranında ise %32 (*Pseudomonas stutzeri*) giderim verimini elde etmişlerdir.

#### Asetik asit için kesikli deney sonuçları :

Karbon kaynağı asetik asit için kesikli deney sonuçları Şekil 9.2’de verilmektedir.



Şekil 9.2. Karbon Kaynağı Asetik Asit İçin Farklı C/N Oranlarında Çıkış Su NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI Değerleri



Şekil 9.2'de de görüldüğü gibi karbon kaynağı asetik asit için optimum C/N 2.5 olarak belirlenmiş ve bu oran için %99 azot giderimi, %83 KOI giderimi elde edilmiştir. Optimum C/N oranından düşük değerlerde (1.75, 1.5, 1.25, 1) karbon yetersiz olmakta, istenilen nitrat giderimi sağlanamamakta ve buna bağlı olarak nitrit çıkışında gözlenmektedir. C/N 2 ve 2.25 için ise sırasıyla %75 ve 88 giderim verimi sağlanırken sırasıyla 1 ve 0.3 mg/L nitrit çıkışı görülmektedir. Daha yüksek C/N oranlarında yüksek nitrat giderimi devam edilmesine karşılık çıkış suyunda artık karbon belirlenmiştir.

Mohseni vd (1999) asetik asit/azot oranı (A/N) 3.4-5.2 aralığında optimum 4.3 değer için %99 NO<sub>3</sub> giderim verimini, Ökmen ve Algur (2000) 0.5-2.5 aralığında ayrı iki tür bakteri için yaptıkları çalışmada en yüksek giderim verimi 0.5 oranında %29 (Paracoccus denitrificans), 1 oranında ise %59.3 (Pseudomonas stutzeri) giderim verimini elde etmişlerdir.

Kesikli deney sonuçlarına göre asetik asit ve etanol için C/N oranları, literatürde elde edilen sonuçlara yakın değerlerdir. Etkin bir denitrifikasyon için C/N oranının önemine dikkat çeken araştırmacılar (Çelebioğlu, 1980, Dahab ve Lee, 1988, Gayle vd., 1989, Van Verseveld vd., 1987, Vestrate vd., 1986, Roger, 1970) genelde C/N oranı olarak 0.5-2.5 aralığındaki oranları önermişlerdir.

## 9. 2. Sürekli Deneysel Çalışma Sonuçları

### 9. 2. 1. Yavaş kum filtresi deneysel çalışma sonuçları

Biyolojik denitrifikasyon sürekli deneysel çalışması 6 ayda tamamlanmıştır. Çalışma süresince filtre altı çıkış noktasından alınan su örneklerinde, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI ölçümleri yapılmıştır.

Kum filtresinde başlangıçta işletmeye düşük hızlarda başlanmış ve filtre derinliği boyunca mikrobiyal büyüme sağlanmıştır. Bu aşamada filtre çıkışında NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI konsantrasyonu ölçümü yapılmıştır. Otuz gün sonunda çıkışta nitrat gözlenmemiştir.

Deneysel çalışma, karbon kaynakları etanol ve asetik asit için NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 22.6 ve 45.2 mg/L olmak üzere farklı derişimlerde, hız değişimlerine bağlı olarak geręekleřtirilmiřtir. Ayrıca farklı C/N oranları için de sürekli deneysel çalışma sonuçları alınmıştır.

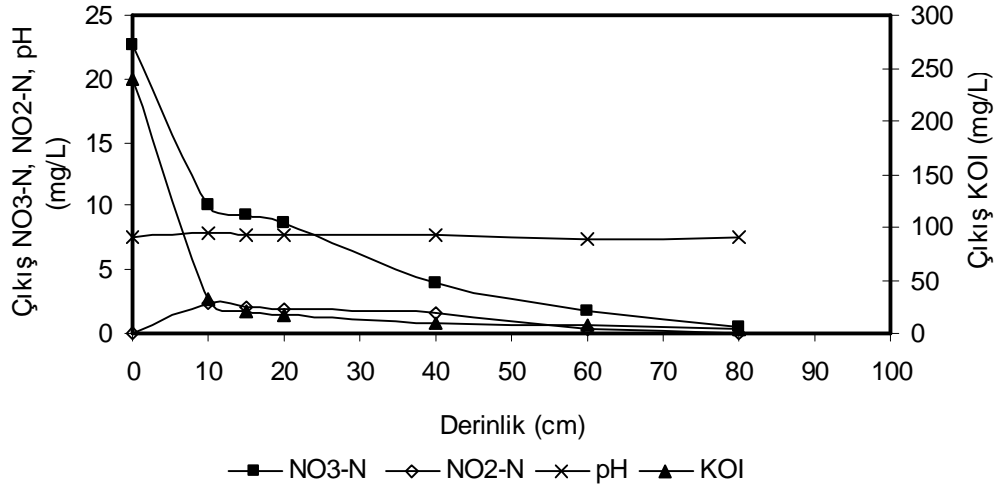
Çalışma süresince belirli aralıklarla filtre üst yüzeyi sıyrılarak yüzey sıyrılarak mikrobiyal büyüme belirmek amacıyla katı madde ve uçucu katı madde ölçümleri yapılmış ve aynı zamanda filtre tıkanıklığının önüne geçilmiştir. KM ve UKM ölçümleri sonrası sıyrılan kum filtre üzerine tekrar serilmiştir.

**Karbon kaynağı etanol ve NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 22.6 mg/l için farklı hız değerlerinde deney sonuçları:**

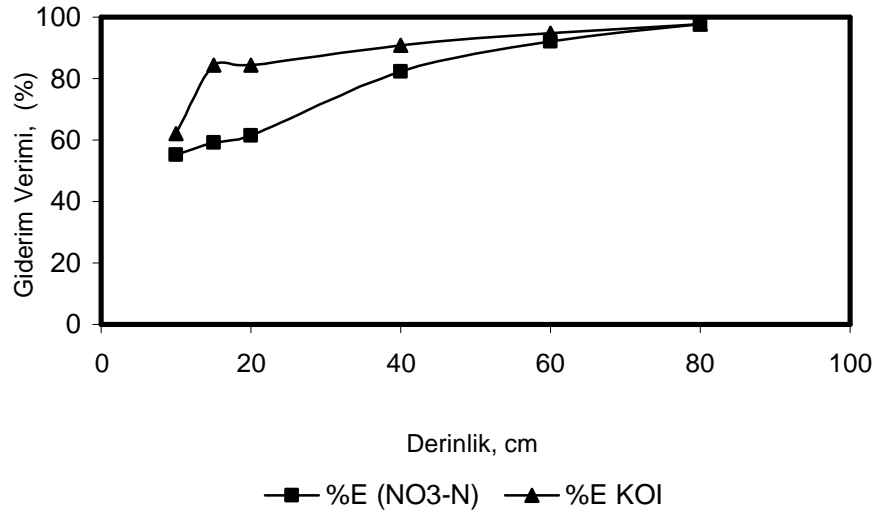
Deneyel çalışmanın bu sürecinde NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 22.6 mg/L de sabit tutularak, C/N oranı 1.8 (optimum değer) esas alınmıştır. Filtrasyon hızı 0.02-0.1 m/sa aralığında, filtre derinliği boyunca farklı numune alma noktalarından alınan numunelerde, NO<sub>3</sub>-N giderme verimleri çıkış NO<sub>2</sub>-N ve KOI derişimleri belirlenmiştir.

Azot giderimi, daha çok filtrenin yüzeyden 10 ve 15 cm derinliğinde elde edilmiştir. Azot giderim verimi filtre üst seviyesinde %45-60 aralığındadır. Ancak bu giderim verimi çalışma süresince belirli zamanlarda yapılan yüzey sıyrılması sonucu %15'e kadar düşmüştür.

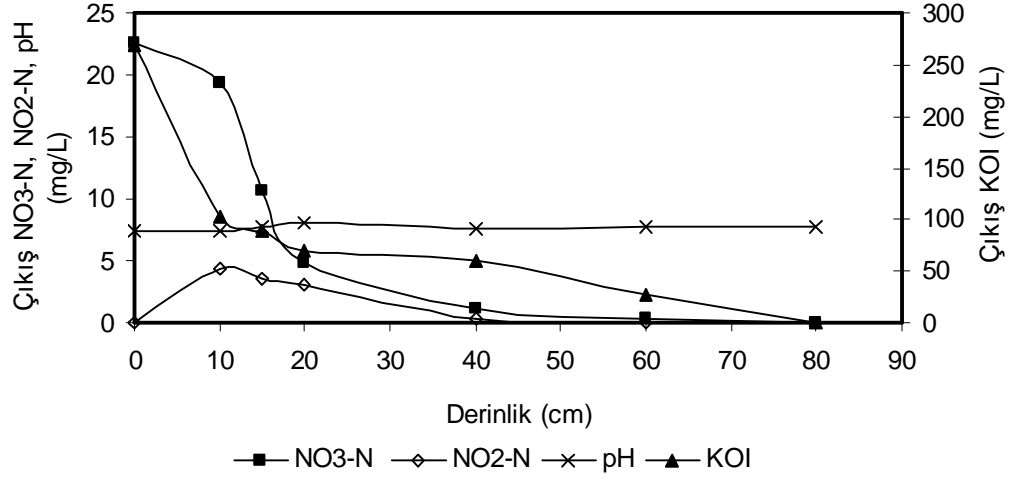
Bu aşamada elde edilen sonuçlar Şekil 9.3-9.8'de verilmektedir.



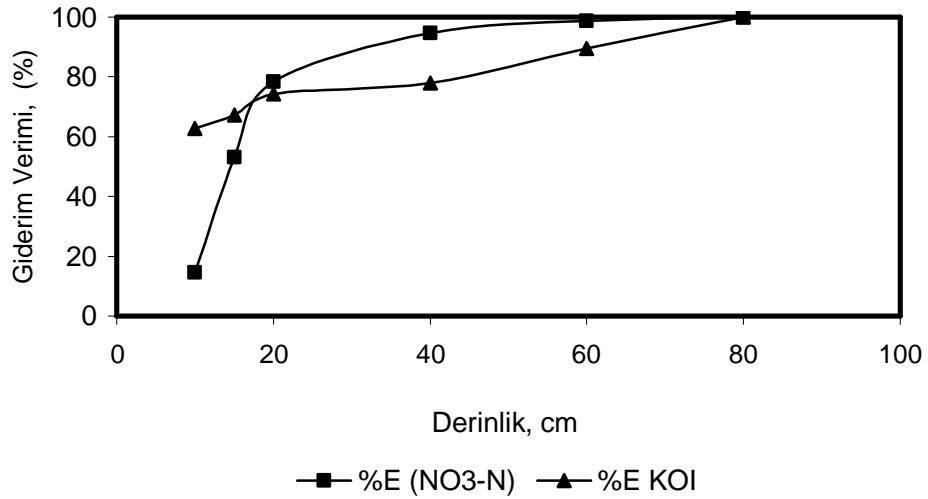
Şekil 9.3. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



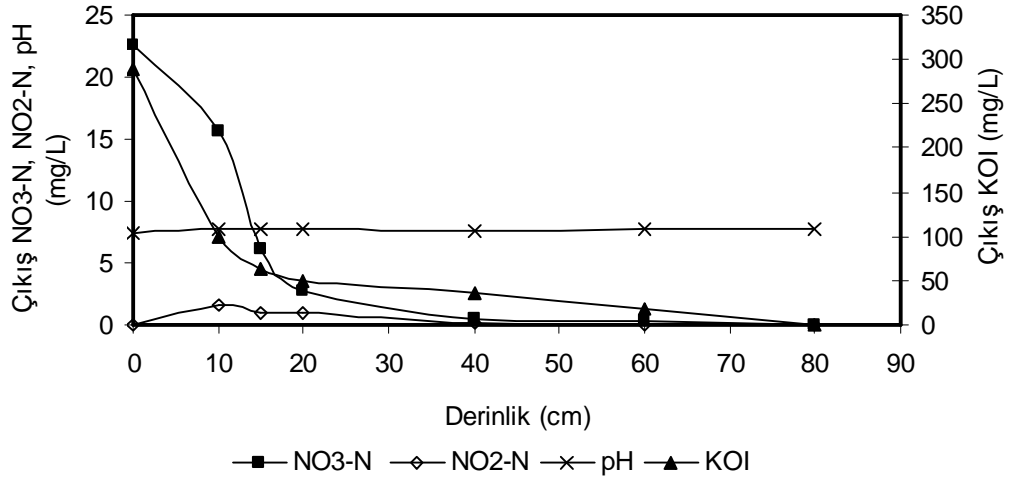
Şekil 9.4. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri



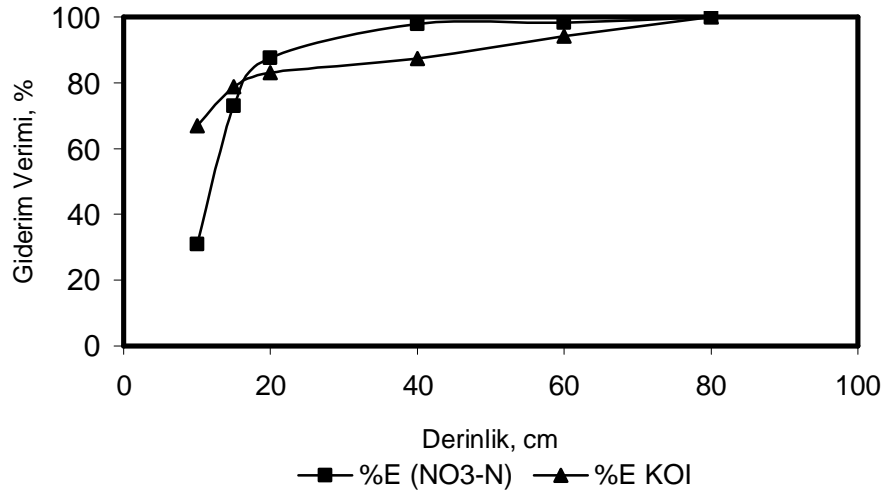
Şekil 9.5. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.6. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri



Şekil 9.7. 22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.8. 22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimleri

Şekil 9.3-9.4 de görüldüğü gibi karbon kaynağı etanol için uygulanan 0.02 m/sa filtrasyon hızında, 10, 15, 20, 40, 60 ve 80 cm filtre derinliklerinde NO<sub>3</sub>-N çıkış değerleri sırasıyla 10.1, 9.2, 8.7, 4, 1.8 ve 0.5 mg/L , KOI çıkış değerleri ise sırasıyla 32.6, 21.3, 17, 10.1, 7.5, 3.6 mg/L elde edilmiştir. Ancak çıkış NO<sub>2</sub>-N değeri 80 cm derinlikte 0.01 mg/L olmakla birlikte 10, 15, 20, 40, 60 cm derinliklerde sırasıyla 2.4, 2, 1.9, 1.5, 0.25 mg/L yani istenilmeyen düzeyde çıkmıştır. 0.06 m/sa filtrasyon hızı için ilgili derinlikler için sırasıyla 19.3, 10.6, 4.9, 1.2, 0.3, 0.01 mg/L NO<sub>3</sub>-N çıkış değerleri elde edilmekte ve 15 cm derinlikten itibaren %60-99.9 aralığında giderim sağlanmaktadır. Derinlik boyunca KOI giderimine bakıldığında %62-99 oranında sağlandığı, filtre çıkış suyunda artık karbonun olmadığı belirlenmiştir. Ancak 10-60 cm derinlik boyunca NO<sub>2</sub>-N çıkışı (4.3-0.03 mg/L aralığında) gözlenmiş 80 cm derinlikten itibaren NO<sub>2</sub>-N çıkışı gözlenmemektedir. 0,1 m/sa hız için filtre 10, 15 ,20, 40, 60, 80 cm derinliklerinde çıkış NO<sub>3</sub>-N değerleri sırasıyla 15.6, 6.1, 2.8, 0.5, 0.4, 0.01 mg/L elde edilmiştir. Sonuçlarda da görüldüğü üzere 20-80 cm derinlik boyunca %87-99,9 oranında NO<sub>3</sub>-N, giderim verimi elde edilmiştir. Yine aynı derinliklerde %86-99 oranında KOI giderimi sağlanmıştır. Derinlik Boyunca NO<sub>2</sub>-N çıkış değerlerine bakıldığında (sırasıyla 1.6, 1, 0.9, 0.2, 0, 0 mg/L) 60 cm ve sonrasında nitrit çıkışı gözlenmemektedir.

22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N derişiminde tüm sonuçlarda da görüldüğü üzere artan hıza bağlı olarak NO<sub>3</sub>-N ve KOI giderim veriminde azalma olmamakta, bu durum devam eden işletmeye bağlı olarak filtre boyunca oluşan ve devam eden mikrobiyal aktivite ile açıklanmaktadır.

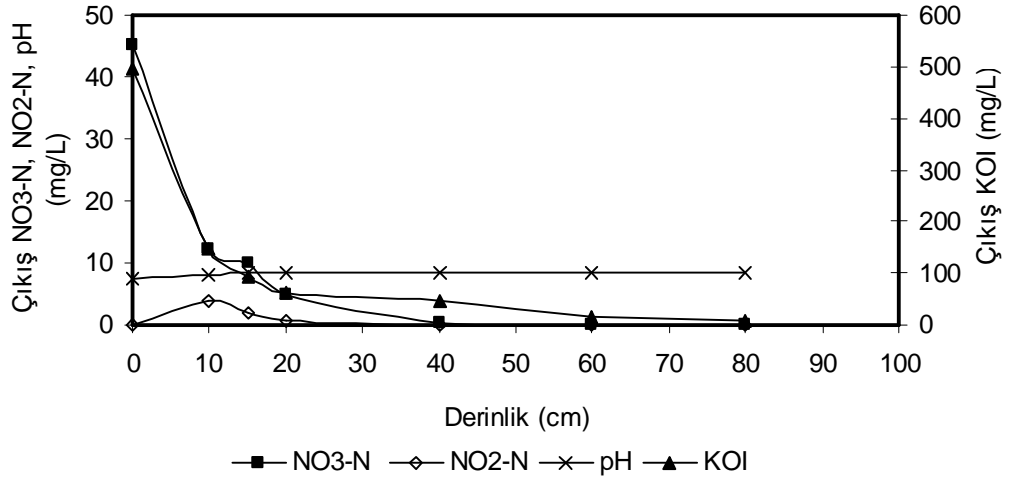
100 mg/L NO<sub>3</sub> başlangıç konsantrasyonu için yapılan deneysel çalışmada uygulanan hızlar için nitrat giderimi filtre çıkış suyunda %97 ve üzerinde üzerinde gerçekleşmiştir. Yavaş kum filtresinin üst seviyesinde (10-15 cm) mikroorganizma gelişimi daha fazla gerçekleşmesi ile en yüksek nitrat giderimi filtrenin üst seviyelerinde oluşmuştur. Filtre derinliği boyunca kalan nitrat tüketilmiştir. Ayrıca nitratın filtre yüzeyinde giderilmeye başlaması ile açığa çıkan ara ürün nitrit, filtrenin daha alt derinliklerinde giderilmiştir.

Ayrıca, pH'da meydana gelen değişim verilen şekillerde de görüldüğü üzere biyolojik denitrifikasyon sonucu pH 7.8 seviyesine artmıştır.

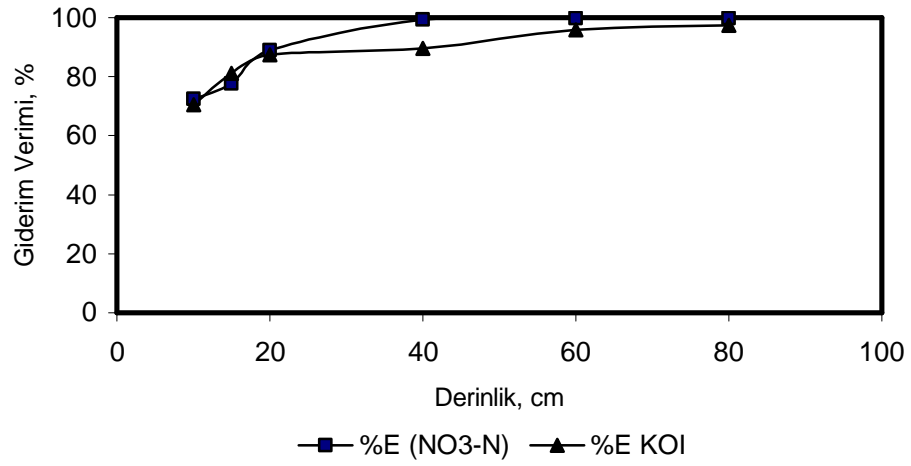
#### **Karbon kaynağı etanol ve NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 45.2 mg/L için farklı hız değerlerinde deney sonuçları:**

NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 45.2 mg/L ve C/N oranı 1.8 olarak uygulanan deneyler, akış hızı 0.01 ve 0.1m/sa aralığı için çalışılmıştır.

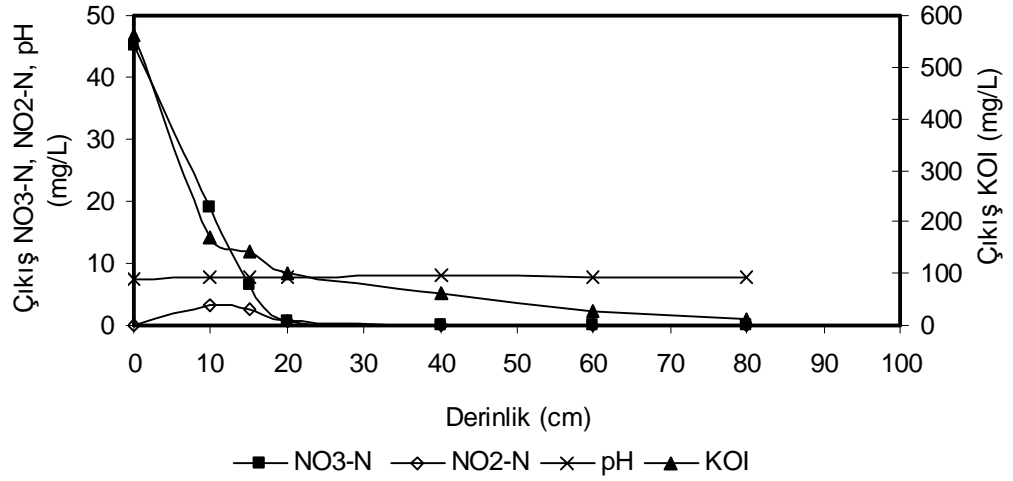
Belirli hız değerlerinde derinlik boyunca NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI çıkış değerleri, giderim verimleri ve pH değişimleri Şekil 9.9-9.14'de görülmektedir.



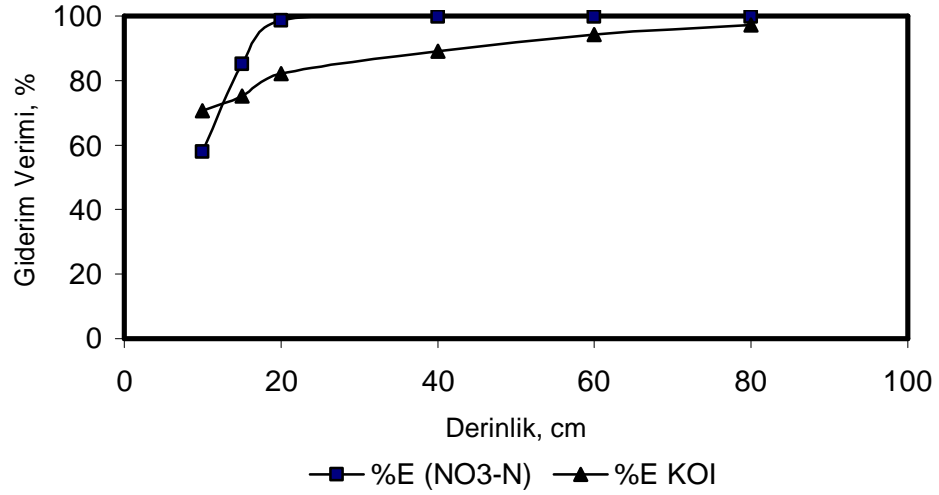
Şekil 9.9. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.10. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri

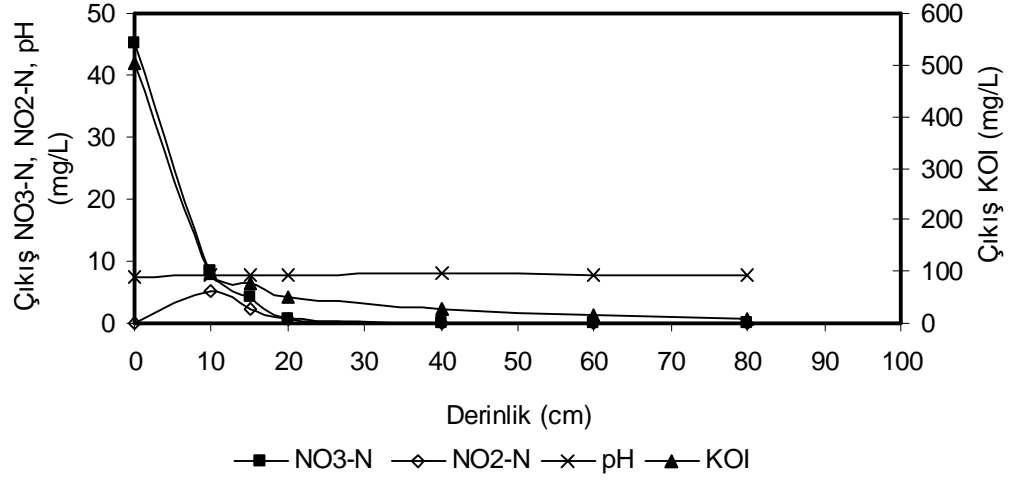


Şekil 9.11. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri

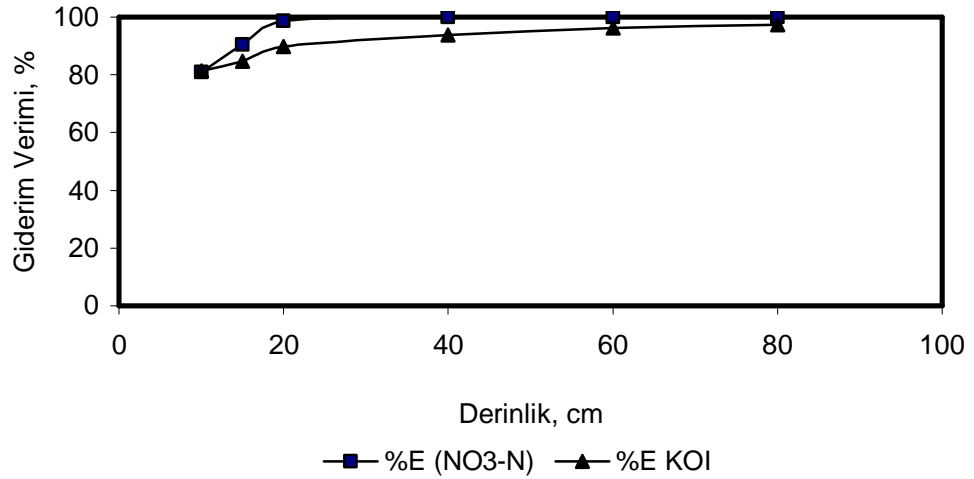


Şekil 9.12. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimleri





Şekil 9.13. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



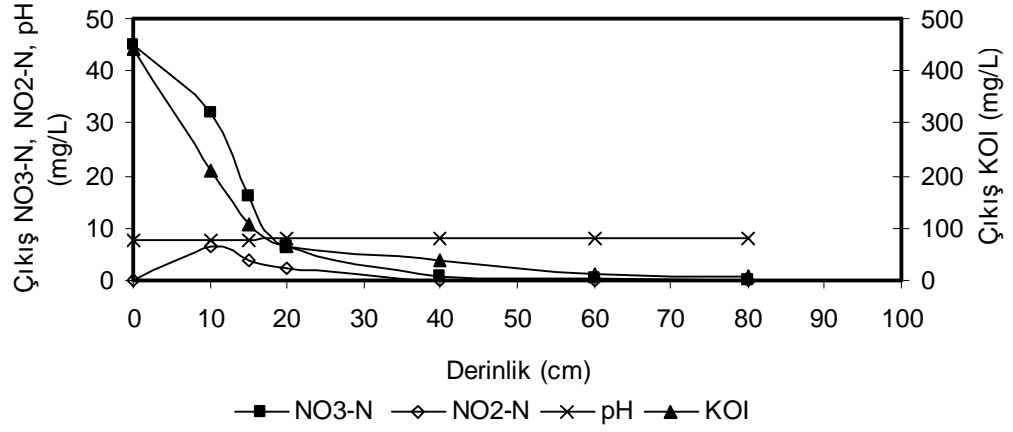
Şekil 9.14. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimleri

Şekil 9.9-9.14'de görüldüğü üzere; 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda, etanol karbon kaynağı için 0.02 m/sa filtrasyon hızında NO<sub>3</sub>-N ve NO<sub>2</sub>-N çıkış değerleri sırasıyla 12.4, 10, 4.9, 0.2, 0.01, 0.01 mg/L ve 4, 1.8, 0.7, 0, 0, 0 mg/L elde edilmiş olup nitrit 40 cm ve sonrasında gözlenmemiştir. Ayrıca derinlik boyunca %70-98 aralığında KOI giderim verimi sağlanmıştır. Uygulanan 0.06 m/sa filtrasyon hızı için de benzer sonuçlar elde edilmiştir. 0.1 m/sa, artan filtrasyon hızında ise derinlik boyunca NO<sub>3</sub>-N çıkış değerlerinde de (sırasıyla 8.5, 4.2, 0.5, 0.01, 0.01 mg/L) görüldüğü üzere sürekli işletmeyle birlikte filtre yüzeyindeki artan ve derinlik boyunca da oluşan mikrobiyal aktiviteye bağlı olarak giderim veriminde (%81-99.9) önemli azalma olmamıştır. Bununla birlikte 60 cm derinlikten itibaren nitrit gözlenmemiştir. Derinlik boyunca da %78-95 KOI giderimi sağlanmıştır.

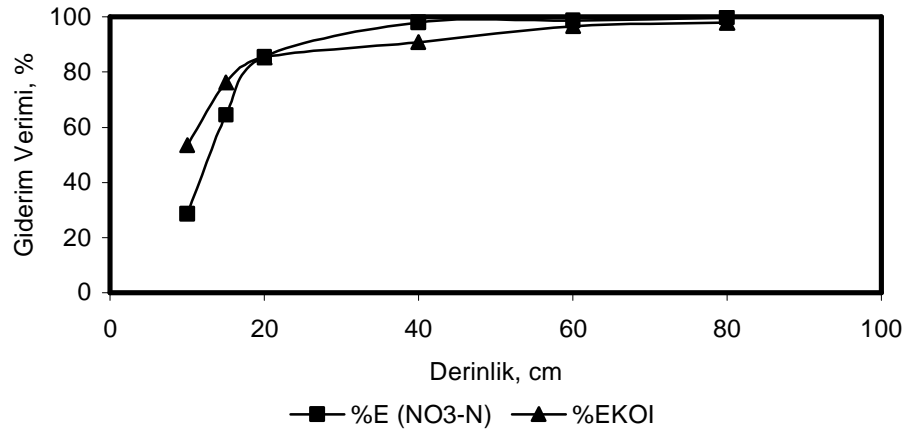
**Karbon kaynağı etanol, NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 45.2 mg/L, akış hızı 0.2 m/sa için farklı C/N değerlerinde deney sonuçları:**

İlk aşamalarda elde edilen yüksek giderim verimleri ve daha önceden yapılan çalışmalara dayanılarak daha düşük C/N oranları (1.6, 1.5, 1.4, 1.3) için daha yüksek bir hız değeri (0.2 m/sa) uygulanarak deneyler

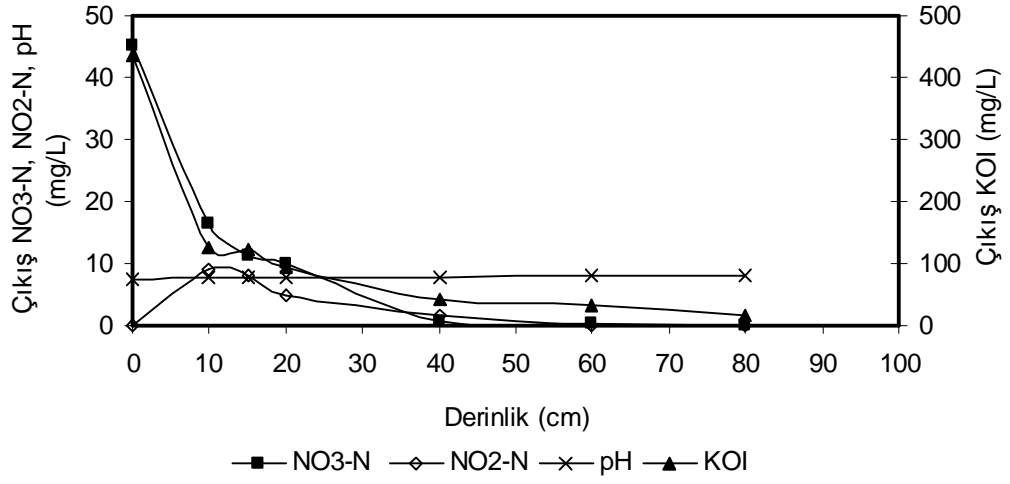
C/N oranı 1.6, 1.5, 1.4 için filtre derinliği boyunca çıkış NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N ve KOI değerleri, azot ve KOI giderim verimi ile pH değişimi şekil 9.15-9.20'de görülmektedir.



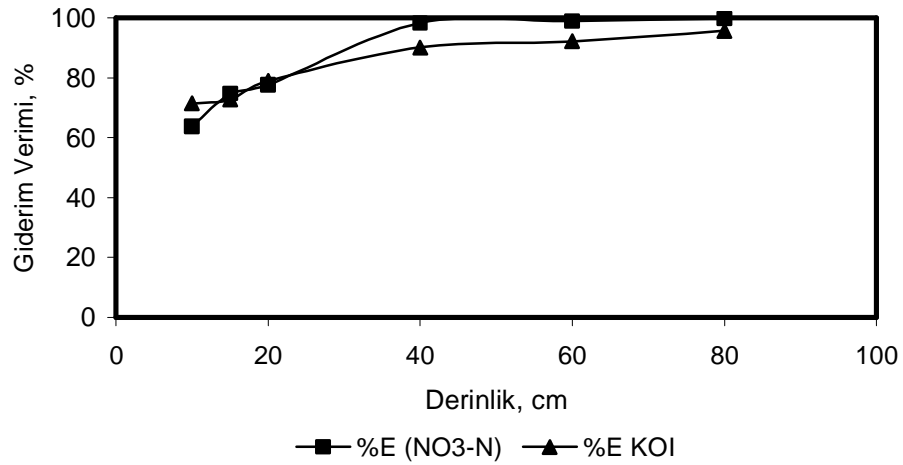
Şekil 9.15. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



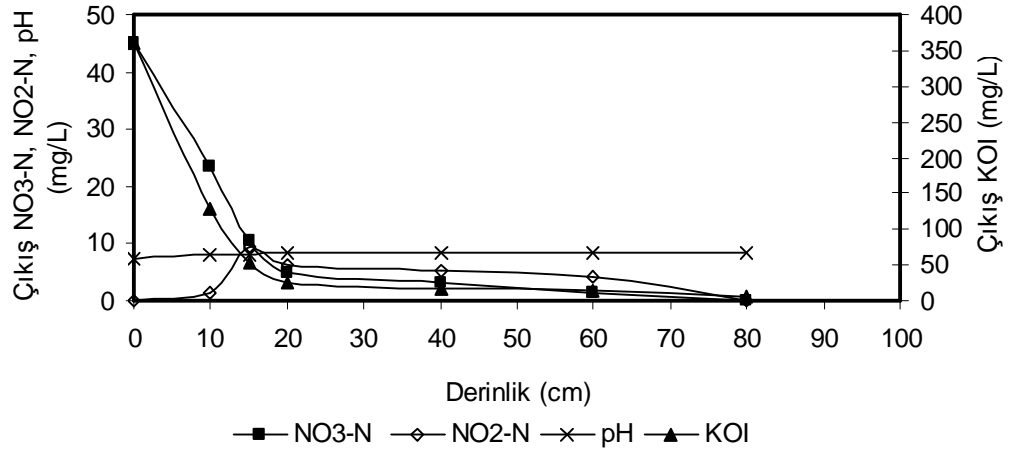
Şekil 9.16. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimi



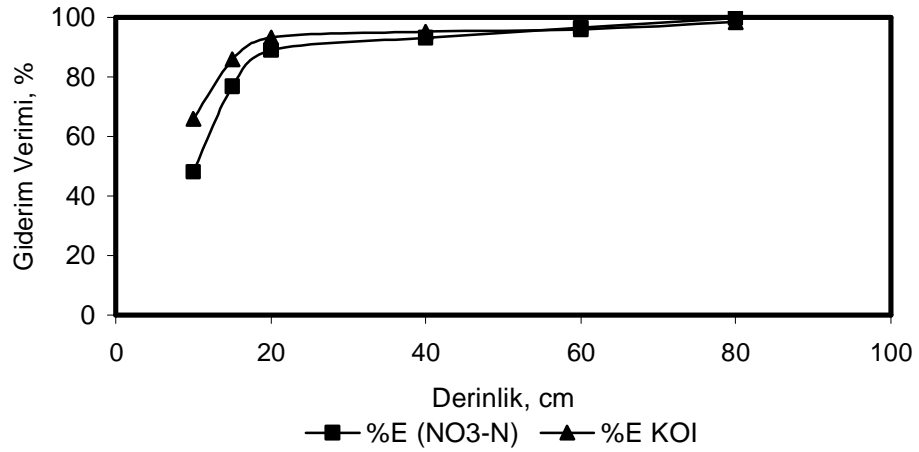
Şekil 9.17. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonunda C/N 1.5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.18. 0.2 m/sa filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda C/N 1.5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimi



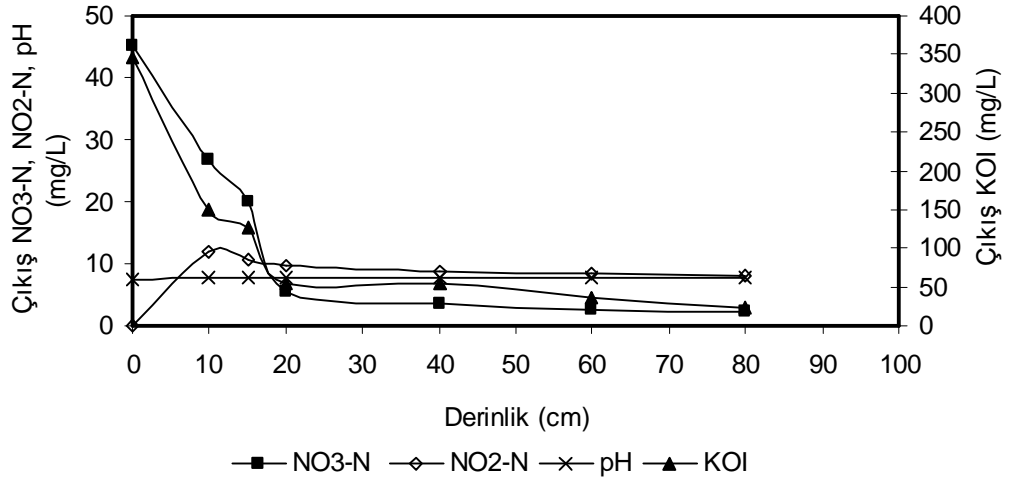
Şekil 9.19. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.4 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



