



**SENTETİK YERALTI SUYUNDAN
NİTRAT KİRLİLİĞİNİN *Tetradesmus obliquus*
ALG KÜLTÜRÜ KULLANILARAK GİDERİLMESİ
Doktora Tezi**

Eda TUNA ÖZTÜRK

Eskişehir 2019

SENTETİK YERALTI SUYUNDAN NİTRAT KİRLİLİĞİNİN
Tetradesmus obliquus ALG KÜLTÜRÜ
KULLANILARAK GİDERİLMESİ

Eda TUNA ÖZTÜRK

DOKTORA TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç.Dr. Serdar GÖNCÜ

Eskişehir

Eskişehir Teknik Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Temmuz 2019

Bu tez çalışması Eskişehir Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu Başkanlığı tarafından desteklenmiştir. Proje No: 1601F023

JÜRİ VE ENSTİTÜ ONAYI

Eda TUNA ÖZTÜRK'ün Sentetik Yeraltı Suyundan Algler İle Nitrat Kirliliğinin Giderilmesi" başlıklı tezi 26/07/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından değerlendirilerek "Eskişehir Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliği"nin ilgili maddeleri uyarınca, Çevre Mühendisliği Anabilim dalında Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Unvanı Adı Soyadı

İmza

Üye (Tez Danışmanı)

: Doç.Dr. Serdar GÖNCÜ

Üye

: Prof. Dr. Erdem A. ALBEK

Üye

: Prof. Dr. Aydın AKBULUT

Üye

: Doç.Dr. İlkay AÇIKGÖZ ERKAYA

Üye

: Doç.Dr. Semra MALKOÇ

Prof.Dr. Murat TANIŞLI

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Müdürü

ÖZET

SENTETİK YERALTI SUYUNDAN NİTRAT KİRLİLİĞİNİN *Tetradesmus obliquus* ALG KÜLTÜRÜ KULLANILARAK GİDERİLMESİ

Eda TUNA ÖZTÜRK

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Temmuz 2019

Danışman: Doç.Dr. Serdar GÖNCÜ

Yeraltı sularında nitrat kirliliğinin gideriminde iyon değişimi, ters ozmoz, elektrodializ ve denitrifikasyon gibi arıtım yöntemleri kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin işletme maliyetinin yüksek olması, ikincil bir arıtım gerektirmesi, açığa çıkan atıkların bertarafının kolay olmaması ve ilave bir kimyasala ihtiyaç duyulması gibi nedenlerden dolayı alternatif bir yöntem olan ve tez çalışmasının konusunu oluşturan alg kültürleri ile nitrat kirliliğinin giderimi incelenmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında; yeraltı sularında önemli bir kirlilik parametresi olan nitratın *Tetradesmus obliquus* türü ile giderilmesi ve giderime etki eden optimum koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır. Bölmelerin naylon membran ile ayrıldığı bir reaktör tasarımı yapılmıştır. Fotobiyoreaktör ve membran biyoreaktörün birlikte kullanıldığı deney düzeneğinde farklı ışık, farklı sıcaklık, farklı pH ve farklı hava debisi koşullarında *Tetradesmus obliquus* türünün nitrat giderimine etkisi incelenmiştir. Elde edilen veriler sonucunda; 28 °C sıcaklık, 24 saat ışık süresi, pH 8 ve 0,5 L/dk hava debisi verilmesi durumunda on günün sonunda nitrat derişiminin 170 mg NO₃⁻/L'den 32 mg NO₃⁻/L'ye düştüğü ve %81 oranında bir giderim verimine ulaşıldığı görülmüştür. Gerçekleştirilen tez çalışması ile, yeraltı sularından nitrat gideriminde alg kültürlerinin kullanılabilceği ve giderim sonrasında alg kültürlerinin ortamdan uzaklaştırılması için ilave bir arıtım yöntemine ihtiyaç duyulmayacağı görülmüştür.

Anahtar Sözcükler: Nitrat giderimi, Yeraltı suyu arıtımı, Membran teknolojisi, Mikroalg, *Tetradesmus obliquus*.

ABSTRACT
NITRATE REMOVAL FROM SYNTHETIC GROUNDWATER
BY *Tetradesmus obliquus* ALGAE CULTURE

Eda TUNA ÖZTÜRK

Department of Environmental Engineering
Eskişehir Technical University, Institute of Graduate Programme, July, 2019

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Serdar GÖNCÜ

Ion exchange, reverse osmosis, electrodialysis and denitrification are known methods used for nitrate removal from ground water. In this study, nitrate removal by algae culture was investigated as a new alternative treatment method to the others which have several disadvantages; high operating costs, waste disposal difficulties, and necessity of secondary treatment and additional chemicals.

In this thesis; it was aimed to eliminate nitrate, which is an important pollution parameter in groundwater, by *Tetradesmus obliquus* and to determine the optimum conditions affecting nitrate removal. A bioreactor was designed with its chambers separated by a nylon membrane. This membrane bioreactor and a photobioreactor were used together for the experiments to investigate the effect of *Tetradesmus obliquus* species in nitrate removal under different conditions, such as: different light, different temperature, different pH values and different air flow rate. Obtained data showed that under the 28 °C temperature, 24 hours light time, pH 8, and 0,5 L/min air flow rate conditions, the nitrate concentration was reduced from 170 mg NO₃⁻/L to 32 mg NO₃⁻/L in 10 days with a removal efficiency of 81%. With this thesis study, it was determined that algae cultures could be used for removal of nitrate from groundwater and required no additional treatment methods for its own elimination.

Keywords: Nitrate removal, Groundwater treatment, Membrane technology, Microalgae, *Tetradesmus obliquus*.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışmanın gerçekleşmesi için bilimsel araştırma projelerinden fon sağlayan Eskişehir Teknik Üniversitesi'ne;

Doktora eğitimimin başında kendisi ile çalışmak istediğimi söylediğimde beni tanımamasına rağmen kabul edip, bu süreçte her türlü maddi, manevi desteğini ve hoşgörüsünü esirgemeyen, bilgi birikimini her daim benimle paylaşan, öğrenciliğimin son yıllarını hep güzel anılarla hatırlamamı sağlayacak olan değerli danışman hocam Sn. Doç.Dr. Serdar GÖNCÜ'ye;

Tez izleme jürimde yer alan, tecrübelerine ve yönlendirmelerine her zaman saygı duyduğum Sn. Prof. Dr. Erdem Ahmet ALBEK'e ve tanıştığımız günden bu yana iyi niyeti ve güler yüzlülüğü ile her zaman bana yardımcı olan "iyi ki tanımışım" dediğim değerli hocam Sn. Prof. Dr. Aydın AKBULUT'a;

Tez çalışmalarımın başında laboratuvarını kullanmama izin vererek çalışmalarına daha erken başlamama yardımcı olan değerli hocam Sn. Doç.Dr. Semra MALKOÇ'a;

Tez savunma jürimde yer alarak değerli düşünce ve önerilerini benimle paylaşan Sn. Doç.Dr. İlkay AÇIKGÖZ ERKAYA'ya;

Amerika'da bulunduğum sürede tanıştığım ve hayatımdaki en büyük kazançlarımdan birisi olan çok sevdiğim dostum Zehra YİĞİT AVDAN'a;

Öğle yemeklerimin vazgeçilmez ismi olup, üniversitenin bana kazandırdığı canım arkadaşım Derya ÖVER KAMAN'a;

Doktora çalışmalarım boyunca laboratuvarında sağ kolum olan, çok emek harcayan sevgili meslektaşım Emre TURĞUT'a;

Taramalı elektron mikroskobu (SEM) görüntülerinin alınmasına yardımcı olan ODTÜ Merkez Laboratuvarı'na;

Yıllardır her anımda yanı başımda olan ve varlıkları ile mutlu olduğum kadim dostlarım Serap TOPAL HELVACI ve Başak ÇETİNGÜÇ'e;

Hayatımın son on altı ayını cennete çeviren, bana mutluluğun tanımını yaptıran ve gülümsediğinde her şeyi unuttuğum en iyi arkadaşım, canım oğlum Demir ÖZTÜRK'e;

Sabrı, hoşgörüsü ve sevgisi ile her an yanımda olan, bu süreçte bana destek olmak için benimle birlikte araştıran, sorgulayan, analiz yapan ve uykusuz kalan canım yol arkadaşım Seçkin ÖZTÜRK'e;

Aile kelimesinin içini hep dolu dolu yaşatan, uzak-yakın demeden hep bir arada olduğumuz, desteklerini ve sevgilerini esirgemeyen canım ablalarım, emekleri hiç ödenemeyecek olan anneme ve babama, Fardad'a ve evimizin neşe kaynağı teyzesinin kıymetlisi yeğenim Ender Efe'ye;
en içten teşekkürlerimi sunarım.

Eda TUNA ÖZTÜRK

26 Temmuz 2019



Sevgili eşim ve oğlum Demir'e...

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalardan bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi; bu çalışmanın Anadolu Üniversitesi tarafından kullanılan “bilimsel intihal tespit programı”yla tarandığını ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Eda TUNA ÖZTÜRK

İÇİNDEKİLER

Sayfa

BAŞLIK SAYFASI	i
JÜRİ VE ENSTİTÜ ONAYI.....	ii
ÖZET	iii
ABSTRACT.....	iv
TEŞEKKÜRLER.....	v
ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ.....	vii
İÇİNDEKİLER	viii
TABLolar DİZİNİ.....	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
GÖRSELLER DİZİNİ	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xv
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Çalışmanın Amacı	1
1.2. Çalışmanın Önemi.....	1
2. LİTERATÜR BİLGİLERİ	3
2.1. Alglerin Tanımı ve Genel Özellikleri.....	3
2.1.1. Alglerin morfolojik özellikleri ve üremeleri.....	3
2.1.2. Alglerin sınıflandırılması	3
2.1.2.1 <i>Tetrademus obliquus</i>	3
2.1.3. Alg kültürünün büyüme kinetiği.....	4
2.1.4. Mikroalg üretimine etki eden faktörler.....	7
2.1.4.1. Besin maddesi	8
2.4.1.2. Sıcaklık	8
2.4.1.3. pH.....	9
2.4.1.4. Işık yoğunluğu	9
2.1.5. Alg üretim yöntemleri	9
2.1.5.1. Açık havuzlar.....	9
2.1.5.2. Kapalı sistemler	10
2.1.6. Mikroalg kültürlerinin hasat edilmesinde kullanılan teknikler...	12
2.1.7. Alglerin kullanım alanları	15
2.2. Azotlu Bileşikler ve Nitrat Kirliliği.....	16
2.2.1. Nitrat.....	16

2.2.1.1.	İçme suları için nitrat sınır değerleri.....	17
2.2.1.2.	Nitratın insan sağlığına etkileri.....	17
2.2.1.3.	Yeraltı sularında nitrat kirliliği	18
2.3.	Nitrat Giderim Yöntemleri.....	19
2.3.1.	İyon değişimi	20
2.3.1.1.	İyon değişimi yönteminin avantaj ve dezavantajları	20
2.3.2.	Ters ozmoz	21
2.3.2.1.	Ters ozmoz yönteminin avantaj ve dezavantajları.....	21
2.3.3.	Elektrodiyaliz.....	22
2.3.3.1.	Elektrodiyaliz yönteminin avantaj ve dezavantajları	22
2.3.4.	Biyolojik denitrifikasyon	23
2.3.4.1.	Biyolojik denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları	24
2.3.5.	Kimyasal denitrifikasyon.....	24
2.3.5.1	Kimyasal denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları	25
2.3.6.	Fotosentetik mikroorganizmalarla biyolojik arıtım.....	25
2.4.	Membran Teknolojisi.....	26
2.4.1.	Membranların tarihçesi	26
2.4.2.	Membranların sınıflandırılması.....	26
2.4.3.	Membran türleri.....	28
3.	LİTERATÜRDE YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR.....	29
3.1.	Nitrat Kirliliği Giderimi İle İlgili Yapılan Çalışmalar	29
3.1.1.	Atıksulardan alg kültürleri ile nitrat kirliliğinin giderimi konusunda yapılan çalışmalar	29
3.1.2.	Yeraltı sularında nitrat kirliliği konusunda yapılan çalışmalar ..	30
3.1.2.1.	Türkiye’de yeraltı sularındaki nitrat kirliliği üzerine yapılan çalışmalar	30
3.1.2.2.	Yeraltı sularından nitrat kirliliğinin giderilmesi konusunda yapılan çalışmalar.....	32
4.	MATERYAL VE METOT.....	37
4.1.	Alg Kültürü ve Devamlılığının Sağlanması	37
4.1.1.	Mikroalg	37
4.1.2.	Kültür besi yeri	38

4.1.3. Mikroalg kültürünün aşılması	39
4.2. Sentetik Yeraltı Suyunun Hazırlanması	40
4.3. Tasarım Reaktör	41
4.4. Fotobiyoreaktör	43
4.5. Deney Düzeneginin Hazırlanması.....	47
4.6. Deneysel Yöntemler.....	49
4.6.1. pH ölçümü	49
4.6.2. OD ölçümü	50
4.6.3. Klorofil-a ölçümü.....	51
4.6.4. Nitrat tayini.....	53
4.6.5. Fosfat tayini.....	55
4.6.6. Çözünmüş organik karbon tayini	58
4.6.7. Peristaltik pompa kalibrasyonu	59
5. FARKLI ORTAM KOŞULLARINDA <i>Tetradismus obliquus</i> TÜRÜNÜN SENTETİK YERALTI SUYUNDAN NİTRAT KİRLİLİĞİ GİDERİMİNE ETKİSİNİN İNCELENMESİ	62
5.1. <i>Tetradismus obliquus</i> Türünün Büyüme Eğrisi.....	62
5.2. Farklı Işık Sürelerinin Nitrat Giderimine Etkisi	63
5.2.1. Bulgular ve değerlendirme	64
5.3. Farklı Sıcaklık Değerlerinin Nitrat Giderimine Etkisi.....	67
5.3.1. Bulgular ve değerlendirme	67
5.4. Farklı pH Değerlerinin Nitrat Giderimine Etkisi	71
5.4.1. Bulgular ve değerlendirme	71
5.5. Farklı Hava Debilerinin Nitrat Giderimine Etkisi.....	75
5.5.1. Bulgular ve değerlendirme	75
5.6. <i>Tetradismus obliquus</i> Türünün Optimum Koşullar Altında Sentetik Yeraltı Suyundan Nitrat Giderimine Etkisinin İrdelenmesi.....	79
5.6.1. Bulgular ve değerlendirme	79
5.7. Çözünmüş Organik Karbon Analizleri.....	82
6. SONUÇ ve ÖNERİLER	83
KAYNAKÇA.....	85
ÖZGEÇMİŞ	

TABLolar DİZİNİ

Sayfa

Tablo 2.1.	Mikroalg üretimine etki eden parametrelerin aralık ve optimum değerleri	8
Tablo 2.2.	Mikroalg hasat yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları.....	14
Tablo 2.3.	Farklı gıda maddeleri ile mikroalg kültürlerinin genel bileşimleri (% kuru ağırlık cinsinden).....	15
Tablo 4.1.	BBM besi yerinin hazırlanması	39
Tablo 4.2.	Sentetik yeraltı suyunun hazırlanması.....	41
Tablo 4.3.	Klorofil-a derişimlerinin fluorometre cihazındaki değerleri	52
Tablo 4.4.	Farklı derişimlerdeki nitrat azotunun iyon kromatografi sonuçları.....	54
Tablo 4.5.	Farklı fosfat derişimlerin DR2400 cihazındaki sonuçları	57
Tablo 4.6.	Shimadzu TOC-VCPH cihazında çözünmüş organik karbon kalibrasyonu	58
Tablo 4.7.	Heidolph Pumpdrive 5201 peristaltik pompa verileri	60
Tablo 5.1.	Farklı ışık süreleri için biyoreaktörün çalışma koşulları	63
Tablo 5.2.	Farklı sıcaklık değerleri için biyoreaktörün çalışma koşulları	67
Tablo 5.3.	Farklı pH değerleri için biyoreaktörün çalışma koşulları.....	71
Tablo 5.4.	Farklı hava debileri için biyoreaktörün çalışma koşulları	75
Tablo 5.5.	Optimum koşullar için biyoreaktörün çalışma koşulları	79
Tablo 5.6.	Shimadzu TOC-VCPH cihazında gerçekleştirilen çözünmüş organik karbon analiz sonuçları.....	82

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1. <i>Tetradesmus obliquus</i> kültürünün şematik gösterimi	4
Şekil 2.2. Alg kültürünün büyüme kinetiği	5
Şekil 2.3. Monod sabitlerinin deneysel veriler kullanılarak belirlenmesi.....	7
Şekil 2.4. Nitrat iyonunun kimyasal yapısı	16
Şekil 2.5. Nitratın yeraltı suyuna geçişi sırasında gerçekleşen sürecin şematik gösterimi	19
Şekil 2.6. Membranların gözenek çaplarına göre boyutlandırılması ve gideriminde etkili oldukları maddeler.....	27
Şekil 4.1. LED ışık panelinin spektrum görüntüsü	40
Şekil 4.2. Reaktörün patlatılmış perspektif görünüşü	42
Şekil 4.3. Fotobiyoreaktörün genel görünümü.....	44
Şekil 4.4. Kültür kabının etrafında bulunan ışık ceketinin görünümü	44
Şekil 4.5. Kültür kabının teknik çizimi	46
Şekil 4.6. Deney düzeneğinin şematik gösterimi	48
Şekil 4.7. Fotobiyoreaktör sisteminde kullanılan OD probu.....	50
Şekil 4.8. Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı için kalibrasyon eğrisi	52
Şekil 4.9. İyon kromatografi cihazında nitrat azotu kalibrasyon eğrisi	55
Şekil 4.10. DR2400 Spektrofotometre cihazında fosfat kalibrasyon eğrisi	57
Şekil 4.11. TOC-VCPH cihazında çözünmüş organik karbon kalibrasyon eğrisi	59
Şekil 4.12. Peristaltik pompa kalibrasyon eğrisi	61
Şekil 5.1. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün büyüme eğrisi	62
Şekil 5.2. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün farklı ışık koşullarında büyüme eğrisi	64
Şekil 5.3. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün farklı ışık koşullarında nitrat giderimine etkisi.....	65
Şekil 5.4. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün farklı ışık koşullarında fosfat giderimine etkisi.....	66
Şekil 5.5. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün farklı sıcaklık koşullarında büyüme eğrisi.....	68
Şekil 5.6. <i>Tetradesmus obliquus</i> türünün farklı sıcaklık koşullarında nitrat giderimine etkisi.....	69

Şekil 5.7. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı sıcaklık koşullarında fosfat giderimine etkisi.....	70
Şekil 5.8. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı pH koşullarında büyüme eğrisi.....	72
Şekil 5.9. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı pH koşullarında nitrat giderimine etkisi.....	73
Şekil 5.10. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı pH koşullarında fosfat giderimine etkisi.....	74
Şekil 5.11. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı hava debisi koşullarında büyüme eğrisi.....	76
Şekil 5.12. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı hava debisi koşullarında nitrat giderimine etkisi.....	77
Şekil 5.13. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün farklı hava debisi koşullarında fosfat giderimine etkisi.....	78
Şekil 5.14. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün optimum koşullarda büyüme eğrisi	79
Şekil 5.15. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün optimum koşullarda nitrat giderimine etkisi.....	80
Şekil 5.16. <i>Tetradismus obliquus</i> türünün optimum koşullarda fosfat giderimine etkisi.....	81

GÖRSELLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Görsel 2.1. Açık alg havuzları	10
Görsel 2.2. Tübüler fotobiyoreaktör sistemi görünümü	11
Görsel 2.3. Torba tipi alg üretim kolonları	12
Görsel 2.4. a) Düz plaka b) İçi boşluklu fiber c) Tübüler d) Çok delikli membranlar	28
Görsel 4.1. <i>Tetrademus obliquus</i> türünün optik mikroskop görüntüleri (100x büyütme)	37
Görsel 4.2. <i>Tetrademus obliquus</i> türünün genel (a) ve detaylı (b) taramalı elektron mikroskop (SEM) görüntüleri	38
Görsel 4.3. İklimlendirme kabini içerisinde bulunan alg kültürleri	40
Görsel 4.4. Deney düzeneği görseli	48
Görsel 4.5. pH ölçümlerinde kullanılan HACH HQ40d multiölçüm cihazı	50
Görsel 4.6. Klorofil-a ölçümlerinde kullanılan Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı	51
Görsel 4.7. Thermo Orion Star A329 multi ölçüm cihazı ve nitrat probu	53
Görsel 4.8. Nitrat ölçümlerinde kullanılan iyon kromatografi cihazı	54
Görsel 4.9. Fosfat ölçümlerinde kullanılan DR2400 spektrofotometre cihazı	56
Görsel 4.10. Deneysel çalışmalarda kullanılan peristaltik pompa	60

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

BBM	: Bold's Basal Medium
BG 11	: Blue-Green Medium
Chl-a	: Klorofil-a
DNA	: Deoksiribo Nükleik Asit
DSİ	: Devlet Su İşleri
ED	: Elektrodializ
EEA	: Avrupa Çevre Ajansı (European Environmental Agency)
EPA	: Çevre Koruma Ajansı (Environmental Protection Agency)
ISA	: İyonik kuvvet ayarlama (Ionic Strength Adjustor)
MF	: Mikrofiltrasyon
MWCO	: Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı (Molecular Weight Cut Off)
NF	: Nanofiltrasyon
RNA	: Ribo Nükleik Asit
TO	: Ters ozmoz
UF	: Ultrafiltrasyon
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization)

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Amacı

Çalışmanın amacı; tarımsal sulama, gübre kullanımı, hayvan atıkları, evsel ve endüstriyel atık sular ile yeraltı sularına ulaşan nitrat kirliliğinin alg biyokütlesi kullanılarak giderilmesini kapsamaktadır. Son yıllarda endüstriyel ve tarımsal aktivitelerin artmasıyla birlikte, yeraltı sularında inorganik anyon, metal iyonları ve sentetik organik kimyasallar gibi insan sağlığını tehdit edecek toksik kirleticilerin miktarı da artmaya başlamıştır. Güvenilir ve önemli bir su kaynağı olan yeraltı sularının sürdürülebilir olması için inorganik anyonlardan olan nitratın arıtımına ihtiyaç duyulmaktadır. Nitrat kirliliğinin gideriminde kullanılan denitrifikasyon, ters ozmoz, elektrodializ ve iyon değiştirme yöntemlerinin pahalı olması ve işletme sürecinde karşılaşılan problemlerden dolayı biyolojik arıtma yöntemlerinden birisi olan alg kültürleri ile nitrat giderimi bu tezin ana çalışma konusunu oluşturmaktadır. Çalışma kapsamında tasarımı yapılan membran biyoreaktör ile alg kültürlerinin yeraltı suyuna karışmadan nitrat kirliliğini giderebilmesi hedeflenmiştir. Bu sayede, literatür çalışmalarında karşılaşılan arıtım sonrasında oluşan alg biyokütlesinin hasat edilmesi ve ikincil bir arıtıma ihtiyaç duyulması konularına çözüm olacağı düşünülmüştür.

1.2. Çalışmanın Önemi

Devlet Su İşleri (DSİ)'nden alınan verilere göre dünyadaki toplam su miktarı 1,4 milyar km³ olup, bu suların %97,5'i denizler ve okyanuslarda tuzlu su olarak bulunmaktadır. Göller ve nehirlerde bulunan tatlı su ise %2,5'lik kısmını oluşturmaktadır. Tatlı su kaynaklarının %90'ının kutuplarda ve yeraltında bulunması nedeniyle içme suyu olarak kullanılabilir su kaynağı oldukça kısıtlıdır. Türkiye'deki mevcut durum incelendiğinde ise yeraltı suyu potansiyelinin 14 milyar m³ olduğu görülmektedir [1].

Yeraltı sularının içme suyu olarak kullanıldığı bölgelerde, yeraltı suyunda bulunan yüksek nitrat derişimi bebeklerde ve yetişkinlerde önemli sağlık sorunlarına neden olmaktadır. Bu yüzden, yeraltı suyundaki nitrat kirliliğinin çeşitli arıtım yöntemleri ile giderilmesi gerekmektedir. Yeraltı sularının arıtılmasında kullanılan yöntemler yerinde (in situ) ve dışarıda (ex situ) olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin çoğunda, kimyasal eklemesi yapıldığından yeraltı suyu arıtılırken aynı zamanda da

kirletilmektedir [2]. Bunların yanı sıra yeraltı sularının konvansiyonel biyolojik arıtımının yapılması durumunda, biyolojik aşılama yapılan yeraltı suyunda arıtım sonrası oluşan biyolojik kütlenin yeraltı suyundan uzaklaştırılmasında ciddi problemler ile karşı karşıya kalınmaktadır. Bu nedenle, tez çalışması kapsamında, alg biyokütlesi kullanılarak yeraltı suyunda herhangi bir biyolojik kirlilik yaratmadan nitrat kirliliğinin giderimine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Literatür çalışmaları incelendiğinde alg kültürü kullanılarak yeraltı sularında nitrat kirliliğinin giderimine yönelik kaynakların çok sınırlı olduğu görülmektedir. Bu tez çalışması ile literatürdeki bu eksikliğin giderilmesi hedeflenmiştir.



2. LİTERATÜR BİLGİLERİ

2.1. Alglerin Tanımı ve Genel Özellikleri

Alg kültürleri su ve atıksu arıtımında oldukça yaygın kullanılmakta olup, bu bölümde algler ile ilgili temel bilgiler ve alglerin kullanım alanları hakkında bilgiler verilmiştir.

2.1.1. Alglerin morfolojik özellikleri ve üremeleri

Algler en eski yaşam formlarından birisi olarak kabul edilir. Birçok farklı kültürden insanlar, antik ya da modern, algleri çeşitli amaçlar için kullanmaktadır. Biyoteknolojinin ortaya çıkışıyla birlikte, algler insanların günlük yaşamlarında daha büyük rol oynamaya başlamıştır. Algler ilkel bitkiler olup, kökleri, yaprakları ve sapları yoktur. Başlıca fotosentetik pigmentleri klorofil-a 'dır. Algler 1 µm çapa sahip tek hücreli türlerden 50 m uzunluğundaki deniz yosunlarına kadar farklı büyüklüklerde olup, biyosferde her türlü ekosistemde bolca bulunurlar [3, 4]. Alglerdeki üreme sistemi vejetatif üreme, eşeyli ve eşeysiz üreme olmak üzere üç şekildedir. En yaygın üreme sistemi ise vejetatif üremedir. Bu üreme yönteminde her hücre bireysel olarak ikiye bölünebileceği gibi, sporosit ve gametosite de dönüşebilir [5].

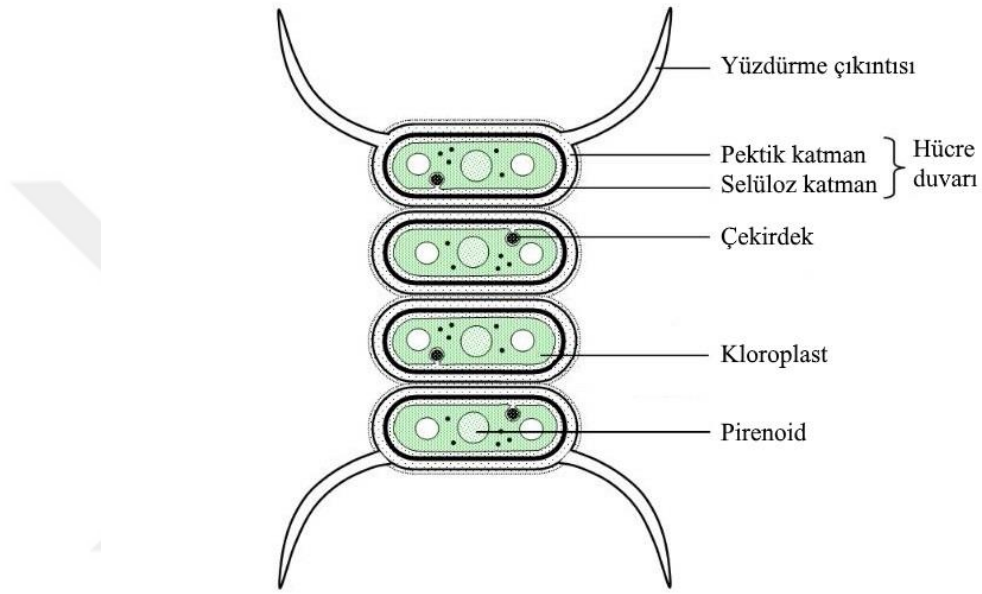
2.1.2. Alglerin sınıflandırılması

Farklı alg gruplarının birbirleri ile karşılaştırılmasına bakıldığında sitolojik, biyokimyasal, morfolojik özellikleri, üreme şekli ve hayat devirleri yönünden farklılıklar gösterdiği görülmüştür. Yapısal olarak algler prokaryotik (basit yapılı hücre tipi) ve ökaryotik (gelişmiş hücre tipi) olmak üzere iki gruba ayrılır. Prokaryotlar ilkel bir çekirdeğe sahipken, ökaryotik alglerin zarla çevrilmiş organelleri, çekirdek ve çekirdekçiği bulunmaktadır [5-7].

2.1.2.1 *Tetradismus obliquus*

Scenedesmus obliquus (Turpin) Kützing türünün yeni ismi *Tetradismus obliquus* (Turpin) M.J. Wynne olmuştur. Tez çalışması için seçilen *Tetradismus obliquus* türü evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılan ökaryotik bir alg türüdür. Kolonilerin tek sıralı, 2-8 (genellikle 4-8) iğsi yapıda hücrelerden oluştuğu, hücre çeperinin düz, hücrelerin ise 4,2-9 µ eninde ve 14-18 µ uzunluğunda olduğu

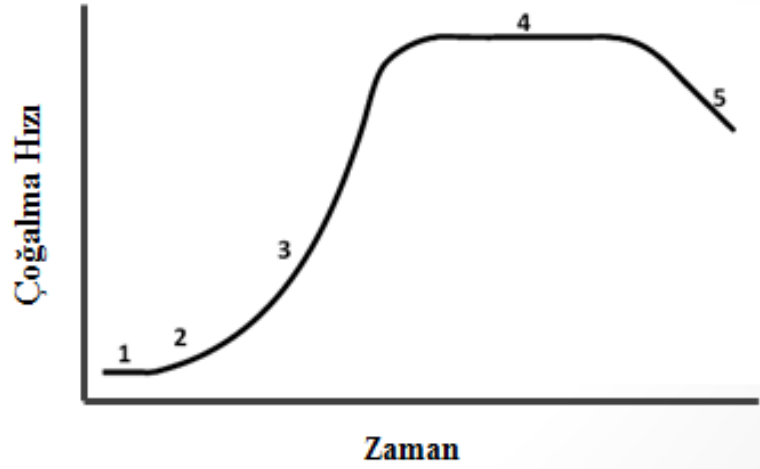
alglerdir. Koloniler tekli 2'li, 4'lü, 8'li ve 16'lı dikdörtgenisi silindirik hücrelerden oluşmaktadır. Kolonilerin dışta kalan hücrelerinin uç kısımlarında ipliksi uzantılar bulunurken, içte kalan hücrelerde bu uzantılarla karşılaşmaz [8]. *Tetradismus* türüne ait şematik gösterim ise Şekil 2.1'de gösterilmiştir. *Tetradismus obliquus* türüne ait optik ve taramalı elektron mikroskobu görüntüleri ise Materyal ve Metot Bölümü'nde Görsel 4.1 ve Görsel 4.2'de verilmiştir.



Şekil 2.1. *Tetradismus obliquus* kültürünün şematik gösterimi [9]

2.1.3. Alg kültürünün büyüme kinetiği

Genellikle mikrobiyal izolatın büyümesini anlamak için hücreler, besin ve çevresel koşulların kontrol edilebildiği sıvı bir besi yeri içerisine konulur. Besi yerinin hücre büyümesi için gerekli tüm besinleri içermesi ve çevresel koşulların optimum olması durumunda, hücre sayısı ya da biyokütlesindeki artışın zamana bağlı değişimi büyüme eğrisini vermektedir. Büyüme kinetiği eğrisinde farklı büyüme fazları görülmektedir. Bunlar sırası ile; 1) Lag fazı, 2) Log fazı, 3) Logaritmik büyüme fazı, 4) Durağan faz ve 5) Ölüm fazı olmak üzere beş bölüme ayrılır (Şekil 2.2) [10].



Şekil 2.2. Alg kültürünün büyüme kinetiği [10]

1) Lag Fazı (İnkübasyon Fazı):

Kesikli koşullarda ilk faz lag fazı olup, besi yerinin içine aşılama yapıldıktan hemen sonra, hücre sayısında bir değişiklik meydana gelmez. Her ne kadar görünür bir hücre bölünmesi olmasa da, hücreler enzim, protein, RNA vb. sentezleyip, metabolik aktivitelerini arttırabilirler [10, 11].

İnkübasyon fazının uzunluğu, aşının miktarı, aşılama esnasında meydana gelen fiziksel hasarın giderilmesi için gerekli olan süre ve yeni enzimlerin sentezlenmesi gibi faktörlere bağlıdır. Lag fazı hücrelerin kültür koşullarına adapte olmasına kadar devam etmektedir. [11].

2) Log (Akselerasyon) Fazı:

Bu fazda, hücre çoğalmasının başladığı görülmektedir. Ancak henüz eksponansiyonel fazdaki kadar değildir. DNA miktarı artarken, enzim sentezi devam etmektedir. Bunun yanı sıra, regülasyon etkileri de gözlenmektedir.

3) Logaritmik Büyüme (Eksponansiyonel) Faz:

Eksponansiyonel faz; büyümenin dengede olduğu, tüm hücrelerin düzenli olarak bölündüğü ve sayılarının geometrik artış ile arttığı fazdır. Besi yerinin içeriğine ve inkübasyon koşullarına bağlı olarak hücre yoğunluğu zamana bağlı bir fonksiyon olarak artış göstermektedir (2.1) [11, 12].

$$C_t = C_o.e^{\mu t} \quad (2.1)$$

C_0 ve C_t sırası ile başlangıç t_0 ve t anındaki hücre derişimleridir. μ ise spesifik büyüme hızıdır. Spesifik büyüme hızı alg türüne, ışık şiddetine ve sıcaklığa bağlıdır [12].

Logaritmik büyüme fazında çoğalma hızı alg miktarının (C_{alg}) bir fonksiyonu olup aşağıdaki şekilde ifade edilir:

$$r_x = \mu C_{alg} \quad (2.2)$$

Spesifik çoğalma hızı (μ); pH, sıcaklık ve ortam koşulları gibi birçok etmene bağlıdır. Literatür çalışmalarında elde edilen sonuçlara göre, metabolik reaksiyon hızındaki sınırlamalardan dolayı, çoğalma hızı maksimum bir değerin (μ_{mak}) üzerine çıkamamaktadır. Monod kinetiğine göre, substratın limitleyici olduğu bir ortamda maksimum çoğalma hızı (2.3)'de gösterilen eşitlikteki gibidir [13].

$$\mu = \frac{\mu_{mak} \cdot S}{K_s + S} \quad (2.3)$$

Burada;

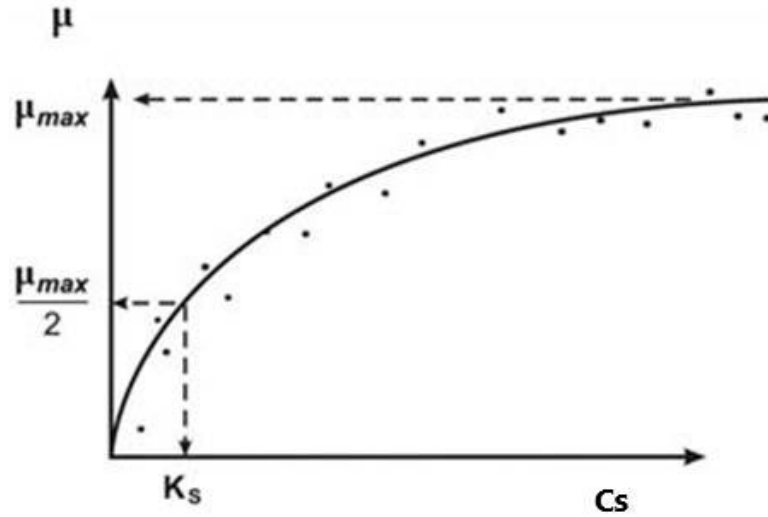
μ : Spesifik çoğalma hızı, zaman⁻¹

μ_{mak} : Maksimum çoğalma hızı, zaman⁻¹

S: Ortamdaki substrat derişimi

K_s : Substrat doygunluk sabiti, derişim

Substrat derişimine karşılık spesifik büyüme hızı grafiğe geçirildiğinde maksimum çoğalma hızı (μ_{mak}) ve substrat doygunluk sabiti (K_s) aşağıdaki şekilde bulunabilir (Şekil 2.3).



Şekil 2.3. Monod sabitlerinin deneysel veriler kullanılarak belirlenmesi [14]

4) Durağan Faz:

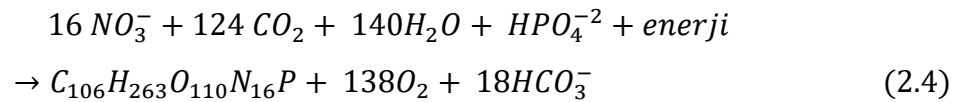
Durağan fazda, biyokütle derişimi zamana bağlı olarak sabit kalmaktadır. Bakteriyel büyüme artık logaritmik değildir ve yeni hücre sayısı ile ölen hücre sayısı aynıdır [14].

5) Ölüm Fazı:

Ölüm fazında ortamdaki besin kaynağı tükenmiştir. Bu yüzden büyüme artık gerçekleşmez ve ölü hücrelerden dolayı biyokütle derişiminde değişiklik meydana gelir [14].

2.1.4. Mikroalg üretimine etki eden faktörler

İnorganik bileşikleri kullanarak fotosentez sonucunda alg biyokütlesi oluşmaktadır. En basit şekliyle, azot kaynağı olarak nitratın kullanılması durumunda alg biyosentezi aşağıdaki kimyasal formülde gösterildiği gibi gerçekleşmektedir [15].



Alg çoğalmasını etkileyen birçok faktör olup, en önemlileri besin maddesi miktarı, sıcaklık, pH, CO₂, ışık ve aydınlık:karanlık evre olarak sıralanabilmektedir. Optimum parametrelerin türlere göre değişkenlik göstermesine rağmen alg kültürleri

için büyümei etkileyen genel parametreler ve optimum değerleri Tablo 2.1’de verilmiştir [16-18].

Tablo 2.1. Mikroalg üretimine etki eden parametrelerin aralık ve optimum değerleri

Parametreler	Aralık	Optimum
Sıcaklık (°C)	16-40	20-30
Işık yoğunluğu (lux)	1000-10000	2500-5000
Fotoperiyot (gündüz/gece saat)	-	16:8 (en az) ve 24:0 (en fazla)
pH	6-9	6-8,76

2.1.4.1. Besin maddesi

Farklı alg türlerinin besin ihtiyaçları da farklılık gösterse de; tüm alg türleri için temel ihtiyaçlar aynıdır. Azot, fosfor ve karbon makro besin maddeleri olup, mikroalglerin yapı taşını oluşturmaktadır. Genellikle algler $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ kapalı formülü ile ifade edilir [19]. Mikroalgler sudan hidrojen ve oksijen alırlar. Azot ve fosfor gibi makro besin maddelerinin miktarı alg türlerine göre farklılık göstermektedir. Büyük ölçekli ticari mikroalg üretimlerinde, kültürlerin çok hızlı büyümesi istendiğinden, alglerin ihtiyaç duydukları besin maddelerinin ortamda mutlaka bulunması gerekmektedir [20].

2.4.1.2. Sıcaklık

Sıcaklık; mikroalg kültürlerinin büyümesine ve fotosentez gibi biyokimyasal süreçlere etki eden önemli bir parametredir. Her türün kendisine özgü optimum büyüme sıcaklığı vardır. Bu sıcaklıkta alg büyümeleri en üst düzeyde olurken, optimum sıcaklığın altında ya da üzerinde seçilen farklı sıcaklıklar alg büyüme hızını azaltabilir hatta durdurabilir [21]. Birçok alg türü için optimum sıcaklık 20-30 °C arasında iken, *Anacystic nidulans* ve *Chaetoceros* gibi termofilik alg türleri 40 °C’nin üzerindeki sıcaklıklara dayanırken, 80 °C sıcaklıklarda bile büyüme gösterebilirler [18, 22]. Düşük sıcaklıklar karbondioksit asimilasyonunu düşürerek, çok yüksek sıcaklıklar da fotosentezde kullanılan proteinleri inaktif hale getirerek fotosentezi olumsuz yönde etkiler [23].

2.4.1.3. pH

pH alg kültürlerinin büyümesini etkileyen diğer önemli parametrelerden birisidir. Mikroalg türleri farklı pH değerlerine ihtiyaç duymaktadır. Mikroalg türlerinin büyük bir bölümü için en uygun pH 6 ile 8,76 arasındadır. Farklı besi yerleri farklı pH değerlerine sahiptir. Alglerin büyük bir bölümü pH'a karşı duyarlıdır. pH'ın artması tuzluluğun artmasına neden olduğundan, bu durum alg hücreleri için zararlıdır [16, 19].

2.4.1.4. Işık yoğunluğu

Işık yoğunluğu mikroalg büyümesine etki eden en önemli faktörlerden birisidir. Işık alma süresi ve ışık yoğunluğu direkt olarak mikroalglerin fotosentezini etkilemektedir. Aynı zamanda mikroalg biyokimyasal bileşimi ile biyokütle verimliliğine de etkisi vardır [24]. Açık ve kapalı alg havuzlarında, büyüme hızı ve biyokütle verimliliği ışığın bir fonksiyonu olarak öngörülür [25]. Işığın yoğunluğu kültür içinde değiştiğinden ve derinlikle azaldığından modelleme ve reaktör tasarımı sırasında bu durumun göz önünde bulundurulması gerekmektedir. Maksimum büyüme için gerekli olan ışık koşulları alg kültürlerinde çeşitlilik göstermektedir. Çok düşük ve çok yüksek ışık yoğunluklarında alg kültürleri verimli bir büyüme gösterememektedir [26-29].

2.1.5. Alg üretim yöntemleri

Mikroalg üretiminde 1950'lerden günümüze kadar kullanılan yöntemler açık havuzlar ve kapalı fotobiyoreaktörlerdir. Her iki yöntemin de farklı uygulama alanları olup birbirine göre avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır.

2.1.5.1. Açık havuzlar

Açık alg havuzları doğal sular (göller, lagünler, göletler) ve yapay havuzlar olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. En yaygın kullanılan sistemler büyük dar havuzlar, tanklar ve dairesel havuzlardır. Açık havuzların en büyük avantajlarından birisi kurulumlarının ve işletimlerinin kapalı sistemlere göre çok daha kolay olmasıdır. Buna karşın, alg kültürleri için yeterli ışık kaynağının olmaması, buharlaşma, atmosfere karbondioksit difüzyonu ve büyük alan ihtiyacı açık havuz kullanımını limitleyen faktörlerdir. Ayrıca karıştırma mekanizmasının yetersiz olması, açık havuz sistemlerinde kütle transfer

hızının yavaş olmasını ve buna bağlı olarak düşük biyokütle üretimine neden olmaktadır. Görsel 2.1 'de tipik bir açık alg havuzu görülmektedir [30].



Görsel 2.1. Açık alg havuzları [31]

Açık havuz sistemlerindeki problemlerden dolayı, düz plaka, tübüler ve dikey kolon fotobiyoreaktör sistemleri önem kazanmıştır.

2.1.5.2. Kapalı sistemler

Kapalı mikroalg biyoreaktörlerinde kontaminasyon önlenildiği, kapalı kontrol sistemine olanak sağlandığı ve yüksek alg yoğunluğuna ulaşıldığı için teorik olarak avantaj sağlamaktadır. Literatürde birçok fotobiyoreaktör dizaynları bulunmaktadır [32, 33]. Fotobiyoreaktör sistemleri genellikle fotoototrofik olup, doğal veya yapay ışık kullanırken, konvansiyonel karıştırıcılı fermentörler bazı heterotrofik mikroalg kültürleri için yüksek yoğunlukta ışık olmadan kullanılabilir [34].

Fotobiyoreaktör sisteminin entegre bileşenleri şöyledir:

- Mikroalg kültürünü içeren hücre kabı genellikle ışık geçirgen bir yapıda dizayn edilir [32, 33].
- Genellikle yapay ışıklandırılmış reaktörlerde, ışık kaynağı olarak floresan veya fotosentez için uygun spektruma sahip olan metal halide gibi lambalar kullanılırken, açık reaktör sistemlerde güneş ışığı kullanılmaktadır.

- Karbondioksitin dağıtımının yapıldığı ve fotosentez sonucu açığa çıkan oksijenin uzaklaştırıldığı gaz sistemi alg metabolizmasını engelleyebilir ya da birikim olması durumunda mikroalg kültürüne zarar verebilir [35].

Yatay tübüler fotobiyoreaktörler balıklara besin kaynağı olması için canlı mikroalg üretiminde oldukça yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Görsel 2.2) [36]. En yaygın tasarım polietilen ya da fiberglas malzemeden yapılmış (hacmi 500 L'ye kadar olan ve çapı yaklaşık 0,4 m olan), karbondioksitçe zenginleştirilmiş hava ve güneş ışığı ya da yapay aydınlatma kullanılan yarı kapalı saydam kolon sistemlerdir. Bu sistemler mikroalg üretimi için oldukça elverişli olup, ticari amaçla kullanımlar için maliyet açısından da uygundur (Görsel 2.3).



Görsel 2.2. Tübüler fotobiyoreaktör sistemi görünümü [37]



Görsel 2.3. Torba tipi alg üretim kolonları [38]

2.1.6. Mikroalg kültürlerinin hasat edilmesinde kullanılan teknikler

Mikroalg kültürleri artımda oldukça yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Çevresel uygulamalar sonucunda açığa çıkan alg biyokütlesinin biyodizel, biyometan, biyoetanol gibi yenilenebilir enerji kaynaklarına hammadde ve canlılara besin kaynağı olarak kullanılabilmesi için hasat edilmesi gerekmektedir. Hasat etme şekli seçilirken, ortamdaki alg türlerinin büyük bir çoğunluğu için uygun olacak, yüksek biyokütle derişimi elde edilebilecek ve düşük işletme maliyeti gerektiren bir yöntem seçilmelidir [39].

Mikroalg hasat yöntemleri mekanik, kimyasal, biyolojik ve elektriksel yöntemler şeklinde sıralanabilir. Daha fazla alg hasatının yapılması ve maliyetin düşürülmesi için iki ya da daha fazla hasat yönteminin birlikte kullanılması yaygın bir uygulamadır. Örneğin floklaştırma ve çöktürme ile birlikte santrifüj işleminin yapılması maliyeti oldukça düşüren bir yöntemdir. Mekanik yöntemlerde, mikroalg hücreleri santrifüj, filtrasyon, çöktürme, yüzdürme, biyofilm ve ultrafiltrasyon membranlar ile yapılmaktadır. Kimyasal koagülasyon/flokülasyon yönteminde askıda alg kültürünün 20-100 kat daha derişik hale gelmesi sağlanır. Bu sayede, parçacık boyutu arttırılarak susuzlaştırma işlemi için kullanılacak enerji miktarı azaltılır. Biyoflokülasyon yöntemi ise atıksu arıtımında uzun yıllardır kullanılmaktadır. Bakteriler tarafından oluşturulan yumaklar, mikroalglerden biyoyakıt üretiminde ekonomik anlamda çok büyük bir avantaj sağlamaktadır. Elektriksel yöntemler ise mikroalg hücrelerinin elektroforezine dayanmakta olup, mikroalg hücrelerin yüzeyindeki eksi yüklerin elektriksel alan ile

hareketi sonucunda derişik hale gelmesi şeklinde geręekleřmektedir [40-43]. Tablo 2.2’de bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları verilmiştir [44].



Tablo 2.2. Mikroalg hasat yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları [44]

Hasat yöntemi	Avantajları	Dezavantajları
Kimyasal koagülasyon/ flokülasyon	<ul style="list-style-type: none">• Basit ve hızlı bir metottur.• Enerji ihtiyacı yoktur.	<ul style="list-style-type: none">• Kimyasal floklaşma yüksek maliyetli ve mikroalgler için toksik olabilir.• Kültürün tekrar kullanımı limitlidir.
Biyoflokülasyon	<ul style="list-style-type: none">• Ucuz bir yöntemdir.• Kültürün yeniden kullanımı mümkündür.• Mikroalg biyokütlesi için toksik değildir.	<ul style="list-style-type: none">• Hücre kompozisyonunda değişikliğe neden olur.• Mikroalglerin kontamine olması muhtemeldir.
Çöktürme	<ul style="list-style-type: none">• Basit ve ucuz bir metottur.	<ul style="list-style-type: none">• Zaman maliyeti yüksektir.• Biyokütlenin bozulması muhtemeldir.• Alg keki düşük derişime sahiptir.
Yüzdürme	<ul style="list-style-type: none">• Büyük ölçekli sistemlerde uygulanabilir.• Maliyeti düşüktür.• Düşük yer gereksinimi vardır.• İşlem süresi kısadır.	<ul style="list-style-type: none">• Genellikle kimyasal flokülant kullanımına ihtiyaç duyulmaktadır.• Denizlerde yaşayan mikroalg kültürleri için uygun değildir.
Elektriksel prosesler	<ul style="list-style-type: none">• Mikroalg türlerinin birçoğunda uygulanabilir.• İlave bir kimyasal flokülanta ihtiyaç duymaz.	<ul style="list-style-type: none">• Yaygın olarak kullanılan bir yöntem değildir.• Enerji ve ekipman ihtiyacı çok fazladır.
Filtrasyon	<ul style="list-style-type: none">• Geri kazanım verimi oldukça yüksektir.• Hassas türlerin ayrılmasına olanak sağlar.	<ul style="list-style-type: none">• Kirlenme/tıkanma olasılığı maliyeti arttırır.• Membran düzenli olarak temizlenmelidir.• Membranın yenilenmesi ve pompanın kullanımı en büyük maliyettir.
Santrifüj	<ul style="list-style-type: none">• Hızlı bir metottur.• Yüksek geri kazanım verimliliği sunar.• Tüm alg türleri için uygulanabilir.	<ul style="list-style-type: none">• Yüksek maliyetli bir metottur.• Yüksek enerji gereksinimi duyar.• Santrifüj esnasında hücreler zarar görmesi muhtemeldir.

2.1.7. Alglerin kullanım alanları

Mikroalgler insanlar ve hayvanlar için besin maddesi olarak, enerji üretimi ve kozmetik alanlarında kullanılır.

Mikroalgler eklendikleri gıda içeriğindeki besin değerini arttırdıkları için insan ve hayvan sağlığına olumlu katkıları vardır. Tablo 2.3’de farklı gıda türlerinin ve mikroalg kültürlerinin protein, karbonhidrat ve yağ içerikleri verilmiştir [45].

Tablo 2.3. Farklı gıda maddeleri ile mikroalg kültürlerinin genel bileşimleri (% kuru ağırlık cinsinden) [45]

Ürün/Mikroalg	Protein	Karbonhidrat	Lipit
Ekmek mayası	39	38	1
Et	43	1	34
Süt	26	38	28
Pirinç	8	77	2
Soya fasülyesi	37	30	20
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	12-17	14-22
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50-56	10-17	12-14
<i>Spirulina maxima</i>	60-71	13-16	6-7
<i>Synechococcus sp.</i>	63	15	11

Günümüzde mikrolagler tablet, kapsül ya da sıvı içecek şeklinde insanlara besin maddesi olarak sunulmaktadır. Bunun yanı sıra pasta, atıştırma, şeker, sakız ve içecekler içerisine de katılmaktadır. Ayrıca kimyasal özelliklerinden dolayı, besin takviyesi olarak da kullanılmaktadır [46, 47].

Mikroalglerin insanların besin kaynaklarında kullanımının yanı sıra, balıklardan evcil ve çiftlik hayvanlarına kadar birçok canlı için de besin maddesi olarak kullanıldığı bilinmektedir. Aslında, dünyadaki alg üretiminin %30’luk bölümü hayvanlar için besin kaynağı olarak satılmaktadır. Mikroalgler yüksek protein içeriklerinden dolayı balık larvaları için besin olarak kullanılmaktadır. Su ürünleri yetiştiriciliğinde kullanılabilmesi için kolay çoğaltılabilen ve toksik olmayan özellikte alg türleri seçilmektedir [45, 47-49].

Enerji kaynaklarının hızla tükenmeye başlaması ve çevreye verdikleri zarardan dolayı alternatif yenilenebilir enerji kaynakları arayışına girilmiştir. Biyoyakıtlar, tarımsal kaynaklar ve biyobozunur endüstriyel atıkların bir kısmından üretilen sıvı yakıtlar olarak tanımlanmaktadır. Alglerin güvenilir olması ve hızlı bir şekilde

büyüyebilmeleri, onları biyoyakıt üretiminin ana kaynağı haline getirmiştir. Alglerin büyük ölçeklerde kısa sürede üretilebilmeleri ve algler kullanılarak üretilen biyoyakıtların zararlı kimyasal içermemeleri alglerin enerji üretiminde kullanımlarını yaygınlaştırmıştır [50] .

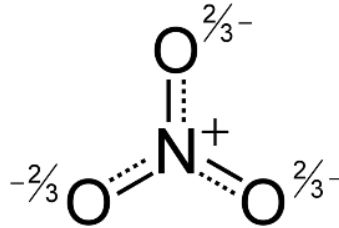
Mikroalglerin bir diğer kullanım alanı ise kozmetik sektörüdür. *Arthrospira* ve *Chlorella* başta olmak üzere bazı alg türleri cilt bakım ürünlerinde kullanılmaktadır. Ekstrakte edilmiş mikroalg kültürleri yüz ve cilt bakım ürünlerinde bulunurken, güneş kremleri ve saç bakım ürünleri de mikroalg içermektedir [51].

2.2. Azotlu Bileşikler ve Nitrat Kirliliği

Su ve atıksularda azalan oksidasyon kademesine göre azot; nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrit azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$), amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) ve organik azot (Org-N) formlarında bulunmaktadır [52]. Bunların dışında azot gazı da ($\text{N}_2\text{-N}$) azot döngüsünde yer almaktadır. Azot formları arasında nitrat yeraltı sularındaki önemli kirleticilerden birisidir.

2.2.1. Nitrat

Nitrat (NO_3^-), kimyasal olarak merkezdeki bir azot atomuna 120° lik açılarla bağlanmış üç oksijen atomundan oluşan -1 yüklü bir iyonudur (Şekil 2.4).



Şekil 2.4. Nitrat iyonunun kimyasal yapısı [53]

Azot kaynağı olarak bitkiler tarafından topraktan alınan ve bitkiler için çok önemli olan bir besin kaynağıdır. Bu nedenle nitrat; tüm sebze, meyve ve tahılların doğal bir bileşenidir [54].

2.2.1.1. İçme suları için nitrat sınır değerleri

Avrupa Birliği'nin 1991 tarihli Nitrat Direktifi kapsamında üye ülkeler nitrat kirliliğini denetim altında tutmak ve gerekli önlemleri almak zorundadırlar [55]. Avrupa Birliği'ne katılım sürecinde Türkiye bu direktif esaslarını kabul etmiş olup uygulamakla yükümlüdür. Bu kapsamda Tarımsal Kaynaklı Nitrat Kirliliğine Karşı Suların Korunması Yönetmeliği'ne göre 50 mg/L'den fazla nitrat içeren ve önlem alınmadığı takdirde belirlenen sınır değerinde nitrat içerebilecek olan tüm yer üstü ve yer altı suların belirlenmesi gerekmektedir [56]. Ayrıca bu sulara yönelik önlemlerin alınması büyük bir önem arz etmektedir. Nitrat direktifinde belirtilen içme suları için nitrat sınır değeri 50 mg/L'dir [55]. Bunun yanı sıra Çevre Koruma Ajansı (EPA-Environmental Protection Agency) sınır değeri 10 mg/L olarak belirtilirken, ülkemiz içme suyu sınır değerlerini belirten TS266 standardı güvenli bölgede kalmak için 25 mg/L'yi baz almaktadır [57]. Dünya Sağlık Örgütü WHO-World Health Organization) ise 50 mg/L'yi sınır değer olarak kabul etmektedir [58].

2.2.1.2. Nitratın insan sağlığına etkileri

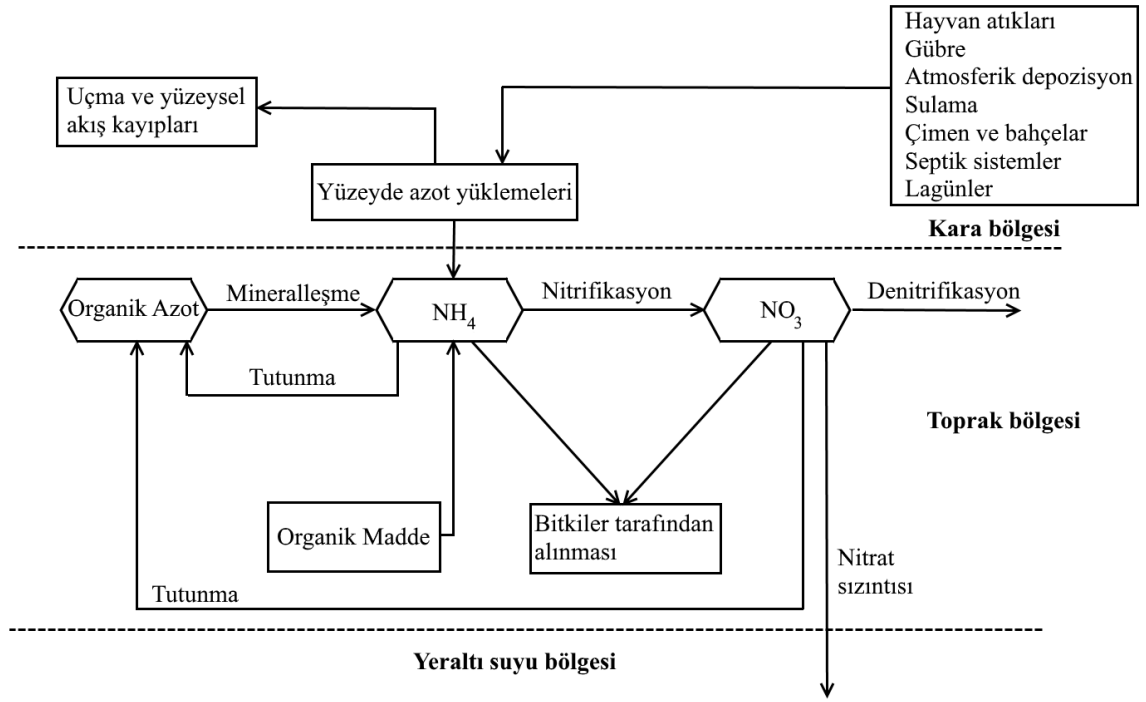
Yeraltı suları birçok bölgede içme suyu olarak kullanılmakta ve yüksek nitrat konsantrasyona sahip olduğunda halk sağlığında, özellikle de yeni doğan bebeklerde ciddi sağlık sorunlarına neden olmaktadır. Özellikle altı aydan küçük bebeklerde nitrat nitrite indirgenmekte ve kandaki hemoglobin demirini oksitleyerek oksijen taşınamaması sonucunda mavi bebek sendromuna (methemoglobin) neden olmaktadır [59, 60]. Bu hastalığın en belirgin özelliği ağız ve göz çevresi başta olmak üzere derinin üzerinde benekler oluşarak mavi bir renk almasıdır.