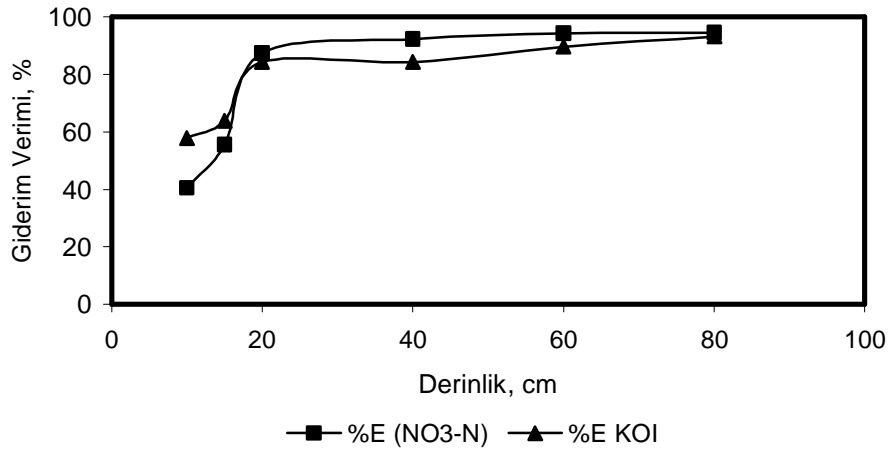
Şekil 9.20. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.4 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri

Şekil 9.15-9.20'de de görüldüğü gibi etanol karbon kaynağı için 0.2 m/sa filtrasyon hızında C/N oranı 1.6, 1.5, 1.4 için derinlik boyunca NO<sub>3</sub>-N çıkış değerlerine bakıldığında sırasıyla 32.2, 16, 6.4, 0.8, 0.5, 0.01mg/L, 16.3, 11.3, 10, 0.7, 0.4, 0.01 mg/L, 23.4, 10.4, 4.9, 3, 1.5, 0.3 mg/L elde edilmiş olup filtre çıkış suyunda %99 azot giderimi ve %95-98 aralığında karbon giderimi elde edilmiştir. Yüksek nitrat giderimine karşılık, 10-80 cm derinliklerde yapılan ölçümlerde 9.6-0.02 mg/L nitrit çıkışı olmakta, ancak filtre çıkış suyunda kalan nitrit giderilmekte olup gözlenmemektedir.

C/N oranı 1.3 için şekil 9.21-9.22'de verilen sonuçlara bakıldığında çıkış suyunda 2,3 mg/L NO<sub>3</sub>-N değeri elde edilmiş ve %93 azot giderim verimi oluşmasına karşılık nitrit birikimi (8.2mg/L) gözlenmesi C/N 1.3 oranının bu çalışma için uygun olmadığını göstermektedir.



Şekil 9.21. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonunda C/N 1.3 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.22. 0.2 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonunda C/N 1.3 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimi

Farklı C/N oranı sürekli deney çalışmaları sonucu, bu çalışma için, en düşük C/N oranının 1.4 olduğu görülmüştür. Buna bağlı olarak C/N oranı 1.4 için akış hızı artırılarak kırılma noktası hızı belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre C/N 1.4 ve 0.25 m/sa hızında çıkışta 2.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N ölçülmüş ve %92 NO<sub>3</sub>-N giderim verimi elde edilmiş, ancak yüksek konsantrasyonda nitrit birikimi (10.6 mg/L) görülmüştür. Sonuçta 0.25 m/sa ve daha yüksek hızlarda biyolojik denitrifikasyonun tam gerçekleşmediği belirlenmiştir.

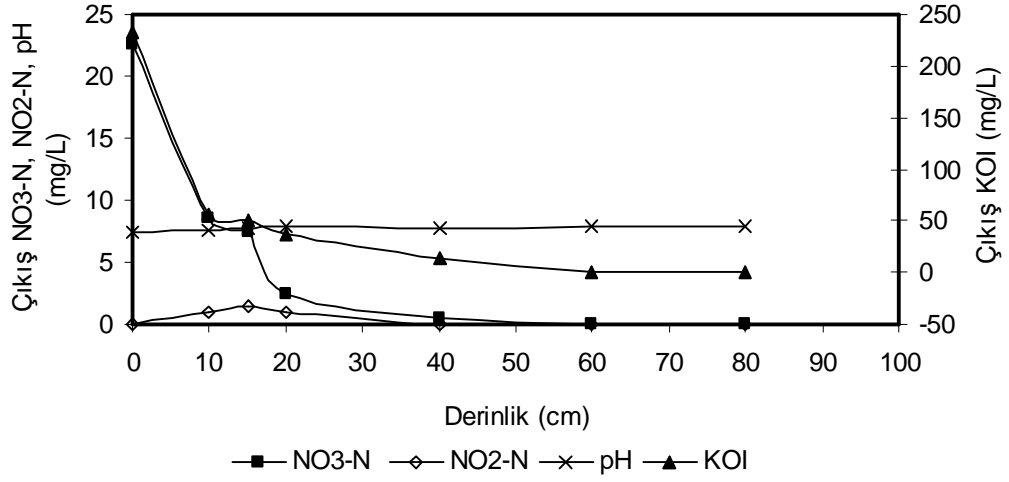
**-Karbon kaynağı asetik asit ve NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 22.6 mg/L için farklı hız değerlerinde deney sonuçları:**

Optimum C/N oranı kesikli deneylerde 2.5 olarak belirlenmesine karşılık sürekli deney çalışmasında C/N 2 değeri kullanılmıştır. Çalışmanın ilk aşamalarında yüksek nitrat giderimine karşılık çıkış suyunda yüksek kalıntı karbon belirlenmesi nedeniyle kesikli deneylerde elde edilen optimum C/N oranından daha düşük C/N oranlarında çalışılmıştır.

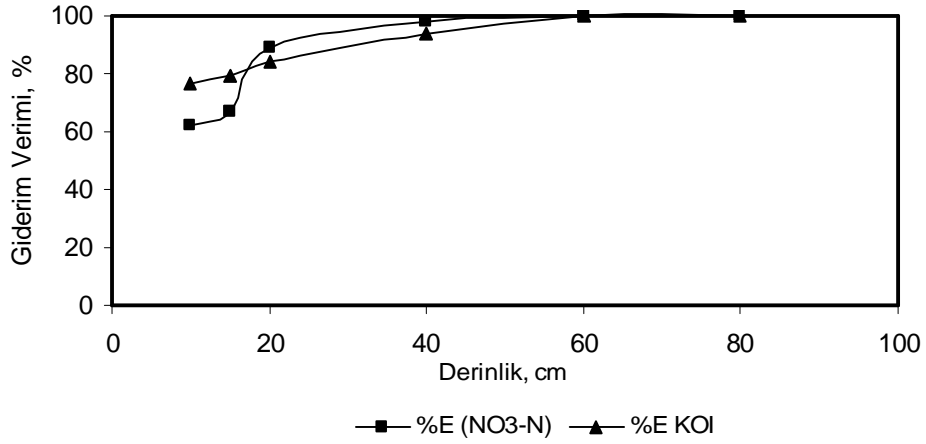
NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 22.6 mg/L'de sabit tutularak akış hızı 0.01 ve 0.08 aralığı için sonuçlar alınmıştır. Elde edilen sonuçlarda filtre çıkış suyunda NO<sub>3</sub>-N değeri cihaz ölçüm alt limit değerlerinden düşük bulunmuş ve giderim verimi %99.9 sağlanmıştır.

Uygulanan hız aralığında, 0.02, 0.06, 0.08 m/sa akış hızları için deney sonuçları şekil 9.23-9.28'de görülmektedir.

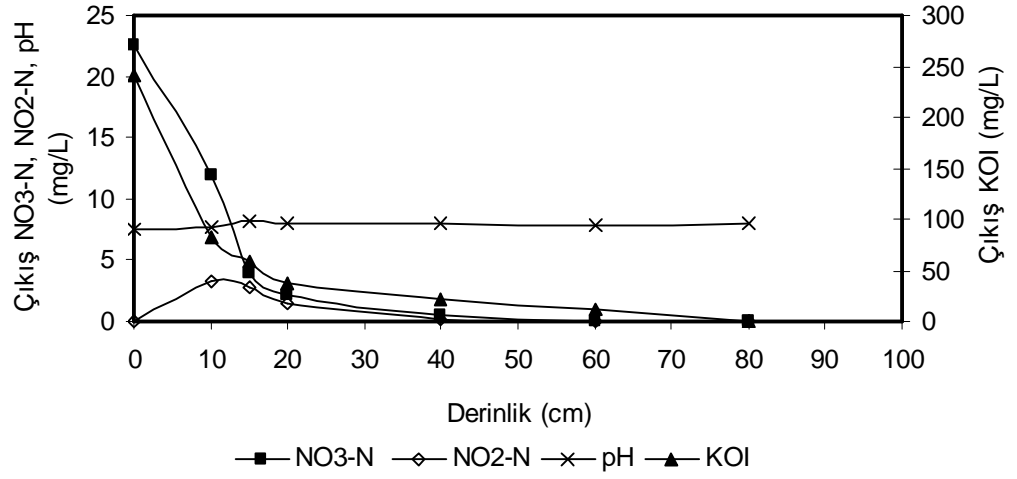




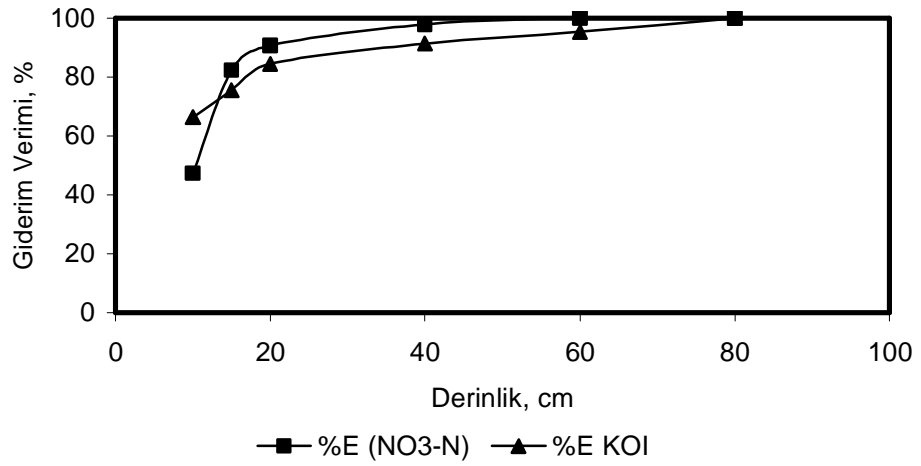
Şekil 9.23. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



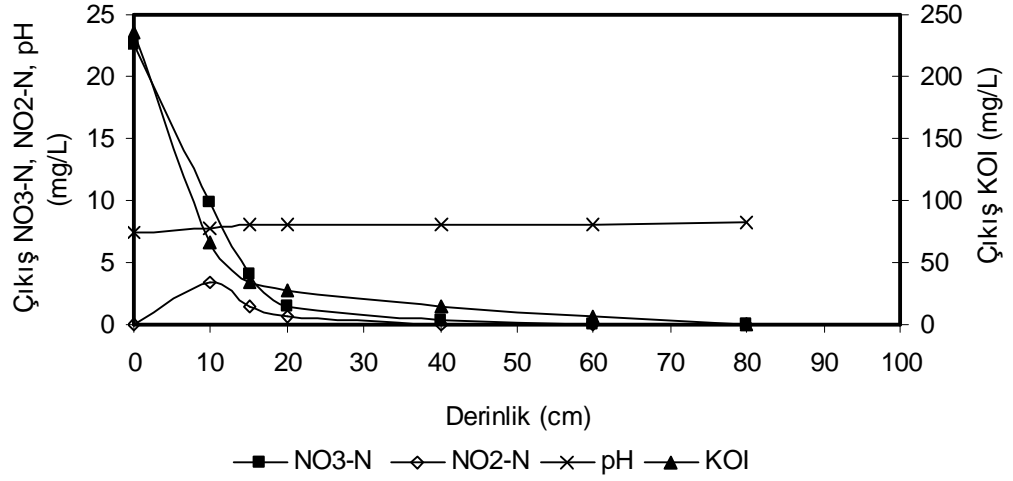
Şekil 9.24. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri



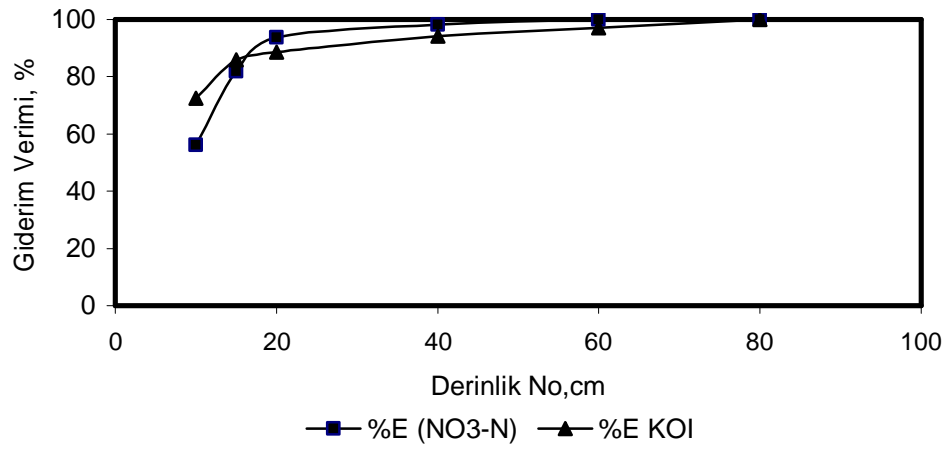
Şekil 9.25. 22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.26. 22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.06 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimleri



Şekil 9.27. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.08 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri

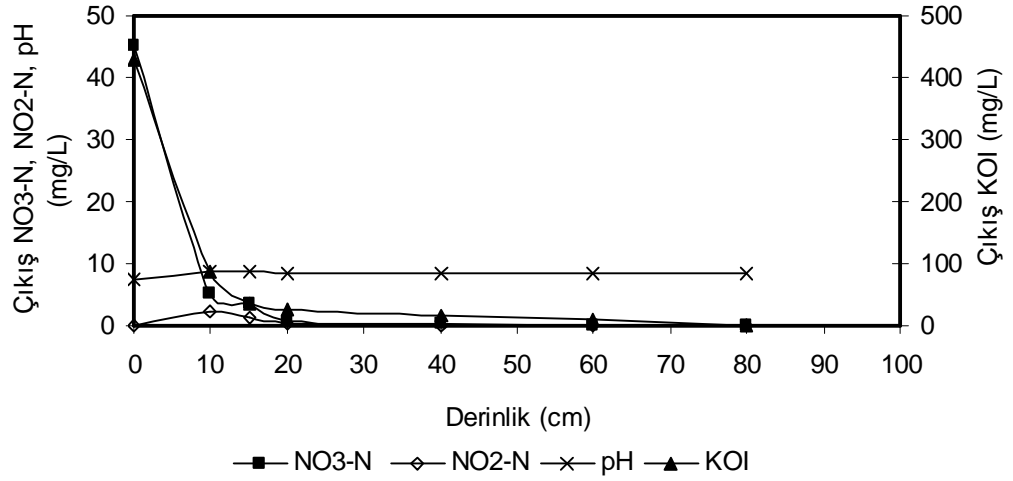


Şekil 9.28. 22.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.08 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri

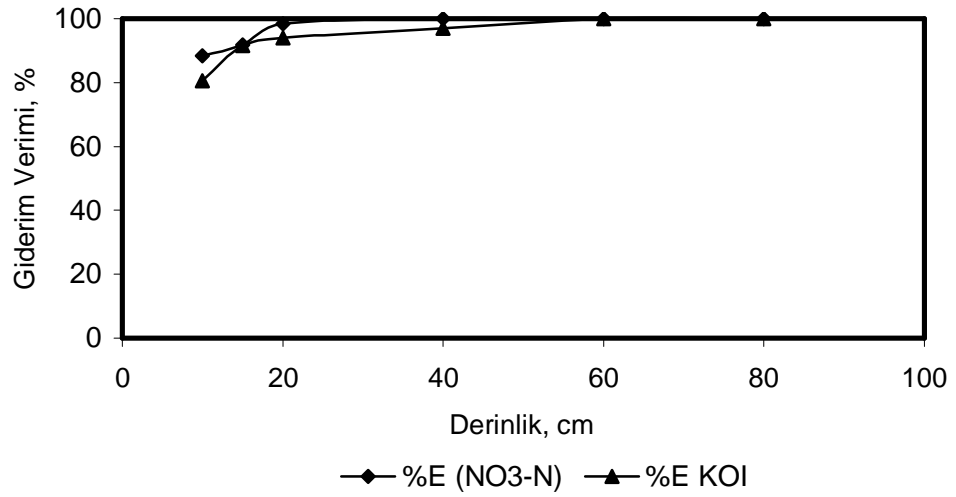
Şekil (9.23-9.28)'den de görüldüğü üzere asetik asit karbon kaynağı için, 0.02 m/sa filtrasyon hızında sırasıyla çıkış  $\text{NO}_3\text{-N}$ , değerleri, 8.5, 7.5, 2.5, 0.5, 0.1, 0.1 mg/L ve  $\text{NO}_2\text{-N}$  değerleri sırasıyla 1, 1.5, 0.9, 0.05, 0, 0 mg/L elde edilmekle birlikte görüldüğü üzere 40 cm derinlikten itibaren çıkış suyunda nitrit gözlenmemiştir. KOI giderim verimine de bakıldığında derinlik boyunca %74-97 aralığında giderim elde edilmiştir. Uygulanan en yüksek filtrasyon hızı 0.08 m/sa için sonuçlara bakıldığında  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve  $\text{NO}_2\text{-N}$  için sırasıyla 9.9, 4.1, 1.3, 0.4, 0.01, 0.01 mg/L ve 3.4, 1.4, 0.6, 0, 0, 0 mg/L elde edilmiş ve görüldüğü üzere derinlik boyunca %56-99.9 arasında  $\text{NO}_3\text{-N}$  giderim verimi elde edilmiş olmasına karşılık 40 cm'den itibaren nitrit çıkışı gözlenmemiştir. KOI giderimine de bakıldığında %72-99.9 oranında giderim sağlanmıştır.

**-Karbon kaynağı asetik asit ve  $\text{NO}_3\text{-N}$  konsantrasyonu 45.2 mg/L için farklı hız değerlerinde deney sonuçları**

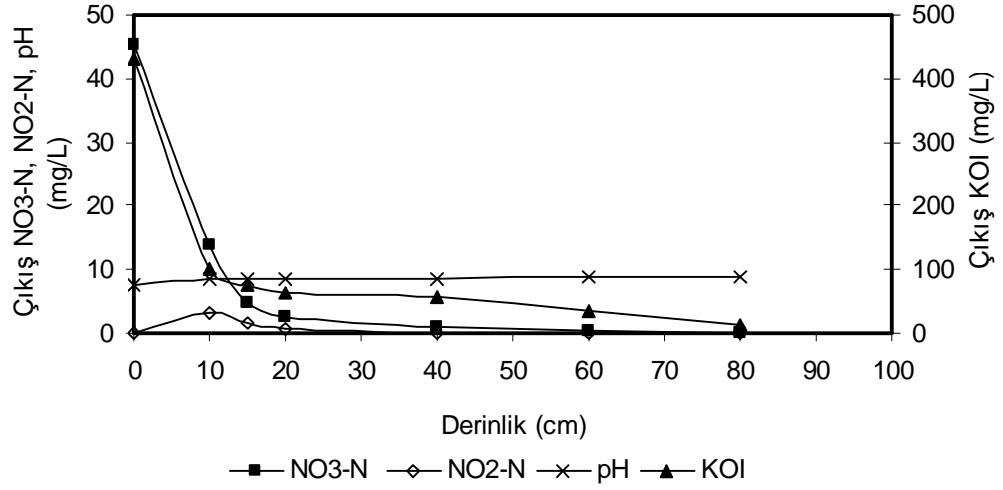
45.2 mg/L sabit  $\text{NO}_3\text{-N}$  konsantrasyonu ve C/N oranı 2 olarak uygulanan sürekli deneysel çalışmanın bu aşamasında akış hızı 0.02 ve 0.1 aralığında çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 9.29-9.34'de görülmektedir.



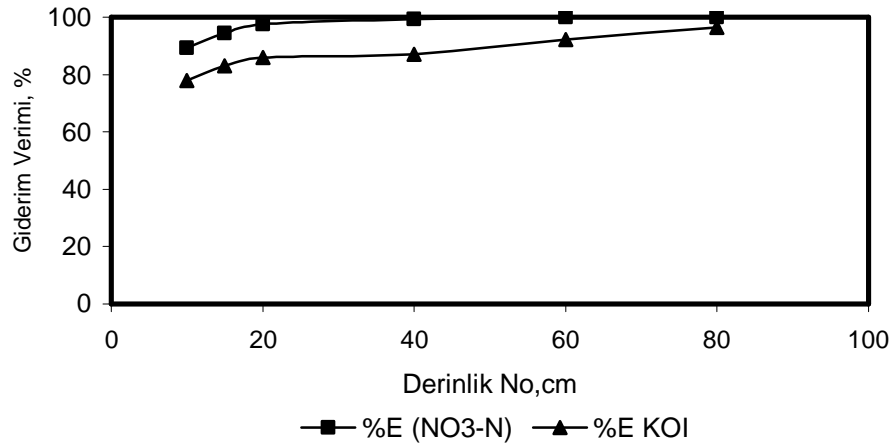
Şekil 9.29. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



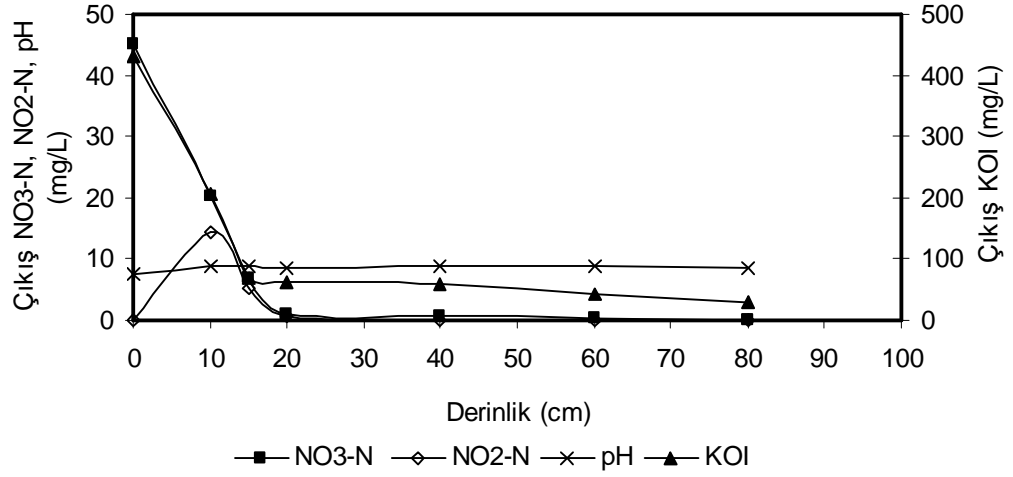
Şekil 9.30. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.02 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri



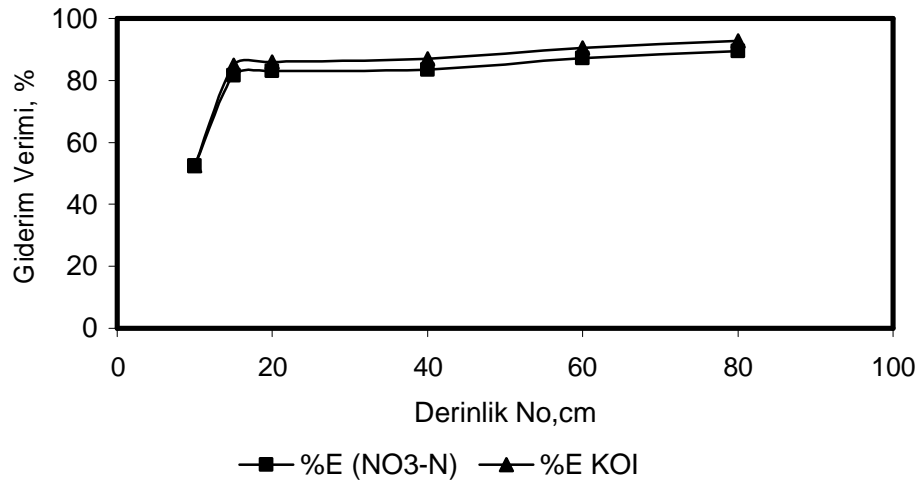
Şekil 9.31. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.05 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.32. 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonu İçin 0.05 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimleri



Şekil 9.33. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.34. 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonu İçin 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimleri

Karbon kaynağı asetik asit için 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda, derinlik boyunca verilen şekillerde görüldüğü gibi çalışılan hız aralığı sonuçlarında; 0.02m/sa filtrasyon hızı için sırasıyla 5.2, 3.7, 0.7, 0.3, 0.01, 0.01mg/L NO<sub>3</sub>-N çıkışı (%88-99.9 giderim verimi) ve 2.2, 1.2, 0.4, 0.11, 0, 0 mg/L NO<sub>2</sub>-N çıkışı elde edilmiş ve görüldüğü gibi 60 cm ve sonrasında nitrit gözlenmemiştir. KOI giderim verimi ise derinlik boyunca %80-98.9 oranında elde edilmiştir. Artırılan filtrasyon hızı 0.1 m/sa için derinlik boyunca NO<sub>3</sub>-N değerleri sırasıyla 20.1, 6.7, 1.1, 0.7, 0.3, 0.01 (%56-99.9 giderim verimi), çıkış NO<sub>2</sub>-N değerleri sırasıyla 14.4, 5.3, 0.8, 0.1, 0.04, 0 mg/L elde edilmiştir. Görüldüğü üzere 80 cm derinlikten itibaren çıkışta nitrit gözlenmemektedir. KOI giderim verimi ise bakıldığında sırasıyla, %52-91 aralığında giderim sağlanmıştır.