Yetişkinlerde ise nitratın çeşitli kanser türlerine neden olduğu bilinmektedir. Nitrat midede kanserojen bir madde olan nitrozaminlere indirgenebilir ve mide kanserine neden olabilir [61]. Iowa'da 55-69 yaş aralığındaki kadınlarda yapılan bir çalışmada nitrat içeren içme suyuna maruz kalmaları durumunda yumurtalık, tiroit, böbrek ve mesane kanserine yakalanma risklerinin arttırdığı görülmüştür [62]. Ayrıca Çevre Çalışma Grubu (Environmental Working Group) tarafından yapılan araştırmada Amerika Birleşik Devletleri'nde içme sularındaki nitrat kirliliğinden dolayı 12594 kanser vakasının olduğu tespit edilmiştir [63].

2.2.1.3. Yeraltı sularında nitrat kirliliği

Yüzeysel su kaynakları zaman içerisinde azalmaya başlamıştır. Yeraltı suyu ise diğer su kaynaklarına göre daha temiz ve güvenilir bir su kaynağı olduğu için uzun yıllardır içme suyu kaynağı olarak kullanılmaktadır. Yeraltı suyuna zaman içerisinde organik ve inorganik kirlilik girişleri olmuş ve yeraltı suyunun kalitesi bozulmuştur [64]. Atık sular, gübreler ve hayvan atıkları yeraltı sularındaki inorganik kirletici olan nitratın başlıca kaynaklarıdır. Yeraltı sularındaki nitrat derişiminin yüksek olmasının başlıca nedeni tarımda gereğinden fazla azot içeriği yüksek gübrelerin kullanılmasıdır [2]. İdeal koşulların sağlanması durumunda bile azotlu gübrelerin %50 'si bitkiler tarafından kullanılmakta, % 15-25'i killi toprakta bulunan organik bileşikler ile birleşmekte, %2-20'si buharlaşma yolu ile kaybedilmekte ve geriye kalan %2-10'luk kısım ise yüzeysel ve yeraltı sularına karışmaktadır [65]. Sudaki çözünürlüğünün yüksek olması ve toprak tarafından alıkonulma süresinin kısa olmasından dolayı, eğer bitkiler tarafından kullanılmaz ya da N_2O ve N_2 'ye denitrifiye olmaz ise nitrat toprak altındaki tabakalara sızarak yeraltı suyuna karışmaktadır [64].

Arazi kullanım yöntemleri, toprağın azot dinamiği, su tablasının zamansal olarak değişiklik göstermesi, arazi üzerindeki azot yükü türü, yeraltı suyu yenilenme miktarı ve toprak karakteristiği gibi birçok faktörün birbirleriyle etkileşimi sonucu nitratın doymun olmayan bölgeden infiltrasyonu gerçekleşmektedir (Şekil 2.5). Bunun yanı sıra, zamana bağlı olarak değişen bu parametreler nitrat infiltrasyonunu etkilemektedir. Adveksiyon ve dispersiyon gibi faktörlere bağlı olarak nitrat yeraltı suyunda taşınmaktadır. Uygun koşulların sağlanması durumunda ise nitrat yeraltı suyunda denitrifikasyona maruz kalmaktadır [66-71].



Şekil 2.5. Nitratın yeraltı suyuna geçişi sırasında gerçekleşen sürecin şematik gösterimi [59, 72]

Yeraltı sularında nitrate hassas bölgelerin belirlenmesi sonrasında, her hassas bölgeye özgü eylem planlarının hazırlanması gerekmektedir. Bu eylem planlarında genel olarak iyi tarım uygulamalarının öncelik kazanmasının yanı sıra, hali hazırda nitrat kirliliğinin önemli boyutlara ulaşıldığı ve özellikle içme ve kullanma suyu temini amacıyla yeraltı sularının kullanılmasının mecburi olduğu koşullarda, nitrat kirliliğinin giderilmesi önemli bir husus olacaktır. İklim değişikliğine bağlı mevcut yüzeysel su kaynaklarının yetersiz kalacağı bölgelerde, yeraltı suyu kaynakları önemli su temin noktalarını oluşturacağından nitrat kirliliğinin giderilmesi için, in-situ (yerinde) ya da içme suyu kaynağı olarak kullanıldığı tesislerde ex-situ (dışarıda) arıtımı amacıyla nitrat gideriminin düşük maliyetli ve verimli yapılabileceği teknolojiler araştırılmalıdır.

2.3. Nitrat Giderim Yöntemleri

Su ve atıksulardan nitrat kirliliğinin giderilmesi için uzun yıllardır kullanılan birçok yöntem olup, her bir yöntemin avantaj ve dezavantajları vardır. Bu yöntemler; iyon değişimi, ters ozmoz, elektrodiyaliz, biyolojik denitrifikasyon, kimyasal denitrifikasyon ve fotosentetik mikroorganizmalarla biyolojik arıtım şeklindedir [12, 73].

2.3.1. İyon değişimi

İyon değişimi ile ilgili geniş çapta birçok çalışma yapılmış olup, su arıtımı konusunda birçok tam ölçek uygulamalar mevcuttur çeşitli kirleticilerin uzaklaştırılmasında kullanılan yöntemlerden birisi olan iyon değişimi aynı zamanda su kalitesini etkileyen arsenik, perklorat, selenyum, krom ve uranyum gideriminde de kullanılabilir. Yaygın bir kullanım alanına sahip olmasından dolayı, nitrat kirliliğinin gideriminde iyon değişiminin kullanılması literatürde oldukça yaygındır [12]. Nitrat giderimi için kullanılan anyon değiştiriciler su yumuşatmaya benzemekte olup, nitrat iyonlarını gidermektedir. Anyon değiştirici reçinede nitratın klorür ile yer değişirmesi şeklinde gerçekleşmektedir. Sonrasında reçineden nitratın uzaklaştırılması için reçinenin rejenere edilmesi gerekmektedir. Bu işlem, oldukça derişik bir tuz çözeltisi kullanarak klorür ile nitratın yer değişirmesi şeklinde olmaktadır. Sonuçta yüksek nitrat içeren atık tuzlu suyun uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu arıtım yönteminin en büyük dezavantajlarından birisi açığa çıkan atık tuzlu suyun uzaklaştırılması için gerekli maliyetin çok yüksek olmasıdır [74].

2.3.1.1. İyon değişimi yönteminin avantaj ve dezavantajları

İyon değişimi yönteminin avantaj ve dezavantajları aşağıda verilmiştir.

Avantajları

İyon değişiminin diğer arıtım yöntemlerine avantajları;

- uzun süredir endüstride uygulanıyor olması,
- birçok kirliliği giderebilmesi,
- nitrat giderimi için seçici olması
- %90'a varan bir verim elde edilmesi
- ortalama bir işletme maliyeti gerektirmesi,
- küçük ve büyük ölçekli sistemlerde kullanılabilir olması,
- otomatik olarak uygulanan bir sistem olması

şeklinde özetlenebilir [12, 74, 75].

Dezavantajları

İyon değişiminin diğer arıtım yöntemlerine dezavantajları;

- atık tuzlu su bertarafının yüksek maliyetli olması,
- muhtemel bir nitrat ve reçine kirliliğinin açığa çıkması,
- pH modifikasyonuna ihtiyaç duyulması,
- reçine atıklarının dezenfeksiyonuna ihtiyaç duyulması,
- elde edilen sudaki korozyon etkisinden dolayı ikincil bir arıtıma ihtiyaç

duyulması

şeklinde özetlenebilir [12, 74, 75].

2.3.2. Ters ozmoz

Nitrat gideriminde kullanılan en yaygın ikinci yöntem ise ters ozmozdur. Bu yöntem ile tuzluluk giderimi yapılırken aynı zamanda da iyonik (nitrat, arsenik, sodyum, klorür ve florür gibi), partikül (asbest gibi) ve organik bileşen (bazı pestisitler gibi) gibi birçok kirlilik giderimi eş zamanlı olacak şekilde yapılabilmektedir. Ters ozmozla giderimde yüksek basınç altındaki suyun yarı geçirgen bir membrandan geçirilerek kirliliklerin membranda kalması sağlanmaktadır. Ters ozmoz uygulamasında göz önünde bulundurulması gereken en önemli faktörler; suyun geri kazanımı ile tüketilen enerji arasındaki seçim, atık yönetimi, ters ozmoz yönteminin iyon değişimine göre oldukça yüksek bir maliyetin olması ve bir ön arıtıma ihtiyaç duyulmasıdır. [12, 74].

2.3.2.1. Ters ozmoz yönteminin avantaj ve dezavantajları

Ters ozmoz yönteminin avantaj ve dezavantajları aşağıda verilmiştir.

Avantajları

Ters ozmozun diğer arıtım yöntemlerine göre avantajları;

- yüksek kalitede suyun elde edilmesi,
- birçok kirliliğin gideriminin sağlanması,
- küçük su arıtım tesisleri (25 m³/sa) için en ekonomik arıtım yönteminin olması ve diğer yöntemlere göre daha az elektrik ihtiyacının olması,

- tuzluluk problemi olan sular için iyon değişimine göre daha uygulanabilir bir metot olması ve bununla birlikte birçok kirlilik gideriminin de gerçekleşiyor olması,
- %95'den daha fazla bir verim elde ediliyor olmasıdır [12, 74, 75]

Dezavantajları

Ters ozmozun diğer arıtım yöntemlerine göre dezavantajları;

- yüksek işletme maliyetinin olması,
- elde edilen sudaki korozyon etkisinden dolayı ikincil bir arıtıma ihtiyaç duyulması
 - membranın kirlenmesi,
 - ön arıtım ve enerji ihtiyacının yüksek olması,
 - geri kazanımın az olmasından dolayı uzaklaştırılması gereken yüksek atık miktarının olmasıdır [12, 74, 75].

2.3.3. Elektrodializ

Suyun geri kazanımı sırasında daha düşük atık hacmi sunması, nitrat iyonlarının gideriminde seçici özellik göstermesi, kimyasal ve enerji gereksinimlerinin minimum olması içme suyu arıtımında elektrodializ kullanımını son yıllarda arttırmıştır. ED'nin çalışma prensibi, bir dizi anyon ve katyon değişim membranlarından elektrik akımı geçirerek, nitrat ve diğer iyonların yakalanması şeklindedir [12, 74].

2.3.3.1. Elektrodializ yönteminin avantaj ve dezavantajları

Elektrodializin diğer arıtım yöntemlerine göre avantaj ve dezavantajları şöyledir:

Avantajları

Elektrodializ yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre avantajları;

- düşük kimyasal kullanımı,
- uzun ömürlü membranlar
- hedef kirleticilerin seçilerek uzaklaştırılması,
- voltaj kontrolünden dolayı giderim oranında esneklik,
- su geri kazanım hızının yüksek olması,

- uygulanabilir otomasyona sahip olması,
- birden fazla kirlilik giderimini yapabilmesidir [12, 74].

Dezavantajları

Elektrodiyaliz yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre dezavantajları;

- membranın kirlenmesini ve tıkanmasını önlemek için ön arıtıma ihtiyaç olması,
- yüksek bakım giderlerinin olması,
- ters ozmoz sistemine göre maliyetinin daha yüksek olması,
- gaz halindeki yan ürünlerin uzaklaştırılmasına ihtiyaç duyulması,
- sistemin çok karmaşık olmasıdır [12, 74].

2.3.4. Biyolojik denitrifikasyon

Genellikle atık su arıtımında kullanılan biyolojik denitrifikasyon yöntemi, biyolojik reaktörlerin denitrifikasyonda kullanılmasının yaygınlaşması ile nitrat, kromat, perklorat ve iz organik kimyasallar gibi bir çok kirleticinin gideriminde kullanılmaktadır. Avrupa'da içme sularında biyolojik denitrifikasyon yönteminin tam ölçek sistemlerde kullanımı çok yaygındır. İyon değişimi, ters ozmoz ve elektrodiyaliz yöntemleri ile kıyaslandığında, nitrat indirgendiği için sistemden ayrılır. Denitrifikasyon bakterileri nitratı azot gazına dönüştürmek için besine ihtiyaç duyarlar. Klasik atık su arıtma tesislerinde, atık su bünyesinde yeterli karbon olduğundan ilave bir besin kaynağına ihtiyaç yoktur. Buna karşın, içme suyu arıtımında ilave bir karbon kaynağı gereklidir. Aslında, içme suyu arıtımındaki ana amaçlardan birisi, su içerisindeki çözülmüş karbonu azaltarak, mikrobiyolojik büyümeyi ve biyofilm oluşumunu azaltmaktır. Ototrofik bakteri, sülfür ya da hidrojeni elektron verici, inorganik karbonu ise hücre büyümesi için karbon kaynağı olarak kullanırken, hetotrofik bakteri metanol, etanol veya asetat gibi organik karbonu besin olarak kullanır [12, 74].

2.3.4.1. Biyolojik denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları

Biyolojik denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları şöyledir.

Avantajları

Biyolojik denitrifikasyon yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre avantajları;

- açığa çıkan atık çamur miktarının düşük olması,
- düşük işletme maliyetinin olması,
- kimyasal ilavesinin limitli olması,
- %99'dan daha fazla bir verim elde edilmesi,
- birden fazla kirliliğin gideriminin yapılması,
- atık reçinenin olmaması,
- yüksek miktarda suyun geri kazanılması şeklindedir [12, 74, 75].

Dezavantajları

Biyolojik denitrifikasyon yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre dezavantajları;

- biyokütle ve çözülmüş organik maddeler için ikincil bir arıtıma ihtiyaç duyulması,
 - biyokütle bertarafına ihtiyaç duyulması,
 - çevresel koşullara duyarlı olması,
 - sistem yapısının karmaşık olması,
 - başlangıçta sistemin yavaş olması şeklindedir [12, 74, 75].

2.3.5. Kimyasal denitrifikasyon

Kimyasal denitrifikasyonda nitratın indirgenmesi metaller ile yapılmaktadır. Nitratın kimyasal denitrifikasyonunda alüminyum, demir gibi farklı metallerle çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalarda nitrat indirgemesinde katalizör olarak bakır, paladyum ve rodyum kullanılmıştır. Kimyasal denitrifikasyonun diğer nitrat giderim yöntemlerine göre avantajı, nitratın arıtım sonucunda uzaklaştırılması yerine farklı azot formlarına dönüştürülmesidir. Kimyasal denitrifikasyonun seçiminde düşünülmesi gereken faktörler, arıtma yönteminin güvenilirliği, tutarlı bir nitrat gideriminin

gerçekleştirilip gerçekleştirilmediği, tam ölçekli uygulamaların kısıtlı olması ile sıcaklık ve pH'a bağlı olmasıdır [12, 74].

2.3.5.1 Kimyasal denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları

Kimyasal denitrifikasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları şöyledir.

Avantajları

Kimyasal denitrifikasyon yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre avantajları;

- nitratın diğer azot formlarına dönüştürülmesi,
- sürdürülebilir arıtımın uygulanabilmesi,
- ters ozmoz yöntemine göre daha büyük oranda suyun geri kazanımı,
- çeşitli kirliliklerin uzaklaştırılabilmesidir [12, 74, 75].

Dezavantajları

Kimyasal denitrifikasyon yönteminin diğer arıtım yöntemlerine göre dezavantajları;

- pH ve sıcaklığa duyarlı olması,
- demir giderimine de ihtiyaç duyulması,
- giderim veriminin %60-70 civarında olması,
- tam ölçekli uygulamaların tutarlılığın sağlanamaması, maliyetin hesaplanamaması ve işletmede karşılaşılabilecek sorunların ön görülebilmesi nedenlerinden dolayı uygulanamamasıdır [12, 74, 75].

2.3.6. Fotosentetik mikroorganizmalarla biyolojik arıtım

Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik yöntemlere alternatif olarak mikroalglerin kullanılması son yıllarda oldukça yaygınlaşmıştır. Mikroalgler fotosentetik mikroorganizmalar olup, tek hücreli ya da çok hücreli yapılarından dolayı hızlı bir şekilde çoğalıp, oldukça zor çevresel koşullarda yaşayabilirler [73]. Mikroalgler atıksulardan azot, fosfor ve karbon gibi kirlilik giderimlerini gerçekleştirirken, arıtım sonucunda açığa çıkan alg biyokütlesi ise yüksek değerli ürün olarak canlılar için besin maddesi ya da biyoyakıt üretiminde kullanılabilir [76]. Mikroalgler ile nitrat kirliliğinin giderimi konusunda yapılan çalışmaların büyük bir çoğunluğu atıksu üzerine

olup, yeraltı sularında nitrat kirliliğinin giderilmesi konusundaki çalışmalar açısından literatürde boşluklar bulunmaktadır.

2.4. Membran Teknolojisi

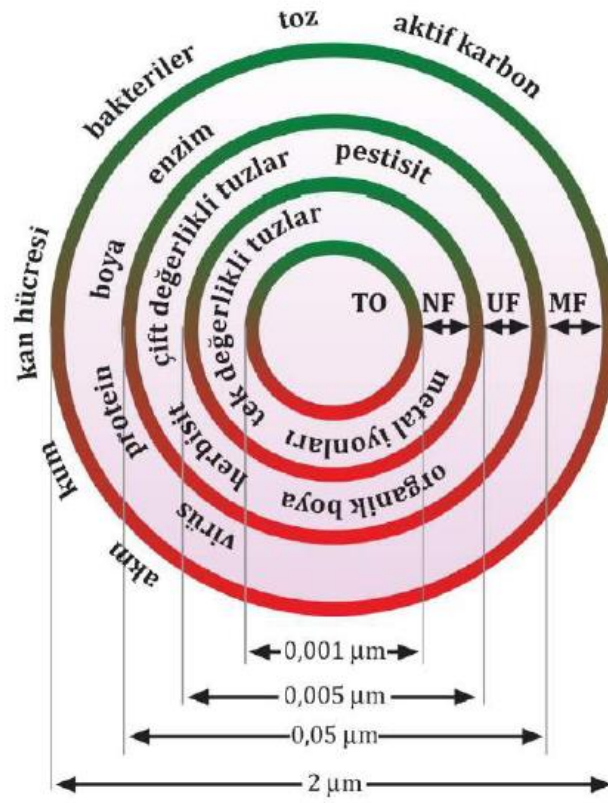
İki homojen faz arasında bulunan seçici geçirgen özellikteki membranlar; içme suyu, endüstriyel atıksuların arıtılması, elektrokimyasal prosesler, deniz suyundan içme suyu eldesi gibi birçok alanda kullanılmaktadır [77-81].

2.4.1. Membranların tarihçesi

Membranlar 1950'lerden bu yana kullanılsa da, daha öncesinde gerçekleşen tarihsel süreçteki bazı önemli olaylar membran teknolojisinin gelişimine önemli katkı sağlamıştır. Bu olaylardan ilki Nollet'in 1752 yılında arada seçici bir malzeme olması durumunda bir bölmesinde su diğer bölmesinde su ve etanol bulunan ortamda sadece etanolün geçtiğini keşfetmesidir [82]. İkinci önemli olay ise Fick'in 1885 yılında membran kalınlığı boyunca taşınımın nasıl gerçekleştiğini tanımladığı difüzyon kanunlarını bulmasıdır [83]. Diğer önemli gelişme ise Graham tarafından 1866 yılında kauçuğun gaz geçirimsizliğinin farklı gazlara göre değişkenlik gösterdiğini açıklamasıdır [84]. Bu önemli gelişmeleri, 20 yy başlarından itibaren üretilmeye başlanan ilk sentetik membranlar takip etmiştir. Denizden içme suyu eldesi için çok önemli bir gelişme olan selüloz asetat bazlı ters ozmoz membranların üretilmesi ise membran teknolojisi konusundaki en büyük katkılardan birisi olmuştur. 2000'li yıllarda nanateknolojinin gelişmesi ile nanopartikül eklentili kompozit membranlar üretilmesi ise membran teknolojisini sınırlara ulaştırmıştır [78].

2.4.2. Membranların sınıflandırılması

Membranlar gözenek çaplarına göre mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters ozmoz (TO) olmak üzere dört sınıfa ayrılmaktadır [85]. Membran gruplarının gözenek çapları ve giderimde hangi maddeler üzerinde etkili oldukları Şekil 2.6'da verilmiştir.



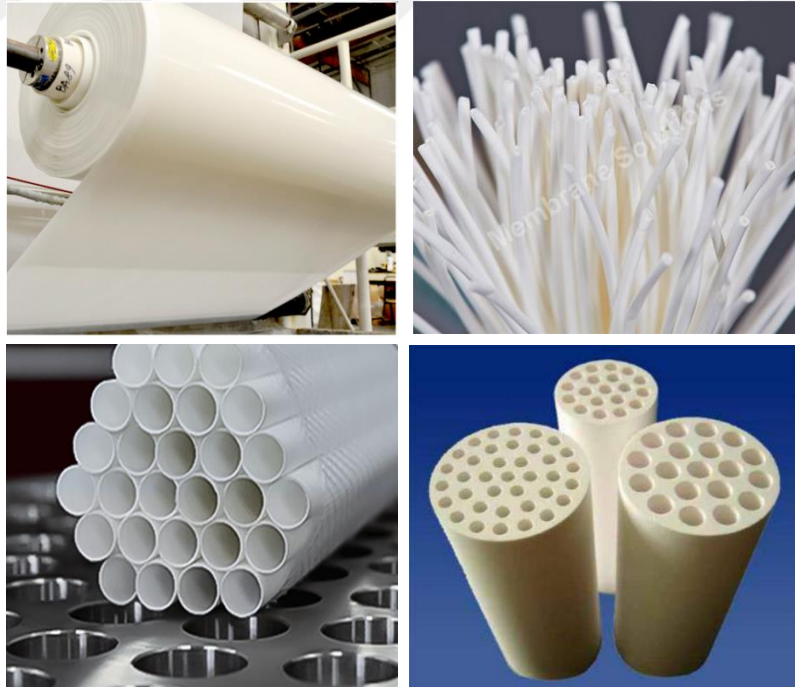
Şekil 2.6. Membranların gözenek çaplarına göre boyutlandırılması ve gideriminde etkili oldukları maddeler [78]

MF membranlar kum, bakteriler, askıda katı madde, partikül ve benzeri maddelerin gideriminde oldukça etkili olup gözenek çapları $0,05-2 \mu\text{m}$ arasında değişmektedir. MF membranların ayırma prensibi genel olarak gözenek boyutlarına göre yapılarak, fiziksel olarak elekten geçirme şeklinde bir ayırma mekanizmasına sahiptir. UF membranlar ise $0,05-0,5 \mu\text{m}$ gözenek çapına sahiptir ancak genelde gözenek çapı yerine moleküler ağırlık engelleme sınırı (MWCO - molecular weight cut off) ifadesi kullanılır. UF prosesinde ayırma işlemi hidrostatik basınç farkına dayanmaktadır. Protein, enzim, virüs ve organik maddelerin ayrılmasında UF membranlar kullanılmaktadır. NF membranlar organik boya, pestisit, çift değerlikli tuzlar, sertlik gibi parametrelerin gideriminde kullanılan $0,005-0,001 \mu\text{m}$ aralığında gözenek çapına sahip membranlardır. TO membranlar ise metal iyonları, tek değerlikli tuzlar gibi maddelerin ayırımında kullanılan gözeneksiz yapılardır [78, 86, 87]. MF ve UF prosesleri su arıtım sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Yeraltı suyu ve yüzey sularının arıtımında MF membranlar kum filtre ünitesinden sonra kullanılabilir.

NF membranların başlıca uygulama alanları içme suyu üretimi için kullanılan su arıtma sistemleri, atıksu arıtımı ve yeniden kullanımıdır [85].

2.4.3. Membran türleri

İçme suyu arıtımı uygulamalarında kullanılan MF, UF, NF ve TO membran sistemleri düz plaka, içi boşluklu fiber, tübüler ve çok delikli olmak üzere dört gruba ayrılmaktadır (Görsel 2.4). Düz plaka membranlar levha şeklinde olup, bir yüzeyinde ayırma işlemi gerçekleştirilirken, diğer yüzeyinden de membrandan süzülen su alınmaktadır. İçi boşluklu fiber membranlar, silindirik şekilde dizayn edilmektedir. İçten dışa ya da dıştan içe şeklinde çalışma prensibi ile ayırma işlemi tabakanın iç yüzeyinde ya da dış yüzeyinde olacak şekilde yapılmaktadır. Tübüler membranların yapısı da silindirik şeklinde olup, daha geniş çapa sahiptirler. Genellikle askıda katı maddenin yüksek olduğu sularda tercih edilirler. Çok delikli membranların yapısında birden çok su akış kanalı yer almaktadır. Polimerik ya da seramik malzemeden üretilen bu membranlarda çalışma prensibi içten dışa şeklindedir [78].



Görsel 2.4. a) Düz plaka [88] b) İçi boşluklu fiber [89] c) Tübüler[90] d) Çok delikli membranlar [91]

3. LİTERATÜRDE YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR

3.1 Nitrat Kirliliği Giderimi İle İlgili Yapılan Çalışmalar

Sularda nitrat kirliliğinin alg kültürleri ile giderilmesi konusunda literatürdeki çalışmalar incelendiğinde, çalışmaların büyük bir bölümünün atıksulardan nitrat giderimi üzerine olduğu görülmüştür. Bunun yanı sıra yeraltı sularında nitrat kirliliğinin giderilmesi ile ilgili olan çalışmalar incelendiğinde; iyon değişimi, ters ozmoz, denitrifikasyon, elektrodializ gibi nitrat giderim yöntemlerinin yaygın olarak kullanıldığı ancak fotosentetik mikroorganizmalar ile yapılan giderim çalışmalarının neredeyse hiç olmadığı sonucuna ulaşılmıştır. Atıksulardan ve yeraltı sularından nitrat giderimi ile ilgili yapılan çalışmalar 3.1.1 ve 3.1.2 başlıkları altında irdelenmiştir.

3.1.1. Atıksulardan alg kültürleri ile nitrat kirliliğinin giderimi konusunda yapılan çalışmalar

Farklı nitrat giderim yöntemleri kullanılarak atıksulardan nitrat gideriminin yapıldığı birçok çalışma olmasına rağmen, bu bölümde tez çalışması kapsamında son yıllarda alg kültürleri kullanılarak yapılan nitrat giderim çalışmaları incelenmiştir.

Lee ve Lee (2002) tarafından yapılan çalışmada düşük C/N oranlarının atıksuda azot giderimine etkileri incelenmiştir. Çalışma kapsamında *Chlorella kessleri* türü nitratin azot kaynağı olarak kullanıldığı iki farklı sentetik atıksuda çoğaltılmıştır. Atıksulardan bir tanesi organik karbon kaynağı olarak glikoz içerirken diğer atıksu içerisine organik karbon kaynağı eklenmemiştir. Havalandırma hızının 1 vvm'in üzerinde olduğu durumda her iki sentetik atıksu içinde alg türünün aynı oranda büyüdüğü görülmüştür. Bu çalışma CO₂'in limitleyici olmadığı durumda alg kültürü ile nitrat gideriminin yapılabileceğini göstermiştir. Her iki atıksu kompozisyonu içinde başlangıç derişimi 140 mg NO₃⁻-N /ml iken 10 günün sonunda 2 mg NO₃⁻-N/ml'ye düşmüştür [92].

Amini vd. (2014) tarafından yapılan çalışmada Şiraz, İran'da bulunan atıksu arıtma tesisinin ikinci çıkışından alınan atıksu içerisinde beş farklı mikroalg kültürünün nitrat ve fosfat giderimine etkisi incelenmiştir. Yapılan çalışmada, iki tür *Chlamydomonas* sp., iki tür *Chlorella* sp, ve bir tür *Oocystis* sp. kullanılmıştır. Her bir alg türünden 3,5 ml alınarak içerisinde 100 ml steril edilmiş atıksu bulunan erlenlere konulmuş ve 25±2 °C, pH=9 ve 4150 lux ışık şiddeti altında alg kültürlerinin azot ve

fosfor üzerindeki giderim verimleri incelenmiştir. *Chlorella* sp.'in %84,11'lik giderim verimi ile nitrat azotu giderimine olan etkisinin diğer türlere göre daha fazla olduğu görülmüştür. Bunun yanı sıra fosfat gideriminde *Chlamydomonas* sp., *Oocystis* sp. türleri %100'lük giderim sağlamıştır. Deney setlerinde iki hafta boyunca devam ettirilse de azot ve fosfor giderimi ilk dört günde gerçekleşmiştir [93].

Izar (2016) tarafından yapılan tez çalışmasında evsel atıksuda bulunan nitrat kirliliğine farklı alg kültürlerinin etkisi araştırılmıştır. Çalışmada kullanılan evsel atıksu Hacettepe Üniversitesi Beytepe Kampüsü'nden temin edilmiştir. *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* ve *Spirulina platensis* türlerinin uygun besi yerleri içine ekimi yapılırken aynı zamanda evsel atıksu içerisine de konularak, hem besi yerindeki hem de evsel atıksu içerisindeki nitrat giderim oranları incelenmiştir. *Chlorella vulgaris* türü BBM besi yeri içinde %16 oranında nitrat giderimi gerçekleştirirken, aynı türün evsel atıksudaki giderim oranı %99 bulunmuştur. *Scenedesmus obliquus* türünün BBM içindeki nitrat giderimi %30,45 iken evsel atıksudaki giderim oranı %98,5'dir. *Spirulina platensis*'in ise BG 11 (Blue-Green Medium) besi yerinde %63,36'lık, evsel atıksu içinde ise %49,36'lık nitrat giderimi gerçekleştirdiği sonucuna varılmıştır [12].

Spirulina platensis ve *Chlorella vulgaris* türleri kullanarak yapılan çalışmada sulu çözeltilerde nitrat ve fosfat kirliliği giderimini incelenmiştir. Farklı derişimlerde (0,25, 0,35 ve 0,45 g/L) nitrat ve fosfat eklenerek hazırlanan sulu çözeltiler içerisine alg kültürleri eklenmiş ve 8 günlük deney setleri kurulmuştur. *Chlorella vulgaris* ile 8 günün sonunda 0,25 g/L nitrat içeren sulu çözeltilerde %89,80 ile en yüksek nitrat giderim verimine ulaşılırken, *Spirulina platensis*'in aynı sulu çözelti için giderim verimi %81,49 olarak bulunmuştur. Fosfat giderimleri incelendiğinde ise 0,45 g/L derişimdeki sulu çözeltilerde *Chlorella vulgaris* kullanılarak %88, *Spirulina platensis* kullanılarak ise %81,49'luk bir giderim elde edilmiştir [94].

3.1.2. Yeraltı sularında nitrat kirliliği konusunda yapılan çalışmalar

3.1.2.1. Türkiye'de yeraltı sularındaki nitrat kirliliği üzerine yapılan çalışmalar

Türkiye'de yeraltı sularındaki nitrat kirliliği konusunda yapılan çalışmaların büyük bir bölümü mevcut durum analizi şeklindedir. Elde edilen bulgular nitrat derişiminin birçok bölgede sınır değerlerinin üzerinde olduğu yönündedir. Bu konuda yapılmış farklı çalışmalar irdelenmiştir.

Batman Merkez ve ilçelerinde toplam 172 kuyuda yapılan su analizlerinde yeraltı sularındaki nitrat derişiminin 0-167,19 mg/L arasında değiştiği görölmüştür. Nitrat derişiminin en yüksek olduğu bölgeler Batman Ovası ve Beşiri ovasının bulunduğu merkezin batı yönü ve Beşiri bölgesidir. Bu bölgelerde tarımın sıklıkla yapılıyor olması yeraltı suyundaki nitrat derişimini arttırmıştır [95].

Uğurluoğlu (2013) tarafından yapılan çalışmada Seydisuyu Havzası'nda belirlenen 20 kuyudan Mart 2012 - şubat 2013 tarihleri arasında yeraltı suyu örnekleri alınmıştır. Yapılan analizler sonucunda nitrat derişiminin içme suyu amacıyla kullanılan Hamidiye Köyü'nde bulunan kuyuda yaz mevsiminde 70 mg/L, kış mevsiminde ise 72 mg/L olduğu görölmüştür. Seyitgazi ilçesinde bulunan kuyudaki nitrat derişimleri ise sonbahar ve kış mevsimlerinde sırası ile 37 mg/L ve 56 mg/L olarak ölçölmüştür [96].

Korkut (2009) tarafından Deliçay ve Tarsus ayı arasında kalan kıyı akiferinde Ağustos, 2008 yılında yapılan çalışmada 205 kuyudan su örnekleri alınmıştır. Çalışma bölgesindeki kuyularda nitrat derişiminin 0,44-73,48 mg/L arasında olduğu ve bölgedeki sanayi faaliyetleri ile evsel atıksuların nitrat derişimini yükselttiği sonucunda varılmıştır [97].

Ekim 2005-Temmuz 2006 tarihleri arasında yapılan çalışmada Eskişehir ilindeki yüzeysel ve yeraltı sularında bulunan nitrat kirlilikleri incelenmiştir. Yeraltı suyu örnekleme için 15 farklı kuyu seçilmiş ve yapılan ölçümlerde nitrat derişimlerinin 13-360 mg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Bu noktalardan 8 tanesinin ise Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından belirlenen nitrat sınır değerini aştığı görölmüştür [98].

İzmir- Nif Dağı çevresindeki yeraltı suyu kirliliğinin mevsimsel olarak incelenmesi ile ilgili yapılan çalışmada 25 kuyu ve 34 pınar olmak üzere toplam 59 örnekleme noktası seçilmiştir. Nisan 2006 ve Eylül 2006 olmak üzere kış mevsimi ve kurak sezonda iki kez su örnekleri alınmıştır. Nisan 2006'da nitrat derişimi 0,2-293,8 mg/L arasında iken , Eylül 2006'da 0,3-344,4 mg/L arasında ölçölmüştür. Özellikle Nif Dağı'nın batısındaki ölçüm noktalarında Türk İçme Suyu Standardı TS 266'da belirtilen nitrat limit değeri olan 50 mg/L 'nin çok üzerinde veriler elde edilmiştir [99] .

Nas ve Berktaş (2006) tarafından yapılan çalışmada son altı yıldır Konya şehrinin yaklaşık %75'ine içme suyu sağlayan 198 kuyuda nitrat ölçümleri yapılmıştır. 1998 yılında 140 kuyudan alınan örneklerde nitrat derişimi 0,4-32 mg/L arasında değişirken, 2001 yılında 157 kuyuda yapılan örneklemelemlerde nitrat derişimi 3-110 mg/L arasında bulunmuştur. Elde edilen veriler nitrat kirliliğinin zaman içerisinde tarımsal faaliyetler,

yağışlar, kirlilik kaynaklarındaki değişiklikler ve buharlaşma gibi faktörlere bağlı olarak artış gösterdiği yönündedir [100].

Bu çalışmaların yanı sıra Avrupa Birliği Nitrat Direktifi kapsamında Tarım ve Orman Bakanlığı Tarım Reformu Genel Müdürlüğü tarafından tarımsal kaynaklı yeraltı sularında nitrat kirliliği izleme çalışmaları yapılmaktadır. 2008-2019 yılları Türkiye'deki yeraltı suyu istasyonlarından alınan örneklerde nitrat derişimleri izlenmiştir. Elde edilen veriler sonucunda nitrat kirliliğinin her geçen yıl arttığı ve içme suyu kullanımında önemli bir parametre haline geldiği görülmüştür. Aynı zamanda TÜBİTAK MAM (Marmara Araştırma Merkezi) ile birlikte yapılmakta olan proje kapsamında 2019-2021 yılları arasında Türkiye'deki 25 nehir havzasında nitrata hasas bölgeler belirlenecek ve bu bölgelerde uygulanacak nitrat eylem planları hazırlanacaktır [101].

3.1.2.2. Yeraltı sularından nitrat kirliliğinin giderilmesi konusunda yapılan çalışmalar

Yeraltı sularından nitrat kirliliğinin giderilmesi konusunda farklı giderim teknolojileri kullanılarak yapılmış birçok çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmaların bazıları aşağıda irdelenmiştir.

Wan ve arkadaşları tarafından 2009 yılında yapılan çalışmada yeraltı sularından nitrat kirliliğinin (20,9 – 22,0 mg NO₃⁻-N/L) giderimi için birleştirilmiş bir biyoelektrokimyasal ve ototrofik sülfür denitrifikasyon sistemi kullanılmıştır. Maksimum giderim verimine ulaşabilmek için reaktör birkaç ay boyunca farklı hidrolik alıkonma sürelerinde (HRT) ve farklı elektriksel akımlarda çalıştırılmıştır. Reaktörün hidrolik alıkonma süresinin 4,2 ile 2,1 saat arasında değişmesi (azot yükleme hızı 0,12 ile 0,24 kg N /m³gün) ve optimum elektriksel akımın 30 mA den 1000 mA'e çıkmasına bağlı olarak ve NO₃⁻-N giderim hızının (NO₃⁻-N birikimi olmaksızın %95'den %100'e çıkması), reaktörün en verimli çalıştığı koşulları göstermiştir [102].

Fiber bazlı biyofilm reaktör ile yeraltı suyundan nitrat gideriminin incelendiği çalışmada, atıksu arıtma tesisinin anaerobik çamur kısmından temin edilen denitrifikasyon bakterileri kullanılmıştır. Yeraltı suyuna farklı derişimlerde (50, 100 ve 150 mg NO₃⁻-N /L) nitrat ilavesi yapılarak; farklı hidrolik alıkonma süresi (HRT) (24, 20, 16, 12, 8, 4 ve 2 saat), farklı pH (5, 6, 7, 8 ve 9) ve farklı C/N oranları (C/N= 3.00, 2.00, 1.50, 1.25 ve 1.00) altında nitrat giderim verimleri araştırılmıştır. Deneysel

çalışmalar sonucunda optimum koşulların HRT= 8 saat, C/N= 1,25 ile pH 7-7,5 olduğu durumda nitrat azotunda %99'un üzerinde bir giderim elde edilmiştir [103].

Chen ve arkadaşları tarafından 2014 yılında yapılan çalışmada denitrifikasyon yöntemi ile yeraltı sularında nitrat kirliliğinin gideriminde bio-ceramsite reaktör kullanılmıştır. Ceramsite, mikroorganizmalar için dolgu malzemesi olarak kullanılmış ve mikroorganizmaların üzerine tutunarak büyümesi sağlanmıştır. Nitrat yükleme hızı, Karbon / Azot (C/N) oranı, su sıcaklığı ve pH parametreleri incelenmiştir. Nitrat yükleme hızının artmasıyla (130 mg NO₃⁻-N/L) denitrifikasyon hızının arttığı görülmüştür. C/N oranının değişimiyle farklılık gösteren denitrifikasyon hızı, C/N oranının 0,9'dan büyük olması durumunda sistemin verimli çalıştığını göstermiştir. Reaktörün optimum sıcaklığı 25-35 ° C arasındadır. pH'ın ise nötr ya da alkali olduğu durumlarda reaktörün veriminin arttığı saptanmıştır. Yapılan çalışma boyunca çıkış nitrat değerleri 10 mg NO₃⁻-N /L , nitrit değeri ise 1,75 mg NO₂-N /L'nin altında bulunmuştur [104].