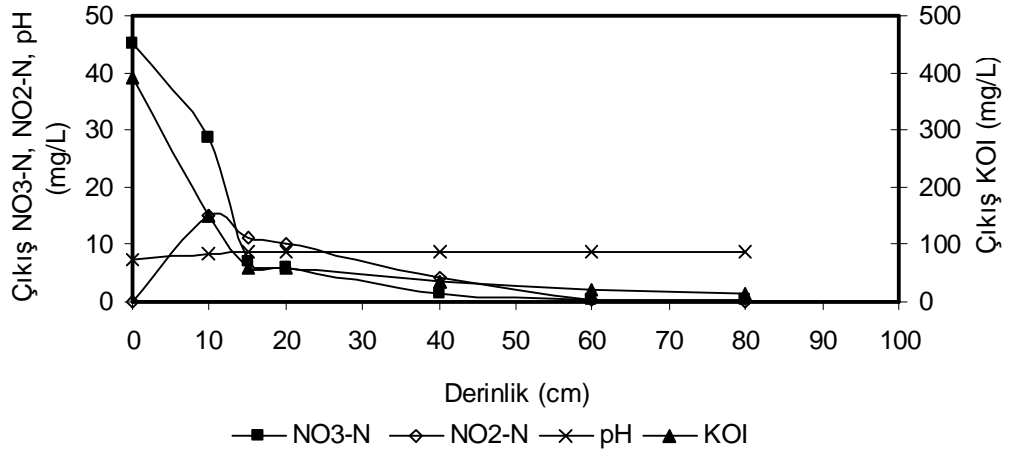
Ayrıca asetik asit için de 0.02-0.1m/sa uygulanan filtrasyon hızı aralığında hızın artırılmasına karşılık azot ve karbon giderim verimlerinde önemli bir değişim, azalma görülmemiştir.

#### **-Karbon kaynağı asetik asit, NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu 45.2 mg/L, akış hızı 0.1 m/sa için farklı C/N değerlerinde deney sonuçları**

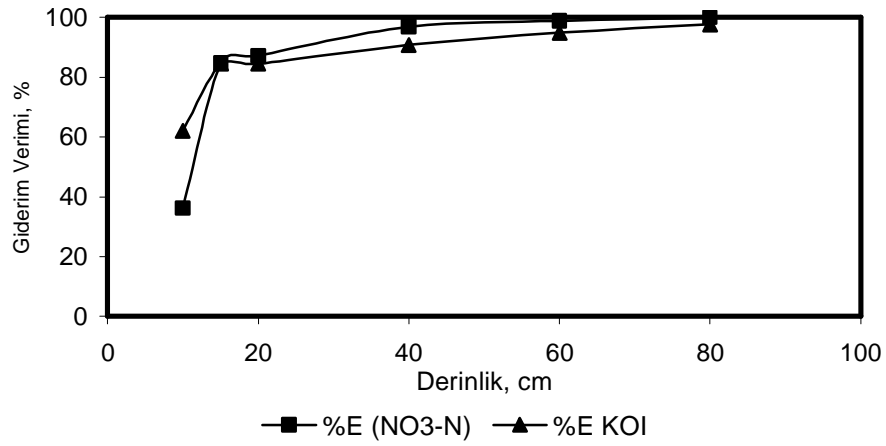
Karbon kaynağı asetik asit için C/N oranı 2 uygulanarak yapılan çalışmada yüksek azot ve karbon giderim verimi elde edilmesi sonucunda daha düşük C/N oranları (1.7, 1.6, 1.5 ) uygulanarak 0.1 m/sa akış hızında deneysel veriler elde edilmiştir.

C/N 1.7 oranında 0,1m/sa hız ve 45.2mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda filtre çıkış suyunda %99 azot ve %97 karbon giderim verimi elde edilmiş ve filtre çıkış suyunda nitrit birikimi gözlenmemiştir. C/N 1.7 için filtre derinliği boyunca elde edilen sonuçlar şekil 9.35-9.36' da görülmektedir.



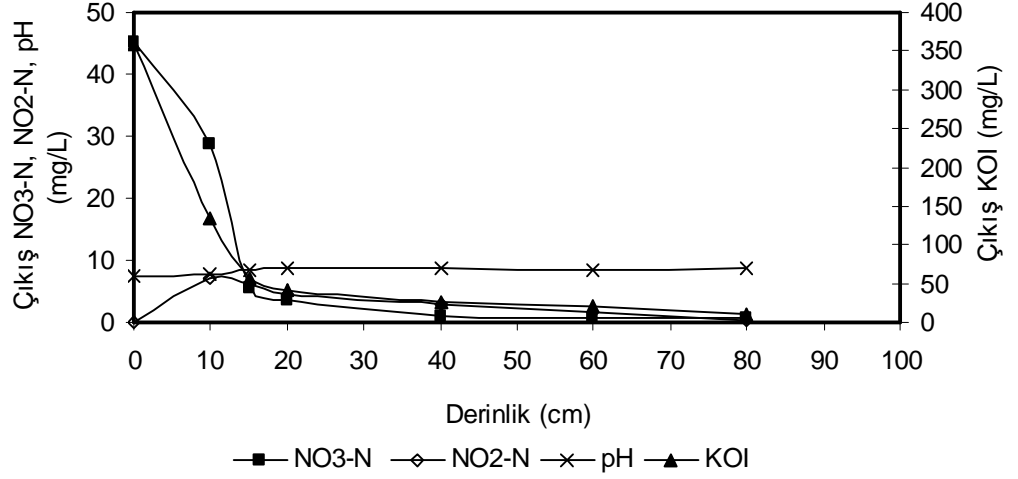


Şekil 9.35. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.7 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri

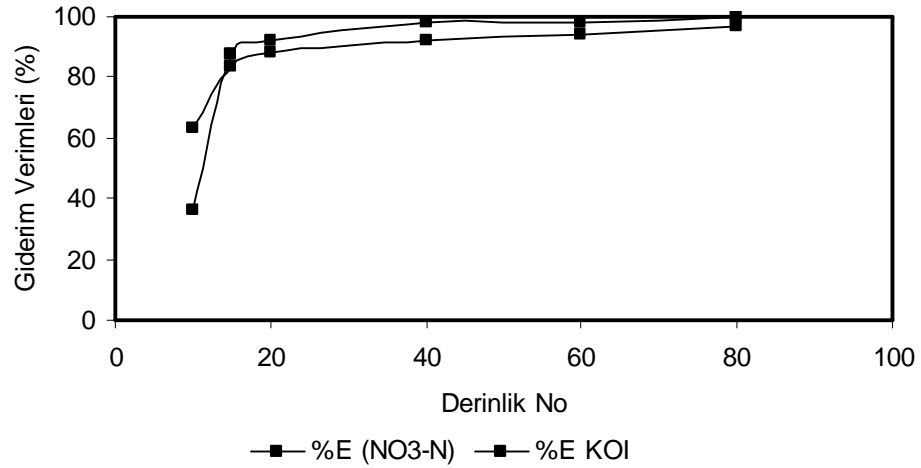


Şekil 9.36. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.7 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimi

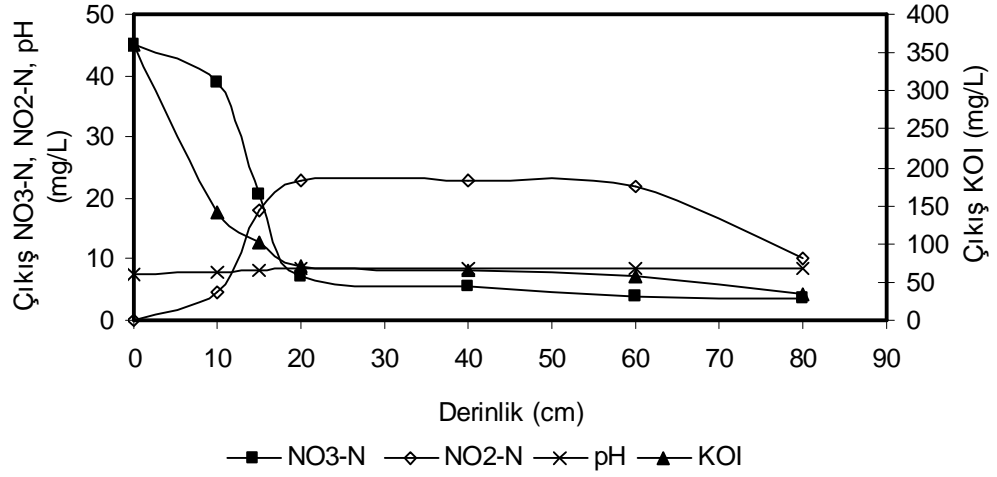
C/N oranı 1.6 ve 1.5 için filtre çıkış suyunda sırasıyla %98 ve %91 azot giderim verimi elde edilmesine karşılık nitrit birikimi oluşmuştur. Filtre derinliği boyunca elde edilen sonuçlar Şekil 9.37-9.40'da görülmektedir.



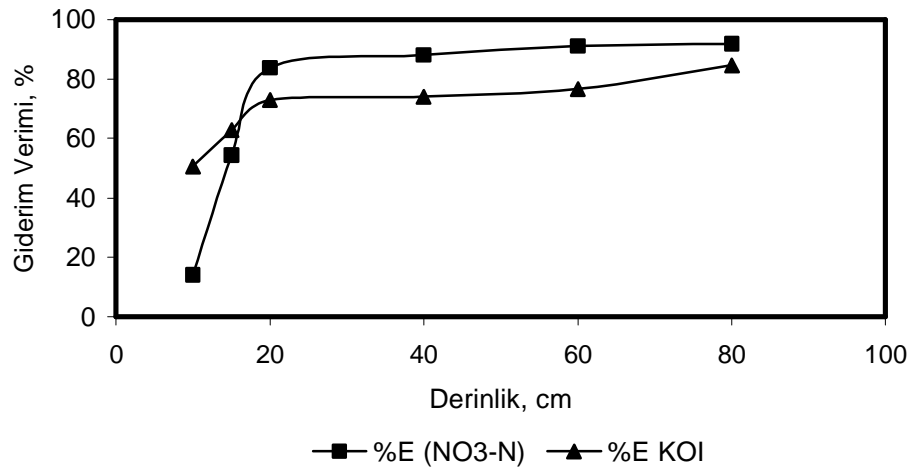
Şekil 9.37. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , KOI ve pH Değerleri



Şekil 9.38. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konsantrasyonunda C/N 1.6 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve KOI Giderim Verimi



Şekil 9.39. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonunda C/N 1.5 İçin Filtre Derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, KOI ve pH Değerleri

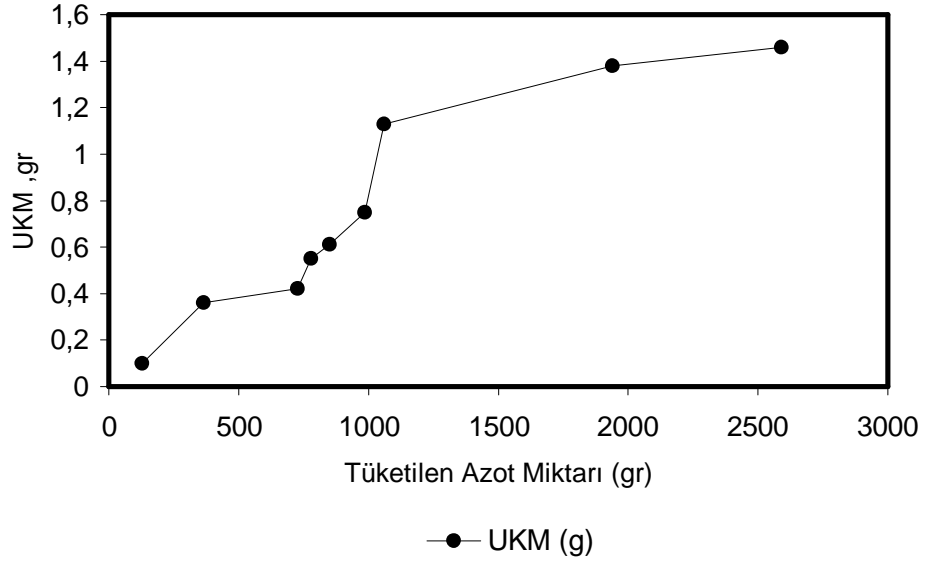


Şekil 9.40. 0.1 m/sa Filtrasyon Hızında, 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N Konsantrasyonunda C/N 1.5 İçin Filtre derinliği Boyunca Çıkış Suyu NO<sub>3</sub>-N ve KOI Giderim Verimi