Uçar vd. (2017) tarafından yapılan çalışmada Harran bölgesinde bulunan yeraltı suyunda heterotrofik ve ototrofik denitrifikasyon yöntemi ile nitrat giderimi araştırılmıştır. Yeraltı sularındaki nitrat derişimi 4,07-83,22 mg NO₃⁻-N/L arasında değişmektedir. Heterotrofik reaktör çıkışındaki nitrat azotu 19 ±3,7 mg NO₃⁻-N /L arasında bulunarak toplam %75'lik giderim elde edilmiştir [105].

Yeraltı suyundan nitrat giderimi konusunda yapılan çalışmada, membran biyofilm reaktör kullanılarak içerisine anaerobik denitrifikasyon reaktörden aşılama yapılmıştır. Deneysel çalışmalarda karbon kaynağı olarak metan kullanılmıştır. Yeraltı suyundaki başlangıç nitrat derişimi 50 mg N/L olup, maksimum hacimsel nitrat giderim hızı 45 mg N/L.gün olarak bulunmuştur [106].

Clifford ve Liu tarafından yapılan çalışmada içme suyunda iyon değiştirme yöntemi ile nitrat giderimi denenmiştir. 18-25 mg/L NO₃⁻-N içeren suda nitrat derişimi 10 mg/L'nin altına düşürülmüştür. İyon değiştirme yönteminin kullanılmasında yaşanan en büyük problem, proses sonucunda içinde sodyum klorür ve nitrat içeren atık rejenere tuzlu suyun açığa çıkmasıdır. Açığa çıkan suyun içerisindeki klorür miktarının artması hem korozyona sebep olmakta hem de sağlık açısından olumsuz etkilere neden olmaktadır [107].

Darbi vd. (2013) tarafından yapılan çalışmada Winnipeg, Manitoba'da bulunan bir çiftlik içerisinde yer alan kuyudaki nitrat kirliliğinin giderilmesi amaçlanmıştır. Bu

kapsamda ters ozmoz, iyon değiştirme ve biyoreaktör sistemlerinin kullanımının nitrat giderimine etkileri araştırılmıştır. 180 günlük çalışma sürecinin sonucunda biyoreaktör kullanımı ile başlangıç nitrat derişimi 65 mg NO₃⁻-N /L olan ham sudaki nitrat derişiminin 2,4 mg NO₃⁻-N /L ‘ye düştüğü görülmüştür. Biyoreaktör kullanımı ile nitrat gideriminde %96 verim elde edilmiştir. Ters ozmoz ve iyon değiştirme yöntemleri kullanıldığında ise nitrat derişimi sırası ile 7,7 ve 6,2 mg NO₃⁻-N /L’ye düşmüştür [108].

Ayyasamy vd. (2007) tarafından yapılan çalışmada, nitrat ile kirlenmiş yeraltı suyunun iki kademeli arıtım sistemi kullanılarak iyileştirilmesi sağlanmıştır. Nitratı indirgeyen *Pseudomonas* sp. R-7 ile biyolojik arıtım kısmı, koagülant kullanılarak da kimyasal arıtım kısmı gerçekleştirilmiştir. Biyolojik sistemde, 500 mg/L nitrat içeren mineral tuz çözeltisi kullanılarak nitrat giderimi için en uygun karbon kaynağı araştırılmıştır. Bu kapsamda glukoz, nişasta ve selüloz şeklinde üç farklı karbon kaynağının nitrat giderimine olan etkisi araştırılmış ve %1’lik nişastanın en etkili olduğu sonucuna varılmıştır. Mineral tuz çözeltisinin içinde 500 mg/L, yeraltı suyunda ise 460 mg/L nitrat içeren örneklerde biyolojik arıtım kısmı için karbon kaynağı olarak kullanılan nişastanın 72 saat içinde nitrat giderim verimine etkisinin mineral tuz çözeltisinde %86, yeraltı suyu örneğinde ise %89 olduğu görülmüştür. Alum, kireç ve alüminyum klorürün kimyasal koagülant olarak kullanıldığı kimyasal arıtım kısmında ise 150 mg/L kireç içeren koagülantın kullanılması durumunda mineral tuz çözeltisindeki nitratın tamamen uzaklaştırıldığı gözlenmiştir. Bu alışma kapsamında yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin giderilmesinde biyolojik ve kimyasal arıtım yöntemlerinin birlikte kullanılmasının daha etkili olduğu bulunmuştur [109].

Tarım alanlarında kullanılan gübrelere dolaylı nitrat ile kirlenen yeraltı suyunda paladyum, platin ve rodyum katalizörleri kullanılarak katalitik indirgeme prosesi ile nitrat giderimi incelenmiştir. Yeraltı suyunun başlangıç nitrat derişimi 32-41 mg NO₃/L arasında değişmektedir. Katalizör olarak rodyum kullanıldığında, altı saatlik reaksiyon süresinin sonunda nitrat derişimi 40 mg NO₃/L ‘den 11,9 mg NO₃/L’ye düşerek en yüksek giderime ulaşılmıştır [110].

Tong ve He (2013) tarafından yapılan çalışmada yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin giderimi için biyo-elektrokimyasal sistem (BES) adı altında yeni bir in situ (yerinde arıtım) yöntemi geliştirilmiştir. BES’in çalışma prensibi anot içerisinde nitratı uzaklaştırırken biyoelektrik üretimi gerçekleştirmek ve heterotrofik denitrifikasyon ile

nitratı azot gazına indirgemek şeklindedir. Laboratuvar ölçekli yapılan çalışmalarda sentetik ve gerçek yeraltı suyu kullanılmıştır. Elde edilen verilerde 0,8 V seçilmesi durumunda en yüksek nitrat giderim hızı $208,2 \pm 13,3 \text{ g NO}_3^- \text{-N/ m}^3 \cdot \text{gün}$ bulunmuştur. Elektrik üretiminin olmadığı durumda, iyon değişiminden dolayı elde edilen nitrat giderim hızı $158,5 \pm ,2 \text{ g NO}_3^- \text{-N/ m}^3 \cdot \text{gün}$ şeklindedir [111].

Sentetik yeraltı suyundan nitrat ve arsenik giderimi ile ilgili yapılan diğer bir çalışmada seri bağlı iki adet biyolojik aktif karbon (BAC) reaktörü kullanılmıştır. Sisteme ilave olarak asetik asit verilmiştir. BAC reaktörün içerisinde büyüyen karışık mikrobiyolojik biyofilm çözünmüş oksijen, nitrat, arsenat ve sülfatı elektron alıcı olarak kullanmıştır. Başlangıçta 50 mg/L olan nitrat derişimi 0,2 mg/L'nin altına düşmüştür. Arsenik ise 200 ug/L'den 20 ug/L'ye kadar düşmüştür. Bu çalışma nitrat ve arsenik kirliliklerinin biyoreaktör kullanılarak eş zamanlı olarak giderebileceğini gösteren ilk çalışmadır [112].

Sarmal fiber bazlı biyofilm reaktör kullanılarak yeraltı suyundan nitrat ve kromat giderimi konusunda yapılan çalışmada, sentetik yeraltı suyunun içindeki başlangıç nitrat derişimi 50 mg $\text{NO}_3^- \text{-N/L}$ seçilmiştir. Cr (VI) derişimi 0-1.0 mg/L, başlangıç pH değeri 4-10, karbon azot oranı $C/N= 0,8-1,2$ ve hidrolik alıkonma süresi 2-16 saat arasında olacak şekilde farklı deney setleri kurulmuştur. Başlangıç pH değerinin 7 olarak seçilmesi, $C/N=0,9$ olması, hidrolik alıkonma süresinin 8 saat ve Krom (VI) derişiminin 1.0 mg/L olması durumunda Cr(VI) gideriminin %95, nitrat gideriminin ise %99'un üzerinde olduğu sonucuna ulaşılmıştır [113].

Hu vd. (2000) yılında yapılan çalışmada üç farklı siyanobakteri (*Synechocystis* sp. PCC 6803, *Synechocystis minima* CCAP 1480/4 ve *Synechococcus* sp. PCC 7942) türünün yeraltı suyundan nitrat kirliliğine etkisi araştırılmıştır. Phonix, Arizona'daki kuyulardan temin edilen yeraltı suyundaki nitrat derişimi 1,5-2,3 mM NO_3^- arasındadır. Deney setleri 32°C sıcaklığa sahip su banyosu içerisine yerleştirilmiş cam kolonlarda gerçekleştirilmiştir. Sisteme verilen hava miktarı 0,6 vvm olup, ışık yoğunluğu 6-180 $\mu\text{mol.foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ arasında olan floresan lambalar kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre; yeraltı suyuna ilave bir fosfat ve iz element katkısı halinde, yeraltı suyunun alg kültürleri için besi yeri olarak kullanılabilceği şeklindedir. Deneysel çalışmalarda kullanılan üç siyanobakteri türü de nitrat giderimini gerçekleştirse de en fazla verim ışık yoğunluğunun 100 $\mu\text{mol.foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olması durumunda *Synechococcus* sp. PCC 7942 türü kullanıldığında alınmıştır [2].

Amini vd. (2019) yaptıkları çalışmada sulu çözeltilerden *Dunaliella salina* kültürü ile nitrat ve fosfat giderimini araştırmıştır. Farklı derişimlerde (50, 100, 150, 200, 250, 300 ve 350 mg/L) nitrat ve fosfat içeren sulu çözeltiler hazırlanmıştır. 250 ml'lik erlenler içeresine 100 ml nitrat ve fosfat çözeltilerinden konulmuş, üzerine de alg biyokütlesinden ilave edilerek karıştırıcıya yerleştirilmiştir. Deneysel koşullarının 0,05 g/L alg biyokütlesi olması, pH 7 seçilmesi, başlangıç nitrat ve fosfat derişiminin 350 mg/L olması durumunda %54 oranında nitrat, %82 oranında ise fosfat giderim verimine ulaşılmıştır [114].



4. MATERYAL VE METOT

4.1 Alg Kültürü ve Devamlılığının Sağlanması

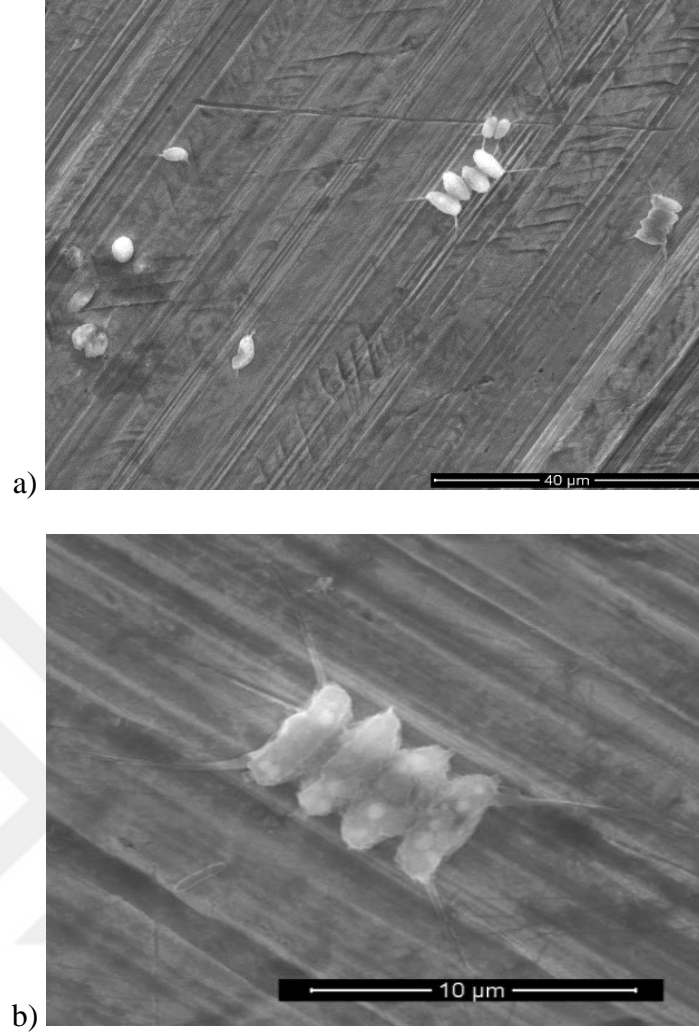
Tez çalışması kapsamında kullanılan *Tetradasmus obliquus* türünün temin edilmesi ve laboratuvar ortamında sürekliliğinin sağlanması ile detaylı bilgiler aşağıda verilmiştir.

4.1.1 Mikroalg

Çalışma kapsamında yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin giderilmesi için *Tetradasmus obliquus* türü kullanılmıştır. Saf alg kültürü Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’den temin edilmiştir. Düzenli olarak ekimi yapılan alg kültürü belirli aralıklarla optik ve elektron mikroskop altında gözlenerek kontaminasyon olup olmadığı incelenmiştir (Görsel 4.1 ve Görsel 4.2). Optik mikroskop görüntüleri için Çevre Mühendisliği bünyesinde bulunan mikroskop kullanılırken (Nikon YS100), elektron mikroskop görüntüleri için ODTÜ Merkez Laboratuvarı’nda bulunan FEI Quanta 400 F taramalı elektron mikroskobu kullanılmıştır. Alg kültürünün devamlılığını sağlamak için BBM (Bold’s Basal Medium) besi yeri kullanılmıştır.



Görsel 4.1. *Tetradasmus obliquus* türünün optik mikroskop görüntüleri (100x büyütme)



Görsel 4.2. *Tetrademus obliquus* türünün genel (a) ve detaylı (b) taramalı elektron mikroskop (SEM) görüntüleri

4.1.2 Kültür besi yeri

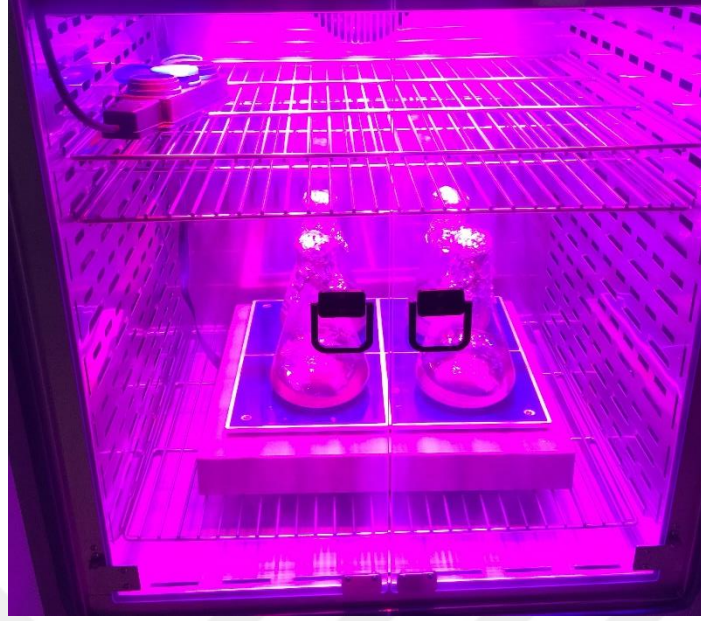
BBM besi yeri için gerekli çözeltiler laboratuvar ortamında analitik saflıktaki kimyasallar kullanılarak 250 mL'lik erlenlerde hazırlanmıştır. Stok çözeltiler Hirayama HG-80 marka ve modele sahip otoklavda 121 °C'de 20 dakika sterilize edildikten sonra 4 °C'de buzdolabında saklanmıştır. Tablo 4.1'de gösterilen stok çözeltiler hazırlanarak 1-6 nolu stok çözeltilerden 10 ml, 7-10 numaralı stok çözeltilerden 1 mL alınarak 900 mL otoklavlanmış saf su içerisine konulmuştur. [115].

Tablo 4.1. *BBM besi yerinin hazırlanması*

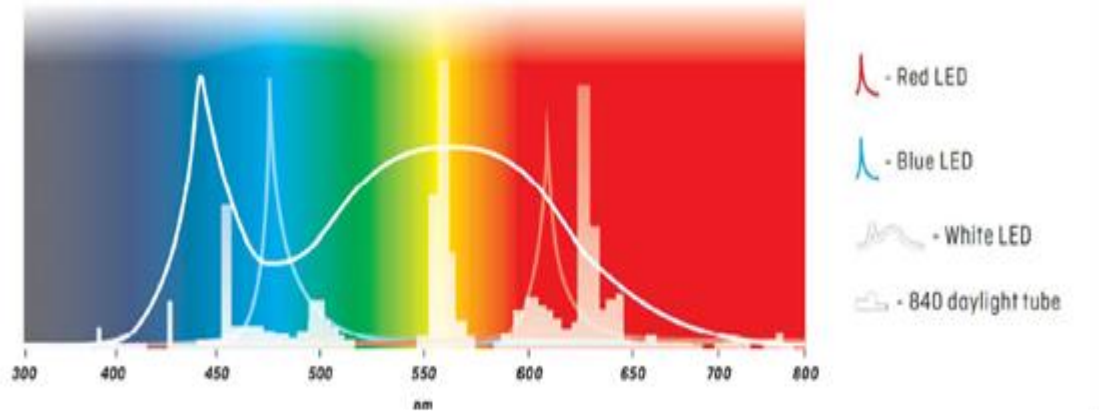
Stok Çözelti	Hacim (mL)	Bileşen	Stok Çözeltideki Derişimi
1	10	NaNO ₃	25 g / L
2	10	MgSO ₄ .7H ₂ O	7,5 g / L
3	10	NaCl	2,5 g / L
4	10	K ₂ HPO ₄	7,5 g / L
5	10	KH ₂ PO ₄	17,5 g / L
6	10	CaCl ₂ .2H ₂ O	2,5 g / L
7	1	ZnSO ₄ .7H ₂ O	8,82 g / L
		MnCl ₂ .4H ₂ O	1,44 g / L
		MoO ₃	0,71 g / L
		CuSO ₄ .5H ₂ O	1,57 g / L
		Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	0,49 g / L
8	1	H ₃ BO ₃	11,4 g / L
9	1	EDTA. Na ₂	50 g / L
EDTA.KOH çözeltisi		KOH	31 g / L
10		FeSO ₄ .7H ₂ O	4,98 g / L
Demirli çözelti	1	Konsantre H ₂ SO ₄	1 mL (asitlemek için)

4.1.3 Mikroalg kültürünün aşılması

Alg kültürünün ekimi laboratuvar bünyesinde bulunan ESCO AC2-4E8 Biyolojik Güvenlik Kabini içerisinde gerçekleştirilmiştir. *Tetrademus obliquus* ekimi yapılırken alg:besi yeri oranı 1:10 olacak şekilde kullanılmıştır. Örneğin 1 L'lik sterilize edilmiş erlen için 40 mL saf alg kültürü 400 mL BBM besi yeri kullanılmıştır. Alg kültürlerinin gerekli oksijen ihtiyacını karşılayabilmesi için erlenin içerisindeki maksimum sıvı miktarı %40'ı geçmeyecek şekilde ayarlanmıştır. Erlenlerin ağzı önce pamuk ile sonra da alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Ekimi gerçekleştirilen yeni kültürler iklimlendirme kabininin içerisinde bulunan karıştırıcıya yerleştirilerek, 120 rpm, 28°C sıcaklık, %45 nem oranı, 18/6 aydınlık/karanlık evre ile alg kültürlerinin büyümeleri için uygun olan kırmızı ve mavi renge sahip tepeden aydınlatan LED panel modülü altında büyütülmüştür (Görsel 4.3). Led panelin ışık yoğunluğu 50 cm altında 165 umol/m²s'dür. LED ışıklara ait spektrum görüntüsü Şekil 4.1'de verilmiştir. Bu çalışmada Poleko Marka KK 240 INOX iklimlendirme kabini ile Infors/HT marka orbital çalkalayıcı sistemi kullanılmıştır.



Görsel 4.3. İklimlendirme kabini içerisinde bulunan alg kültürleri



Şekil 4.1. LED ışık panelinin spektrum görüntüsü

4.2 Sentetik Yeraltı Suyunun Hazırlanması

Çalışma kapsamında, yeraltı suyunun karakteristik özelliklerinin, mevsimsel koşullar gibi özelliklere bağlı değişim göstermesi ve buna bağlı giderim oranlarının karşılaştırılmasına engel olabileceği göz önünde bulundurularak sentetik yeraltı suyu kullanılmıştır. Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde, her bir çalışma için farklı kimyasal bileşen yapısına sahip bir yeraltı suyu hazırlandığı görülmektedir [116-119]. Bu çalışmalardan elde edilen bilgiler ve doğal sulardaki çeşitli anyon ve katyon dengelerinin ne olabileceği konusundaki literatür bilgilerinden yola çıkılarak çalışma kapsamındaki sentetik yeraltı suyunun kimyasal bileşimi belirlenmiştir [117].

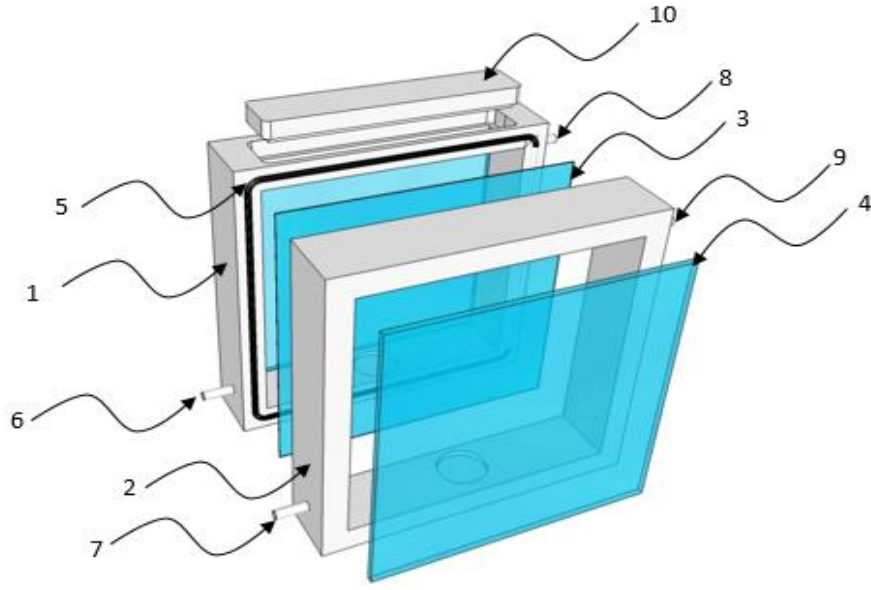
Kullanılan kimyasalların tümü suda etkin şekilde çözünebilen tuzlardan seçilmiş olup, suya eklenen kimyasalların ortak iyon etkisi ile sentetik yeraltı suyunda elde edilecek olan kimyasal kompozisyon ise Visual MinteQ programı ile analiz edilmiştir. Gerekli bileşiklerden KNO_3 , KHCO_3 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, NaNO_3 ve NaHCO_3 kimsayallarından 1 g tartılarak 100 ml ultra saf su eklenerek 100 ml'lik balon jöjeler içerisinde çözdürülmüş ve stok çözeltiler hazırlanmıştır [120]. Stok çözeltiler 4 °C'de saklanmıştır. Yeraltı suyu hazırlanırken Tablo 4.2'de görüldüğü gibi her bir stok çözeltiden belirli hacimlerde alınarak 16 L'lik otoklavlanabilir bidonun içerisine eklenmiştir. Ayrıca alg kültürleri için gerekli olan fosfor ihtiyacının karşılanabilmesi için yeraltı suyu hazırlanırken içerisine K_2HPO_4 ilavesi yapılmıştır. Sentetik yeraltı suyunun toplam hacmi 16 L'dir. Hazırlanan yeraltı suyu bidonun ağzı kapatılmış ve alüminyum folyo ile ağız kısmı sarıldıktan sonra otoklavda 121 °C'de 20 dakika sterilize edilmiştir. Otoklavlanan yeraltı suyunun pH'ı 8,5 olup, deneysel çalışmalarda kullanılmıştır.

Tablo 4.2. Sentetik yeraltı suyunun hazırlanması [120]

Kimyasalın Adı	Miktar (mL / 16 L)
KNO_3	212,08
KHCO_3	322,40
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	477,60
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	380,00
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	58,56
NaNO_3	151,20
NaHCO_3	287,20

4.3. Tasarım Reaktör

Tez çalışması kapsamında yeraltı suyu ile alg kültürlerinin birbirine karışmasını önleyen bir reaktörün tasarlanması ve çalışmada kullanılması tezin özgün değerlerinden bir tanesini oluşturmaktadır. Tasarımı yapılan reaktör ile yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin giderimi yapılırken, reaktör bölmeleri arasında bulunan membran ile alg kültürlerinin yeraltı suyu ile karışması önlenmiş, bu sayede ilave bir arıtıma ihtiyaç duyulmamıştır. Tasarımı yapılan reaktörün perspektif görüntüsü Şekil 4.2'de görülmektedir.



Şekil 4.2. Reaktörün patlatılmış perspektif görünüşü

Şekil 4.5’de numaralandırılmış referansların açıklamaları şöyledir:

- 1: Membran biyoreaktör yeraltı suyu hücresi
- 2: Membran biyoreaktör alg kültürü hücresi
- 3: Yarı geçirgen membran veya filtre materyali
- 4: Işık geçirgen cam/pleksiglas pencere
- 5: Sızdırmazlık contası
- 6: Alg-yeraltı suyu çıkış hattı
- 7: Arıtılmış yeraltı suyu çıkış hattı
- 8: Alg-yeraltı suyu giriş hattı
- 9: Yeraltı suyu giriş hattı
- 10: Havalandırma kapağı

Tasarım reaktör her biri 260*260*55 mm ölçülerinde iki ana hücreden meydana gelmektedir. Bu hücrelerden birisi Membran biyoreaktör yeraltı suyu hücresi (1) olup, nitrat açısından kirli durumdaki yeraltı suyunun arıtılmak üzere eklendiği hücredir.

Diğer bir hücre ise Membran biyoreaktör alg kültürü hücresi (2) olup, alg kültürü ve besin maddesi olarak sentetik yeraltı suyunun bulunduğu hücredir. Bu iki hücre arasında Yarı geçirgen membran veya filtre materyali (3) olup, alg kültürünün yeraltı suyuna karışması önlenmekte ve sadece su ve besin maddelerinin hücreler arasında transfer olmasına izin verilmektedir. Membran biyoreaktör alg kültürü hücresinin (2) ön tarafında Işık geçirgen cam/pleksiglas pencere (4) olup, dışarıdan ışık kaynağı ile alg hücrelerinin ihtiyaç duyduğu ışığın reaktöre iletilmesi sağlanmaktadır. Bu Işık geçirgen cam/pleksiglas pencere (4) isteğe bağlı olarak Membran biyoreaktör yeraltı suyu hücresi (1) dış tarafına yerleştirilerek de çift taraflı ışık desteği sağlanabilmektedir. Membran biyoreaktör hücresinin hücrelerini birbirine bağlarken arada sızıntı olmasını engellemek üzere Sızdırmazlık contası (5) bulunmaktadır. Biyoreaktör içerisindeki alg-yeraltı suyu Alg-yeraltı suyu giriş hattı (8) aracılığıyla reaktöre beslenmektedir. Reaktördeki arıtım sürecinde çoğalan alg kültürünün fazlası ise Alg-yeraltı suyu çıkış hattı (6) ile biyoreaktöre tekrar verilmektedir. Bu hatlar birbiri ile çapraz olarak konumlandırılarak kısa devrenin önüne geçilmektedir. Membran biyoreaktöre arıtılmak üzere beslenecek yeraltı suyu Yeraltı suyu giriş hattından (9) yapılmaktadır. Reaktörde arıtılan yeraltı suyu ise Arıtılmış yeraltı suyu çıkış hattından (7) yapılmaktadır. Bu hatlar birbiri ile çapraz olarak konumlandırılarak kısa devrenin önüne geçilmektedir. Alg kültürünün bulunduğu bölmede Havalandırma kapağındaki (10) port kullanılarak reaktör içerisine hava taşı ile istenilen debide hava verilmektedir. Böylece reaktör içerisinde hem alg kültürünün havalandırması sağlanmakta hem de biyofilm oluşumu engellenmektedir.

Deneysel çalışmalarda tasarım reaktörün her bir bölmesinin çalışılabilir hacmi 4000 mL olarak seçilmiştir. Kullanılan naylon membran ise Sterlich marka 0,65 mikron gözenek çapında, 300x300 mm ebadında, hidrofilik özelliktedir. Çalışmada kullanılan tasarım reaktör ile ilgili Türk Patent ve Marka Kurumu'na patent başvurusu yapılmış olup, inceleme aşamasındadır (Başvuru No: 2017/19608).

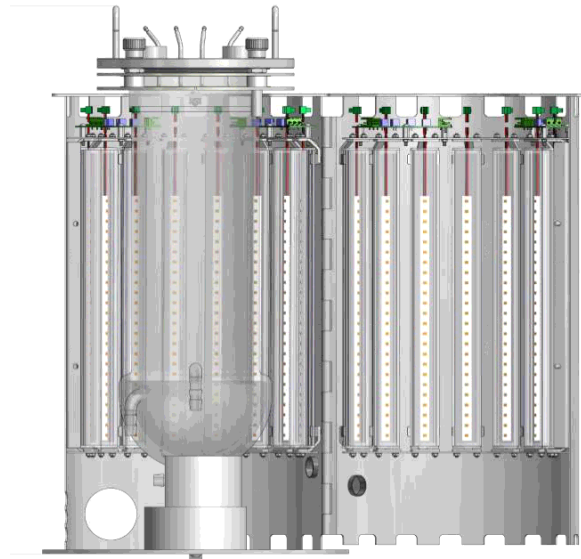
4.4. Fotobiyoreaktör

Tez çalışması kapsamında tasarım reaktördeki arıtım sürecini desteklemek amacıyla INFORS HT Labfors 5 marka fotobiyoreaktör kullanılmıştır. Fotobiyoreaktör ana kontrol ünitesi ve reaktör olmak üzere iki kısımdan oluşmaktadır (Şekil 4.3).



Şekil 4.3. Fotobiyoreaktörün genel görünümü

Reaktör bölümünde reaksiyon işleminin gerçekleştiği bir kültür kabı ve ışık ceketi bulunmaktadır. Kültür kabının etrafında alg büyümesi için uygun 16 adet hava soğutmalı LED aydınlatma şeridinden oluşan bir aydınlatma sistemi bulunmaktadır (Şekil 4.4).

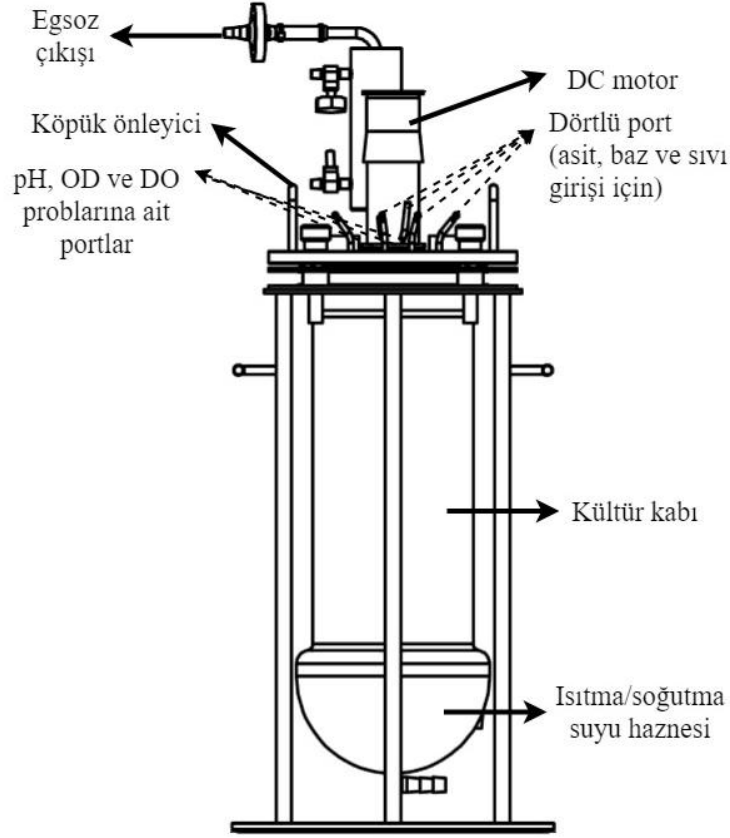


Şekil 4.4. Kültür kabının etrafında bulunan ışık ceketinin görünümü

Kültür kabının toplam hacmi 3,6 L olup yarı su ceketli ısıtma/soğutma sistemine sahiptir. Deneysel çalışmalarda hücre kabının 2,6 L'lik bölümü kullanılmıştır. Cihazda kültür kabında üretim için gerekli bir adet toplama (harvest), bir adet hava girişi ve bir adet eksoz bağlantısı bulunmaktadır. Kültür kabının üst kısmında yer alan kapak bölümünde problemlerin (pH, OD, DO) bağlanması, besiyeri, asit, baz, köpük önleyici veya başka bir sıvının eklenmesi için gerekli bağlantı portları vardır. Bu portlarda pH probu, oksijen probu ve OD (hücre sayısı yoğunluğu ölçüm probu) probu bulunmaktadır. Ayrıca bir adet PT-100 sıcaklık sensörü bulunmaktadır. İstenilen sıcaklıkta çalışılmasına imkân verebilmek için (8 °C – 70 °C) kültür kabı su ceketli ısıtmalı özelliktedir. Cihazın içerisinde yer alan su motoru ile su cihazın içerisine alındıktan sonra otomatik olarak ısıtma yapılarak kontrolü sağlanmaktadır. Oda sıcaklığından düşük sıcaklıklarda çalışabilmek için OMİ CHWM 11 marka chiller ünitesi kullanılmaktadır. Chiller ünitesinin içindeki suyun çalışma sıcaklığı 5-20 °C arasındadır.

Kültür kabına havalandırma (sparger) halkası ile verilen gaz kültür kabının içinde homojen bir şekilde tüm kültüre dağılmaktadır. Kültür kabının üst kısmında bulunan kapakta yer alan DC motor ile kültürün çökmemesi, sürekli karıştırılması sağlanmaktadır. Bu motora bağlanan üç bıçaklı marine blade tipte bir adet pervane bulunmaktadır. Kültür kabı içerisindeki sterilizasyonu koruyarak sürekli örnek alınabilmesi için kapak üzerinde bulunan örnek alma sistemi çekvalf sistemine sahiptir.

Deneysel çalışmalar esnasında cihazda kültür kabında oluşan sıvı kaybına bağlı hacim azalmasını önlemek amacıyla buhar yoğunlaştırma sistemi bulunmaktadır. Bu eksoz sisteminin en etkin şekilde yoğunlaştırma yapabilmesi için su ile soğutma sistemi bulunmaktadır Kültür kabından çıkan eksoz gazı 0.2 µm filtreden geçirilerek dışarı atılmaktadır. Kültür kabına ait teknik çizim Şekil 4.5'de verilmiştir.



Şekil 4.5. Kültür kabının teknik çizimi

Ana kontrol ünitesi üzerinde ise fermentasyon ve hücre kültürü çalışmaları olmak üzere iki seçenek bulunmaktadır. Fermentör sistemi kesikli, beslemeli ve sürekli çalışma sistemleri için uygun özelliktedir. Ayrıca ana kontrol ünitesi üzerinde dört adet peristaltik pompa ile 12 inch büyüklüğünde dokunmatik ekran kontrol ünitesi yer almaktadır. Cihazın ana kontrol ünitesi ile; sıcaklık ayarlaması, karıştırıcı motor hızı ve süresinin programlanması, numune alma veya sıvı akışı kontrolü için kullanılacak peristaltik pompaların otomatik olarak kontrolü sağlanmaktadır.

Ana kontrol ünitesi üzerinde yer alan kalibrasyon menüsü ile pH, DO ve seviye problemlerinin kalibrasyonları kolayca yapılabilmektedir. pH kalibrasyonu için iki noktalı kalibrasyon kullanılmakta olup, kalibrasyonu hücre kabının otoklavlanmasından önce yapılmaktadır. Oksijen probunun kalibrasyonu ise hücre kabının sterilize edilmesinden sonra deney düzeneğinin yarım saat kadar çalıştırılıp, stabil koşullara gelmesinden sonra gerçekleştirilmektedir.

Cihazda pH değeri 2-14 arasında PID kontrol ile ayarlanabilir özelliktedir. Cihazda hücre kabının içerisinde bulunan sıvıda değişen pH dengesi otomatik olarak ayarlanabilmektedir. Deneysel çalışmalarda pH dengelemesi için asit olarak 0,1 N HCl (Hidroklorik asit) ve baz olarak 0,1 N NaOH (Sodyum hidroksit), asit baz peristaltik pompaları kullanarak kültür kabına otomatik olarak eklenmektedir.

Cihazda hava veya gaz akışı standart olarak ana kontrol ünitesi üzerinde bulunan termal kütle akış kontrolleri ve 3'lü (kuru hava, CO₂, N₂) gaz karışım ünitesi ile sağlanmaktadır. Deneysel çalışmalarda kuru hava ve karbondioksit gazları kullanılmıştır.

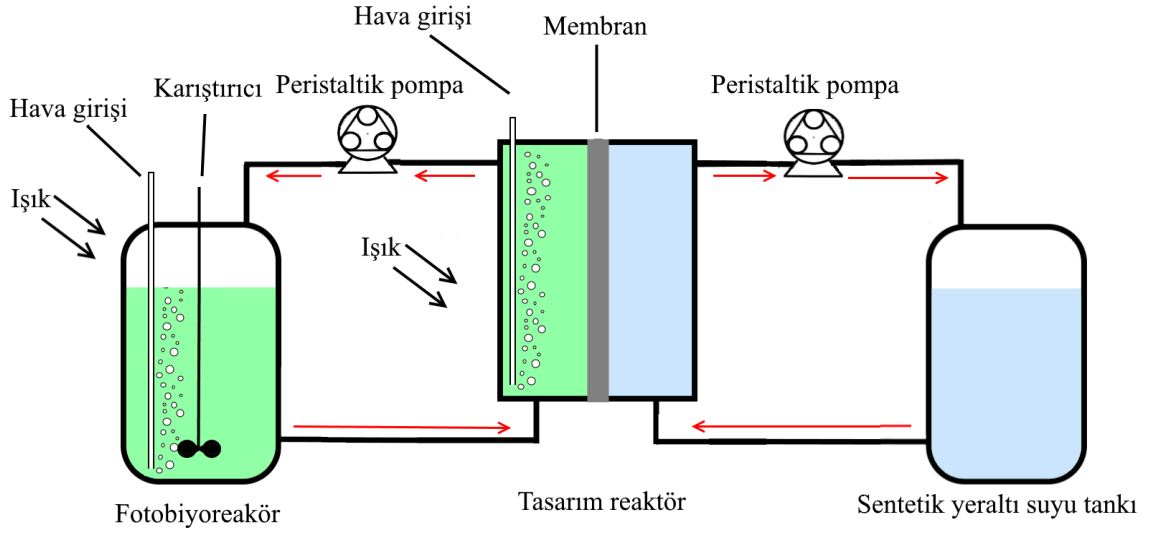
Ayrıca fotobiyoreaktör içerisine beslemesi yapılacak kuru hava ve karbondioksit tüpleri mevcuttur. Sistem ile birlikte çıkış gazında yüzdesel olarak O₂ ve CO₂ ölçümlerinin yapılabileceği gaz analiz cihazı bulunmaktadır.