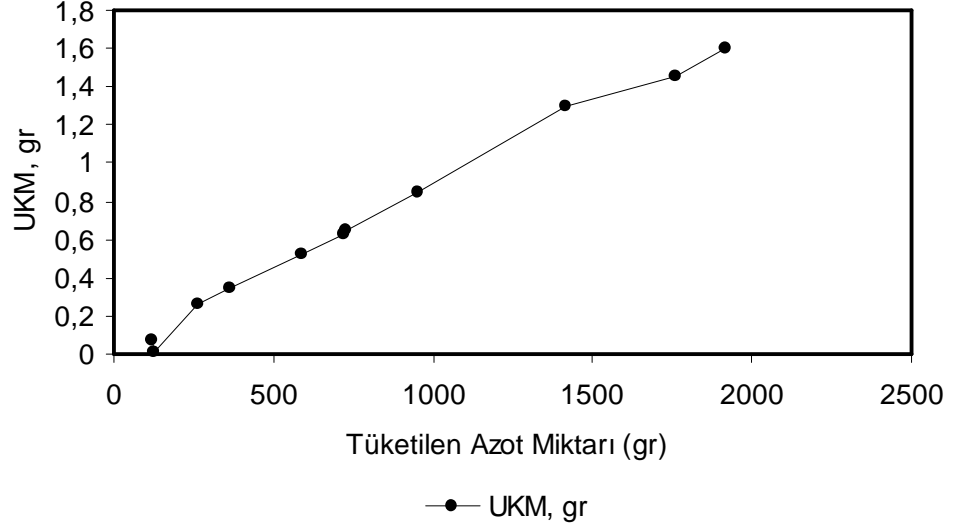
Karbon kaynağı asetik asit için C/N oranı 1.6 ve 1.5 oranlarında ise filtre çıkış suyunda nitrit birikimi gözlenmiştir. Sonuçta 1.6 ve 1.5 C/N oranları biyolojik denitrifikasyon için yetersizdir

Sürekli deneysel çalışmanın, etanol ve asetik asit tüm aşamalarında alkalinite değişimi meydana gelmiştir. Azot gazı çıkışı sonucu pH artmıştır. Alınan sonuçlarda etanol çalışması için pH aralığı 7.4-8.6; asetik asit için pH aralığı 7.6-8.8 sonucu bulunmuştur.

Deneysel çalışma süresince, belirli aralıklarla filtre yüzeyi sıyrılarak standart metotlara göre yapılan ölçümler sonucu elde edilen uçucu katı madde sonuçları Şekil 9.41-9.42'de verilmektedir.



Şekil 9.41. Etanol Karbon Kaynağı İçin Tüketilen Azot Miktarına Karşılık Mikroorganizma Artışı



Şekil 9.42. Asetik Asit Karbon Kaynağı İçin Tüketilen Azot Miktarına Karşılık Mikroorganizma Artışı

Şekil 9.41-9.42'de de görüldüğü gibi tüketilen azot konsantrasyonuna karşılık mikroorganizma lineer olarak artmıştır. Ancak bu artış karbon kaynağı asetik asit için, etanol karbon kaynağına göre daha fazladır.

## 10. SONUÇLAR

Yapılan çalışmada, hem biyolojik denitrifikasyon, hem de son arıtma kademesi olarak askıda katı madde (mikrobiyal kütle) giderimi aynı ünite, bir yavaş kum filtresinde gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmada farklı karbon kaynakları etanol ve asetik asit için, kesikli ve sürekli olmak üzere iki farklı çalışma için sonuç elde edilmiştir.

Kesikli deneysel çalışmada her iki karbon kaynağı için biyolojik denitrifikasyonda en uygun C/N oranları elde edilmiştir. Çalışmada 22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N sabit konsantrasyonunda; karbon kaynağı etanol için optimum C/N 1.8 olarak belirlenmiştir. Optimum C/N oranında, azot giderim verimi %98, karbon giderim verimi %94 olarak elde edilmiştir. Çıkışta nitrit birikimi gözlenmemiştir. Daha düşük C/N oranları için ortamda mikrobiyal faaliyet için yeterli karbon kaynağı olmaması sonucu nitrat giderim verimi %50 ve daha düşük gerçekleşmiş ve ara ürün NO<sub>2</sub>-N birikimi belirlenmiştir. Daha yüksek C/N oranlarında ise nitrat giderim verimi optimum orana göre önemli bir değişim göstermemesine karşılık, çıkış suyunda yüksek konsantrasyonda artık karbon görülmektedir.

Karbon kaynağı asetik asit için en uygun C/N oranı 2.5 olarak bulunmuştur. Optimum C/N oranı sonucunda azot giderim verimi %96, karbon giderim verimi %83 olarak bulunmuştur. Düşük C/N oranında (1.75, 1.5, 1.25, 1) azot giderim verimi %28'lere düşmüş; optimum C/N oranından daha yüksek değerlerde ise verimde önemli bir değişim görülmemiştir.

Sürekli deneysel çalışmada etanol ve asetik asit karbon kaynaklarının farklı derişimlerinde, değişen filtrasyon hızında farklı C/N oranlarında gerçekleştirilmiş ve veriler elde edilmiştir.

22.6 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda her iki karbon kaynağı etanol ve asetik asit için uygulanan C/N oranlarında (etanol için 1.8, asetik asit için 2), uygulanan filtrasyon hızı 0.02-0.1 m/sn aralığında, filtre çıkış suyunda %99 ve üzerinde azot ve KOI giderim verimi elde edilmiştir ve nitrit çıkışı gözlenmemiştir. Ayrıca filtre üst tabakasında 10-15 cm derinlikte en yüksek azot giderimi elde edilmiş ve kalan azotun derinlik boyunca giderilmesi mikrobiyal aktivitenin devam ettiğini göstermiştir.

45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonunda elde edilen tüm veriler sonucunda her iki karbon kaynağı için filtre çıkış suyunda %99.9 azot ve %92-99 oranında KOI giderimi elde edilmiştir. Filtre derinliği boyunca sonuçlar değerlendirildiğinde; etanol için 60 cm'de, asetik asit için 80 cm derinlikten itibaren istenilen çıkış değerlerine ulaşılmıştır. Alınan bu sonuçlara göre etanol için azot giderimi daha hızlı gerçekleşmiştir.

Bu çalışma için 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu ve 0.2 m/sa filtrasyon hızı için farklı C/N'da etanol karbon kaynağı için yapılan çalışma sonucu; C/N oranı 1.6, 1.5 ve 1.4 oranlarında filtre çıkış suyunda istenilen azot ve karbon giderimi elde edilmiş ve %99 azot ve %95-98 KOI

giderimi olarak elde edilmiştir. C/N 1.3 oranında ise çıkış suyunda nitrit gözlenmiş olup, bu oranın uygun olmadığı anlaşılmıştır. Karbon kaynağı asetik asit için farklı C/N çalışmasında 45.2 mg/L NO<sub>3</sub>-N konsantrasyonu ve 0.1 m/sa filtrasyon hızında C/N 1.7 oranında filtre çıkış suyunda %99 azot ve %97 karbon giderimi elde edilmiş ve nitrit birikimi gözlenmemiştir. C/N oranı 1.6 ve 1.5 oranlarında ise filtre çıkış suyunda nitrit birikimi gözlenmiştir. Sonuç olarak C/N 1.6 ve 1.5 C/N oranları biyolojik denitrifikasyon için yetersizdir.

Sürekli deneysel çalışma mikroorganizma ölçüm sonuçlarına bakıldığında; tüketilen azot konsantrasyonuna karşılık mikroorganizma artışı lineerdir. Ancak bu artış karbon kaynağı asetik için etanole göre daha fazladır. Elde edilen tüm veriler incelendiğinde, asetik asit karbon kaynağında mikroorganizma artışı daha fazla olmasına karşılık nitrat giderim verimi etanol karbon kaynağı için daha fazla ve hızlı gerçekleşmektedir.

Yapılan çalışma sonucu tüm veriler göz önüne alındığında; YKF'nin, istenilen azot gideriminin ve aynı zamanda katı madde giderimini sağlaması ile içme sularından biyolojik denitrifikasyonla nitrat gideriminde uygun bir yöntem olabileceği kanaatine varılmıştır.

**KAYNAKLAR**

Ağacık, G., 1976, Yüksek Nitratlı Sulardan Nitratın Giderilmesi, DSİ Teknik Bülteni, sayı:39, s.626.

Akar, A., 2000, İçme suyu Açısından Kirlilik Parametrelerinin İncelenmesi, İ.T.Ü., Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, s.141.

Alçıçek, A. ve Başlar, S., 1995, Bitki ve Sularda Aşırı Nitrat Birikiminin Sonuçları, Ekoloji Çevre Dergisi, 14:15-18.

Anonymous, 1985, LISEDA, Health Effect Criteria Document for Nitrate/Nitrite USEPA Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, Washington DC

APHA, 1998, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20<sup>th</sup>, American Public Health Association / American Water Works Association /Water Environment Federation Washington DC, USA.

Aslan, Ş., 2001, İçme Sularından Biyolojik Denitrifikasyon Yöntemiyle Nitrat Giderimi, 3. Kentsel Altyapı Ulusal Sempozyumu Bildiriler Kitabı, s.293-303, Eskişehir

Aslan, Ş., 2002, Combined Biological Removal of Pesticides and Nitrates in Drinking Waters, Doktora Tezi, DEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir

Aslan, Ş., ve Türkman, A., 2002, Groundwater Pollution Problems in Turkey, Groundwater and Human Development, IAHS-ALHSD Congress in Mardel Plata, pp. 143-152, Argentina,

Aslan, Ş., ve Türkman, A., 2003, İçme sularından Biyolojik Denitrifikasyon Yöntemiyle Nitrat Gideriminde Ortam Koşullarının Etkisi, "DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi", Cilt. 5, Sayı. 1

Aslan, Ş. ve Türkman, A., 2004, Simultaneous Biological Removal of Endosulfan and Nitrates from Drinking Waters Using Wheat Straw as Substrates, Environment International, Vol 30, Issue 4, pp. 449-455.

Bandpi, A. ve Elliott, D., J., 1996, Nitrat Removal from Ground Water Using an Anoxic-Aerobic Rotating Biological Contactor, Water Science and Technology, vol. 34, No. 1-2 pp 323-330.

Bhumbla, D.K., 2001, Agriculture Practices and Nitrate Pollution of Water, <http://www.Caf.wvu.edu/~farage/nitratepollution/nitrate.htm>

Boley, A., Müller, W-R. ve Haider, G., 2000, Biodegradable Polymers as Solid Substrate and Biofilm Carrier for Denitrification in Recirculated Aquaculture Systems, Aquacultural Engineering, 22, 75-85.

Boşgelmez, A., Boşgelmez, İ., Savaşçı, S., Paşlı, N. ve Kaynaş, S., 1997, "Ekoloji-I", Başkent Klişe ve Matbaacılık, Yayın No. 6, Ankara, s. 106-145

Campos, L.C., Su, M.F.J., Graham, N.J.D. ve Smith, S.R., 2002, Biomass Development in Slow Sand Filters. Water Research, 36, 4543-4551,

Cantilife, D. J., 1973, Nitrate Accumulation in Table Beets and spinach as Affected by Nitrogen , Sources and Potential Health Effect, Journal AWWA, Vol.55 , No:3 , s.120 -135.



Claus G. ve Kutzner H.J., 1985, Autotrophic Denitrification by Thiobacillus Denitrificans in a Packed Bed Reactor. Appl. Microbial. Botechn., 22. p.p. 289-296.

Çelebioğlu İ., Y.N. , 1980, Toprak Mikrobiyolojisi Ders Notları, Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi yayınları , Erzurum

Dahab, M.F. ve Lee Y.W.,1988, Nitrate Removal From Water Supplies Using Biological Denitrification, Journal of W.P.C.F., 90. 9.p.p.1670-1676.

Dahab , F.M., 1992, Nitrate Treatment Methods: An Overview , NATO ASI Series G. 30, s. 289-405.

Dahab, M.F. ve Sirigina, S., 1994, Nitrate Removal From Water Supplies Using Bionitrification and GAC- Sand Filter System, Water Science and Technology, vol. 30, No.9, 133-139 pp.

Delange B., Nakaruma F., Myoga H., Magarat Y. ve Guibal E. , 1994, Drinking Water Denitrification in a Membrane Bioreactor. Water Science and Technology, 30(6), 157-160.

Eckenfelder, W. ve Argaman, Y., 1979, Kinetics of Nitrogen Removal for Municipal and Industrial Applications, Advances in Water and Wastewater Treatment, pp. 23-41.

Eisentraeger, A., Klag, P., Vansbostter, B., Heymann, E. ve Dott, W., 2001, Denitrification of Groundwater with Methan as Sole Hydrogen Donor, Water Research Vol. 35, No. 9, 2261-2267 pp.

Erdoğan, Ö.T., Özkan, N., Çakıroğlu, E., 2000, İçme Sularında Nitrat ve Nitrit Varlığı, Gap-Çevre Kongresi Kitabı, Şanlıurfa, Cilt 2, Takım No:88-4, s.1209-1216.

Eroğlu, V., 1995, Su Tasfiyesi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul, s.230

Eroğlu, A., 2004, İçme Sularından Nitrat Giderim Yöntemleri, Cumhuriyet Üniversitesi, Bitirme Tezi, Sivas, s. 48-54, 85-105.

Fan, A., M., ve Steinberk, V., E., 1996, Health Implication of Nitrate and Nitrite in Drinking Water: an update on methamoglobinemia occurrence and reproductive and development toxicity, Repul . Toxicol. Pharmacol. 23 part 1, 25-43.

Farooq, S. ve Nakhla , 2002, Simultaneous Nitrification –Denitrification in Slow sand Filters, Journal of Hazardous Materials, 3927, 1-13.

Fries M.R., Zhou J., Chee-Sanford J. ve Tiedje J.M. , 1994, Isolation , Characterization and Distribution of Denitrifying Toluene Degradors from a Variety of Habitats . Appl. Environ . Microbial ., Vol:60-8,p.p.2802-2810.

Gayle, B. P., Boardman, G. , Sherrard, J. H. ve Benoit, R. E., 1989, Biological Denitrification of Water, Journal of Environmental Engineering, Vol.115, No. 5, pp. 930-943.

Geldiay, R. ve Kocataş, A., 1970, Deniz Biyolojisine Giriş. Ege Üniv. Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:31, s. 301

Genç, N., 1992, İçme Suyundan Nitrat Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun

- Green, M., Tarre, S., Schnizer, M., Bogdan, B., Shelef, G. ve Armon, R., 1994a, Groundwater Denitrification Using an Upflow Sludge Blanket Reactor, *Water Research* Vol. 28, No, 3, 631-637.
- Green, M., Tarre, S., Schnizer, M., Bogdan, B., Shelef, G. ve Sorden, C., 1994b, Fluidized Bed Reactor Operation for Groundwater Denitrification, *Water Science and Technology*, vol. 29, No. 10-11, pp 509-515.
- Gomez, M.A., Gonzales,-Lopez, J. ve Hantoric-Garcia, E., 2000, Influence of Carbon Source on Nitrate Removal of Contaminated Groundwater in a Denitrifying Submerged Filter, *Journal of Hazardous Materials*, B80, 69-80.
- Gomez, M.A., Hontorie-Garcia, E. ve Gonzales-Lopez, J., 2002, Effect of Oxygen Concentration on Nitrate Removal from Groundwater using a Denitrifying Submerged Filter, *Journal of Hazardous Materials*, B90, 267-278.
- Gökkuş, A. ve Koç, A., 1993, Mera Ekosistemlerinde Azot Döngüsü. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 7:3-9
- Gros, H. ve Treutler, K., 1986, Biological Denitrification Process with Hydrogen Oxidizing Bacteria for Drinking Water Treatment, *Agua*, 5, 288-290 pp.
- Hiscock K. M., Lloyd, J. W. ve Larner, D.N., 1991, Review of Natural and Artificial Denitrification of Groundwater, *Water Research*, Vol. 25, s 1099-1111.
- İleri, R., 2000, "Çevre Biyoteknolojisi", Değişim Yayınları, Adapazarı, S. 43
- Kaplan, D.L., Riley, P.A., Pierce, J. ve Kaplan A.M., 1987, Denitrification of High Nitrate Load-Efficiency of Alternative Carbon Source, *Int. Biodeter*, 23(4).p.p.233-248.
- Karagözoğlu, B., Altın, A. ve Altın, S., 1998, Sularda Bulunan Nitratın Kaynakları, İnsan Sağlığına Etkileri ve Arıtma Yöntemleri, I. Atıksu Sempozyumu Bildiri Kitabı, Kayseri, s. 50-53.
- Keskin, H., 1975, Gıda Kimyası, 3. Baskı, İstanbul Üniversitesi Yayınları, Sayı: 1980, Kimya Fakültesi No:21, İstanbul, s. 1046.
- Kınalı, L., 1994, İçme Sularında İyon Değişimi ve Biyolojik Denitrifikasyonla Nitrat Gideriminin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, On Dokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun.
- Knowles, R., 1982, Denitrification, *Microbiological Reviews*, 46 (1), 43-70 pp.
- Kocataş, A., 1986, Oceanoloji, Deniz Bilimlerine Giriş. Ege Üniv. Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:114, s.358.
- Kocataş, A., 1992, Ekoloji ve Çevre Biyolojisi, Ege Üni. Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:142, Bornova-İzmir, s.564.
- Koenig, A. ve Liu, L.H., 2001, Kinetic Model of Autotrophic Denitrification in Sulphur Packed-Bed Reactors, *Water Research*, 35, 8, 1969-1978.
- Kraemer, M. Baumgaertner, M., Bender, M. ve Conrad, R., 1990, Consumption of NO by Methanotrophic Bacteria in Pure Culture and in Soil. *FEMS Microbial Ecol.* 73 (4), 345-350.
- Kurt, M., Dunn, I.J. ve Bourne, J.R., 1987, Biological Denitrification of Drinking Water Using Autotrophic Organisms with in a Fluidized Bed Biofilm Reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 19 (4), pp.493-501.

- Liu, L.H. ve Koenig, A., 2002, Use of Limestone for pH Control in Autotrophic Denitrification: Batch Experiments, *Process Biochemistry*, 37, 885-893.
- Mansell, B.O. ve Schroeder, E.D., 1999, Biological Denitrification in a Continuous Flow Membrane Reactor, *Water Research*, 33, 8, 1845-1850.
- Mirvish S., 1991, The Significance for Human Health of Nitrate, Nitrite and N-Nitroso Compounds, Nitrate Contamination: Exposure, Consequence and Control, Bogardi, I. and Kuzelka, R. D. (ed), In. NATO ASI Series G:Ecological Sciences, Springer Verlag , 30, 253-266
- Mohseni-Bandpi, A. ve Eliot, D.J., 1996, Nitrate Removal from Groundwater Using an Anoxic-Aerobic Rotating Biological Contactor, *Water Science and Technology*, Vol. 34, No. 1-2, 323-330 pp.
- Mohseni-Bandpi, A., Eliot, D.J. ve Memeny-Mazdek, A., 1999, Denitrification of Groundwater Using Acetic Acid as a Carbon Source, *Water Science and Technology*, vol. 40, No. 2, 53-59 pp.
- Muslu, Y., 1985, Su Temini ve Çevre Sağlığı, İstanbul Teknik Üniversitesi Matbaası, Gümüşsuyu, c-III, s.46-50, 164-167
- Nuhoğlu, A., Pekdemir, T., Yıldız, E., Keskinler, B. ve Akay, G., 2002, Drinking Water Denitrification by a Membrane Bio-Reactor, *Water Research*, 36, 1155-1166.
- Ökmen G., Algur, Ö., 2000, Farklı Karbon Kaynaklarının ve C/N Oranlarının Mikrobiyal Denitrifikasyon Üzerine Etkileri, *Turkish Journal of Biology*, Tübitak, s. 533-542.
- Öndeş, A.D. ve Zabunoğlu, S., 1991, "Çeşitli Azotlu Gübrelerin Sebzeerde Nitrat Birikmesine Etkisi", *Türk Tarım Ormancılık Dergisi* 15:445-460.
- Özdemir, M., ve Kırımhan, S., 1982, "Erzurum Merkez Çevre Sularında Nitrat ve Nitrit Araştırılması", *TÜBİTAK, Doğa Derg.*, Seri B, Cilt 6, 2, s.49-53.
- Pirinççi, İ., 1991, Nitrat ve Nitritin Yol Açtığı Çevre Kirlenmesi Sorunları, 1. Uluslar arası Çevre Koruma Sempozyumu Bildiriler Kitabı, c.2, s.191-203.
- Rajapakse J. P. ve Scutt J. E., 1999, Denitrification With Natural Gas and Various New Growth Media, *Water Research*, 33(18), 3723-3734.
- Rittman, B. E. ve Huck, P. M., 1989, Biological Treatment of Public Water Supplies, *Critical Reviews in Environmental Control*, 19, pp. 119-184.
- Roger , Y., 1970, *Microbial World* . 3rd Edition , Staier, USA .
- Shrimali, M. ve Singh, K.P., 2001, New Methods of Nitrate Removal From Water, *Environmental Pollution* , 112, 351-359.
- Soares, M.I.M. ve Abeliovich, A., 1998, Wheat Straw as Substrate for water Denitrification, *Water Research*, Vol 32, No 12, 3790- 3794 pp.
- Soares, M. I., 2002, Denitrification of Groundwater with Elemental Sulfur, *Water Research*, 36, 1392-1395.
- Sorg, T.J., 1980, Compare Nitrate Removal Methods, *Water and Wastes Engineering*, December, pp. 26-31

Sorokin, D.Y., Kenen, J.G. ve Jetten, M.S.M., 2001, Denitrification at Extremely High pH Values by the Alkaliphilic, Obligately Chemolithoautotrophic, Sulfur-Oxidizing Bacterium *Thialkalivibrio Denitrificans* Strain ALJD, *Arch Microbiol*, 175, 94-101.

Spence, M.J., Bottrell, S.H., Higgo, J.J.W., Harrison, I., ve Fallick, A.E., 2001, Denitrification and Phenol degradation in a Contaminated Aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology*, 53, 305-318.

Stouthamer, A.H., 1991, Metabolic Regulation Including Anaerobic Metabolism in *Paracoccus Denitrificans*, *Journal of Bioenergetics and Biomembranes* , Vol:23, No:2, p.p.163-185.

Sular, Y., 2002, Biological Denitrification in Drinking Water, DEÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, s. 57.

Şişli, M.N., 1996, Çevre Bilim Ekoloji, Yeni Fersa Matbaacılık, Ankara, s. 492.

Timmermann P. ve Haute V., 1983, Denitrification with Methanol. *Water Res.*, Vol:17-10, p.p. 1267-1274.

Till B., Weathers L.J. ve Alvarez PJJ., 1998, Fe(0)-Supported Autotrophic Denitrification, *Env. Sci. Technol.* 32 634-639.

TSE, 1988, Türk İçme Suyu Standardı, 4 Eylül 1988 Tarih ve 199/19 sayılı Resmi Gazete

Uslu, D. ve Türkman, A., 1987, Su Kirliliği ve Kontrolü, T.C.Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara, s.140-154.

Van Der Hoek, J.P., ve Klapwijk, A., 1987, Nitrate Removal from Groundwater, *Water Research*, 21, 8, 989-997.

Van Der Hoek, J.P., Van Der Ven, P.J.M. ve Klapwijk, A.,1988, Combined Ion Exchange/Biological Denitrification for Nitrate Removal from Groundwater Under Different Process Conditions, *Water Research*, 30, (4), pp.679-684..

Van Verseveld H.V. ve Bosma G., 1987, The Respiratory Chain and Energy Conservation in the Mitochondrion-Like Bacterium *Paracoccus Denitrificans*, *Microbiological Sciences*, Vol:4, No: 11, pp. 329-333.

Varela, M.M. S., Gonzalez, A. L. ve Perez, M.L.T., 1995, Impact of Nitrates in Drinking Water on Cancer Mortality in Valencia, Spain, *Eur. J., Epidemiol*, 11(1), 15-21.

Vestrate, W. ve Van Vaerenbergin E.,1986, Aerobic Activated Sludge, In *Biotechnology* (Edited by Schönborn W.) VCH, Weicheim

Volokita, M., Belkın, S., Abeliovich, A., ve Soares, M. I. M., 1996a, Biological Denitrification of Drinking Water Using Newspaper, *Water Research*, 30,4, 965-971.

Volokita, M., Abeliovich, A., ve Soares, M., I.,M., 1996b, Denitrification of Groundwater Using Cotton as Energy Source . *Water Science and Technology*, 34(1-2), 379-385.

Wasik, E., Bahdziewicz, J. ve Blasszczyk, M., 2001, Removal of Nitrates From Groundwater by a Hybrid Process of Biological Denitrification and Microfiltration Membrane. *Process Biochemistry*. 37, 57-64.

Wattanachira, S. ve Fujita, K., 1990, The Effects of Filtrate Rate, Temperature, pH, Alkalinity on Biological Denitrification in Granular Filters, *Journal of Japan, Water Works Ass.*, 59, 2-8.

WHO (World Health Organization), Guidelines For Drinking Water Quality. 1:Geneva ;1984

Wilderer P.A., Jones W. L. ve Don V. , 1987, Competition in Denitrification Systems Affecting Reduction Rate and Accumulation of Nitrite , Water Reseorch., 21, 239-245.

Yatong,, X., 1996, Volatile Fatty Acids Carbon Source for Biological Denitrification, Journal of Environmental Sciences, September, 8, 3, 257-260.

**EKLER**

Ek 1. Deneysel Kum Filtresi Yan Görünüş



Ek 2. Deneysel Kum Filtresi Ön Görünüş

**ÖZGEÇMİŞ**

1981 yılında Tokat'ta doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Tokat'ta tamamladı ve 2000 yılında Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünü kazandı. 2004 yılında lisans eğitimini tamamladıktan sonra Yrd. Doç Dr. Şükrü Aslan danışmanlığında yüksek lisans eğitimine başladı.