Fotobiyoreaktörden data aktarımı ise cihaz ile birlikte alınan bilgisayardaki İRİS V6.0 yazılımı ile yapılmaktadır.

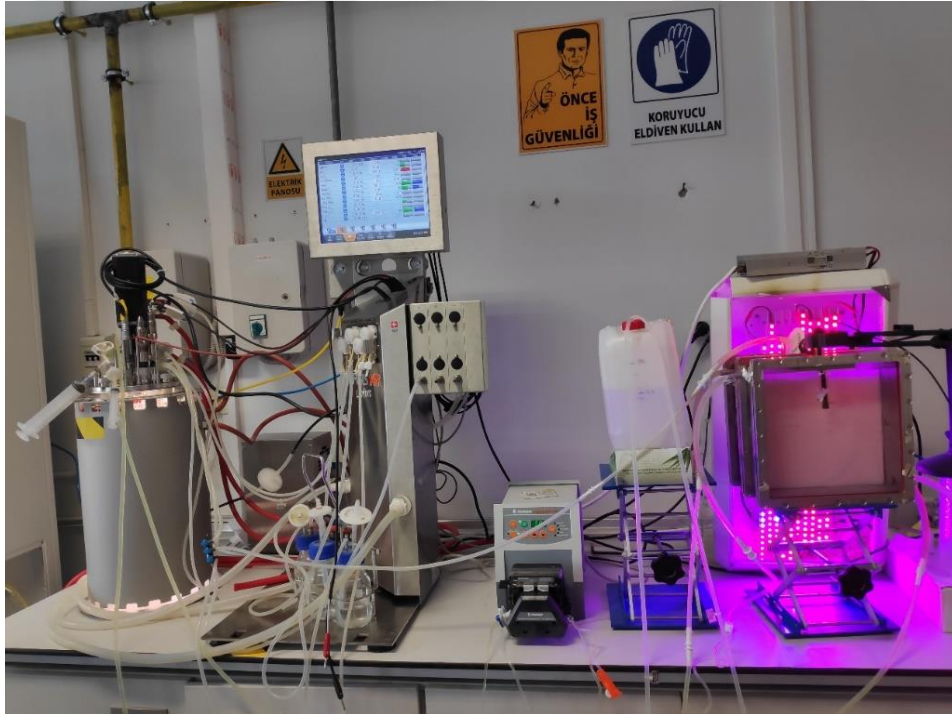
4.5. Deney Düzeneginin Hazırlanması

Deneyin başlangıcında naylon membran ile ayrılmış olan tasarım reaktörün her bir bölmesine eşit hacimde doldurulmak suretiyle 4000 ml sentetik yeraltı suyu konulmuştur. Biyoreaktörün içerisine ise 2000 ml yeraltı suyu, 600 ml *Tetradesmus obliquus* suşu eklenmiştir. Tasarım reaktöre besleme yapan tankta ise 2600 ml yeraltı suyu bulunmaktadır. Deney seti kurulduğunda yeraltı suyunun toplam hacmi 6600 ml (tasarım reaktör ve besleme tankı), alg kültürünün bulunduğu reaktör hacmi de 6600 ml (tasarım reaktör ve biyoreaktör) olmuştur. Harici peristaltik pompa ile biyoreaktör içerisinde bulunan yeraltı suyu ile karışmış alg kültürü tasarım reaktörün alg bölmesine, besleme tankı içerisinde bulunan yeraltı suyu ise tasarım reaktörün yeraltı suyu bölmesine aynı harici bir peristaltik pompa ile sürekli olarak beslenmektedir. Tasarım reaktörün alg kısmındaki fazla hacim tasarım reaktör ile biyoreaktör arasına bağlanan hortum sayesinde kendi cazibesi ile biyoreaktöre geçmektedir. Tasarım reaktörün yeraltı suyu bulunan bölmesindeki fazla hacim ise yine kendi cazibesi ile yeraltı suyu tankına döngü yapmaktadır. Tasarım reaktörün alg bölmesine kırmızı ve mavi renklere alg kültürleri için uygun led ışık kaynağı yerleştirilerek alg kültürlerinin deney süresince yeterli miktar ve sürede ışık kaynağından faydalanmaları sağlanmıştır. Ayrıca tasarım

reaktörün alg bölgesine akvaryum pompası ile hava verilmektedir. Deney düzeneğinin şematik gösterimi Şekil 4.6’da, fotoğrafı ise Görsel 4.4’de verilmiştir.



Şekil 4.6. Deney düzeneğinin şematik gösterimi



Görsel 4.4. Deney düzeneği görseli

Deneysel çalışmalarda bir deney seti bittiğinde biyolojik güvenlik kabini içerisinde tasarım reaktör ve besleme tankı tamamen boşaltılarak temizlenmiş ve içlerine yukarıda verilen hacimlerde steril sentetik yeraltı suyu ilavesi yapılmıştır. Biyoreaktör içerisindeki sıvı ise çıkış hattından dışarı atılmıştır. Her deney setinde başlangıç alg derişimi (klorofil-a miktarı) aynı olacak şekilde biyoreaktör içerisine alg kültürü eklenmiş ve kalan hacim sentetik yeraltı suyu ile doldurulmuştur. Böylelikle, her deney setindeki başlangıç koşulları sabit tutulmuştur.

4.6. Deneysel Yöntemler

Deneysel çalışmalar sırasında biyoreaktör ve tasarım reaktör içerisinden örnekler alınarak çeşitli ölçüm ve analizler yapılmıştır. Biyoreaktör içerisinden alınan örneklerde günlük pH, OD, klorofil-a, nitrat ve fosfat değerlerine bakılırken, tasarım reaktörün yeraltı suyu bölmesinden alınan örneklerde ise pH, klorofil-a, nitrat ve fosfat parametreleri ölçülmüştür. Buna ek olarak belirli aralıklarla tasarım reaktörden alınan örneklerde çözülmüş organik karbon derişimi ölçülmüştür. Klorofil-a, nitrat ve fosfat ölçümlerinde kullanılacak cihazların öncelikle kalibrasyonları yapılmıştır. Ayrıca çözülmüş organik karbon ölçümü yapılan TOC (Toplam organik karbon) cihazının kalibrasyonu da yapılmıştır. Aynı şekilde biyoreaktöre harici olarak bağlanan ve biyoreaktör ile tasarım reaktör arasında sıvı geçişini sağlayan peristaltik pompanın kalibrasyonu yapılmıştır. Bu bölümde tez çalışmasında kullanılan cihazlara ve cihazların kalibrasyonlarının yapılmasına yer verilmiştir.

4.6.1. pH ölçümü

pH ölçümleri hem fotobiyoreaktör için hem de tasarım reaktörün yeraltı suyu bölmesi için gerçekleştirilmiştir. Fotobiyoreaktör kısmı için, fotobiyoreaktör üzerinde bulunan pH probu kullanılmıştır. pH probunun kalibrasyonu fotobiyoreaktörün otoklavlanmasından önce iki nokta kalibrasyonu şeklinde yapılmıştır. Deney setlerinde tanımlanan pH değeri için ihtiyaç duyulması durumunda sisteme otomatik 0,1 N HCl veya 0,1 N NaOH dozlaması yapılmıştır. Tasarım reaktörün yeraltı suyu bölmesinde ise pH ölçümleri için HACH HQ40d multi ölçüm cihazı ile birlikte pH probu kullanılmıştır (Görsel 4.5). HACH HQ40d multi ölçüm cihazının ise kalibrasyonu düzenli aralıklarla

kontrol edilmiş ve gerektiğinde pH 4, pH 7 ve pH 10 buffer çözeltileri ile kalibrasyonu yapılmıştır.



Görsel 4.5. pH ölçümlerinde kullanılan HACH HQ40d multiölçüm cihazı

4.6.2. OD ölçümü

Fotobiyoreaktör sistemi ile birlikte Optek marka ASD-12 OD probu temin edilmiştir (Şekil 4.7). OD probu ölçüm açıklığı (1), prob gövdesi (2), conta (3), sensör başlığı (4) ve bağlantı ucundan (5) oluşmaktadır. Reaktör sisteminde otomatik ölçüm yapan prob kullanılarak hücre yoğunluğunun izlenmesi planlanmıştır. Ancak probun fiziksel yapısından dolayı zaman zaman ölçüm açıklığında hücre birikmesi gerçekleşmiş ve ölçüm hatalarına neden olmuştur. Bu nedenle çalışma süresince hücre yoğunluğu için klorofil-a ölçümleri esas alınmıştır.



Şekil 4.7. Fotobiyoreaktör sisteminde kullanılan OD probu

4.6.3. Klorofil-a ölçümü

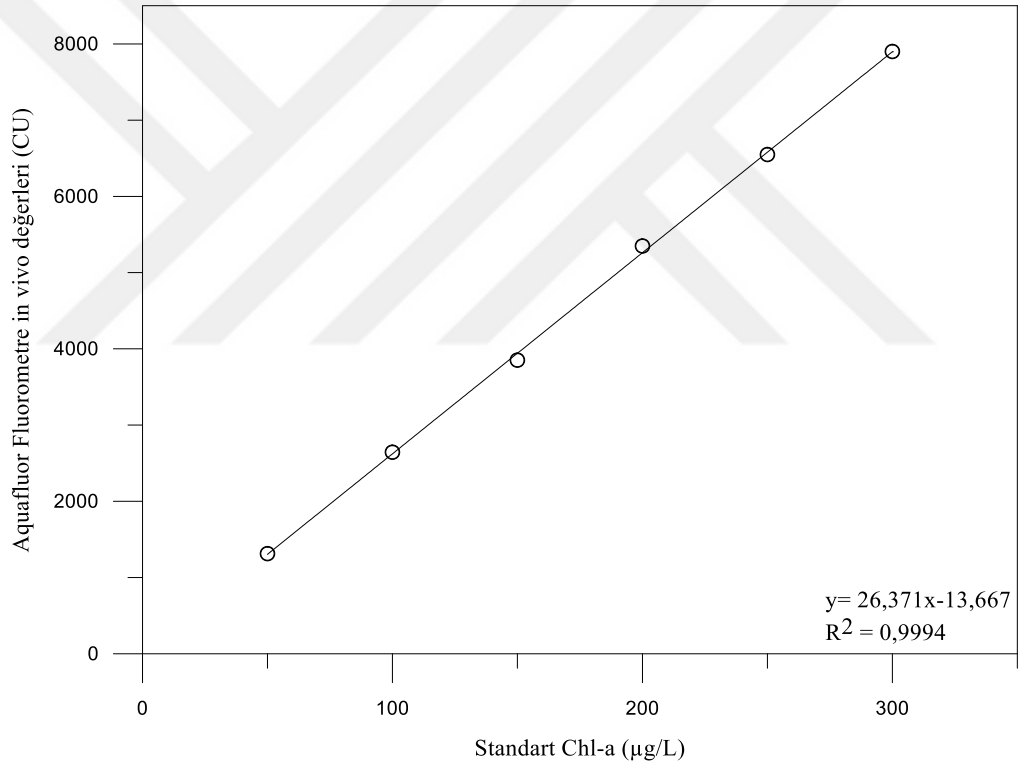
Klorofil-a ölçümleri için Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı kullanılmıştır (Görsel 4.6). Tez çalışması kapsamında in vivo klorofil ölçümü yapılmıştır. Klorofil-a ölçümlerinin temin edilen fluorometre cihazında yapılabilmesi için cihazın kalibrasyonuna ihtiyaç duyulmuştur. Bu kapsamda kalibrasyon kimyasalı olarak standart Sigma Aldrich'den alınan 1 mg C6144 klorofil –a kimyasalı kullanılmıştır. Standard Methods 10200H Klorofil metodu kullanılarak öncelikle 1 mg MgCO₃ monobasic kimyasalı 100 mL saf su içerisine eklenmiştir. Ardından hazırlanan MgCO₃ çözeltisi 900 mL analitik saflıktaki asetonun içerisine eklenerek %90'lık aseton çözeltisi elde edilmiştir. C6144 kimyasalı 100 mL %90'lık aseton çözeltisinin içerisinde çözdürülmüştür. Böylece derişimi 10 mg/L olan bir standart çözelti elde edilmiştir. 10 mg/L derişime sahip klorofil-a çözeltisinden gerekli seyreltmeler yapılarak sırası ile 50, 100, 150, 200, 250 ve 300 µg/L klorofil-a derişimine sahip standart çözeltiler hazırlanmıştır. Bu çözeltiler Turner Design Aquafluor fluorometre cihazında okunarak, cihazdaki değerler Tablo 4.3'de gösterilmiştir. Şekil 4.8'de ise elde edilen kalibrasyon eğrisi gösterilmektedir. Deneysel çalışmalar süresince klorofil-a ölçümleri Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı ile yapılmış olup kalibrasyon eğrisi kullanılarak klorofil-a değerlerinin Denklem 4.1'e göre dönüşümü yapılmıştır.



Görsel 4.6. Klorofil-a ölçümlerinde kullanılan Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı

Tablo 4.3. Klorofil-a derişimlerinin fluorometre cihazındaki değerleri

Standard Chl-a ($\mu\text{g/L}$)	Turner Design Fluorometre Channel B in vivo Chl-a
50	1313
100	2645
150	3851
200	5349
250	6549
300	7901



Şekil 4.8. Turner Design Aquafluor fluorometre cihazı için kalibrasyon eğrisi

$$\text{Chl} - a \mu\text{g/L} = \frac{(\text{Okunan değer}) + 13,667}{26,371} \quad (4.1)$$

4.6.4. Nitrat tayini

Nitrat ölçümleri Thermo Orion Marka Star A329 Model multi ölçüm cihazında IONPLUS Nitrat elektrodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Görsel 4.7). Tasarım reaktörün yeraltı suyu bölmesine yerleştirilen nitrat probu ile 5 dakikalık aralıklarla veri alımı sağlanmıştır. Biyoreaktör içerisinde alınan örnekler ise 0,22 µ'luk filtrelerden geçirilerek aynı prob ile nitrat ölçümleri yapılmıştır. Nitrat probunun her deney başında kalibrasyonu yapılmış, deney süresince de belirli aralıklarla kalibrasyonu kontrol edilmiştir. Kalibrasyonu 10, 100 ve 1000 mg/L NO₃-N içeren 25 ml'lik standart çözeltilerin içerisine ISA ilavesi yapılarak gerçekleştirilmiştir. Nitrat ölçümleri nitrat azotu (NO₃-N) cinsinden okunmuş, elde edilen ölçüm değerleri nitrata dönüştürülmüştür.



Görsel 4.7. Thermo Orion Star A329 multi ölçüm cihazı ve nitrat probu

Zaman içerisinde nitrat probunun ömrünü tamamlamasından dolayı yaşanan sıkıntılar sonucunda nitrat ölçümleri laboratuvar bünyesinde bulunan ICS 3000 Dionex İyon Kromatografi (IC) cihazı ile gerçekleştirilmiştir (Görsel 4.8). Nitrat ölçümleri için 1 mg/L, 2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L ve 20 mg/L NO₃-N içeren standart çözeltiler hazırlanarak IC cihazında kalibrasyon yapılmıştır (Tablo 4.4). Kalibrasyon eğrisi sonucunda korelasyon katsayısı 0,9998 olarak bulunmuştur (Şekil 4.9). Deneysel

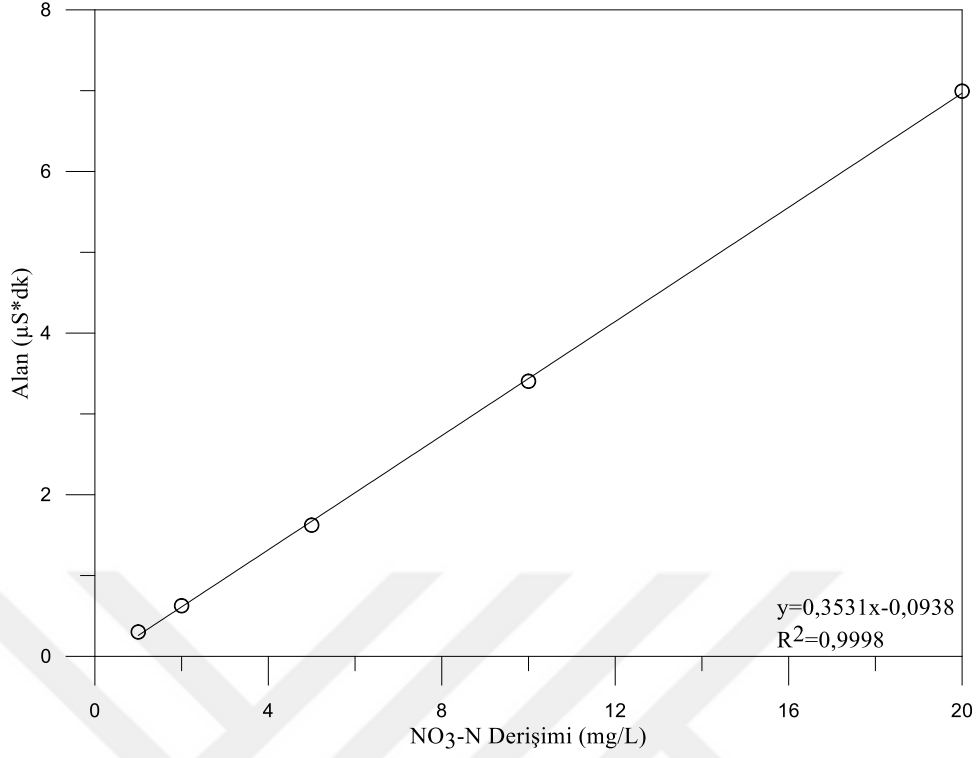
çalışmalarda alınan örneklerde gerekli seyreltmeler yapılarak IC cihazında ölçümler yapılmış ve nitrat azotu derişimleri ölçülmüştür.



Görsel 4.8. Nitrat ölçümlerinde kullanılan iyon kromatografi cihazı

Tablo 4.4. Farklı derişimlerdeki nitrat azotunun iyon kromatografi sonuçları

NO₃-N Derişimi (mg/L)	Alan (μS*dk)
1	0,3022
2	0,6256
5	1,6242
10	3,4035
20	6,9937



Şekil 4.9. İyon kromatografi cihazında nitrat azotu kalibrasyon eğrisi

4.6.5. Fosfat tayini

Fosfat ölçümleri için reaktörlerden alınan örnekler 0,22 µ'luk filtrelerden geçirilerek Standart Method'un Method 8048 Phosphorus, Reactive (Ortophosphate) Askorbik Asit metoduna göre yapılmıştır. 10 ml örnek içerisine PhosVer3 reagent eklenerek 20-30 saniye boyunca örnek karıştırılmış ve 2 dakikalık reaksiyon süresi başlatılmıştır. Bu aşamada kör içerisine 10 ml örnek konulmuştur. Reaksiyon süresi bitiminde HACH DR/2400 Spektrofotometre cihazında önce kör ardından da örneklerin okuması yapılmıştır (Görsel 4.9). Elde edilen derişimler ortofosfat değerlerini vermektedir. Sistemde başka fosfor kaynağı olmadığı için bu değerler aynı zamanda toplam fosfor derişimleri olarak değerlendirilmektedir. (Ölçümler kör ve örnekler için uygun seyreltmeler yapılarak gerçekleştirilmiştir).

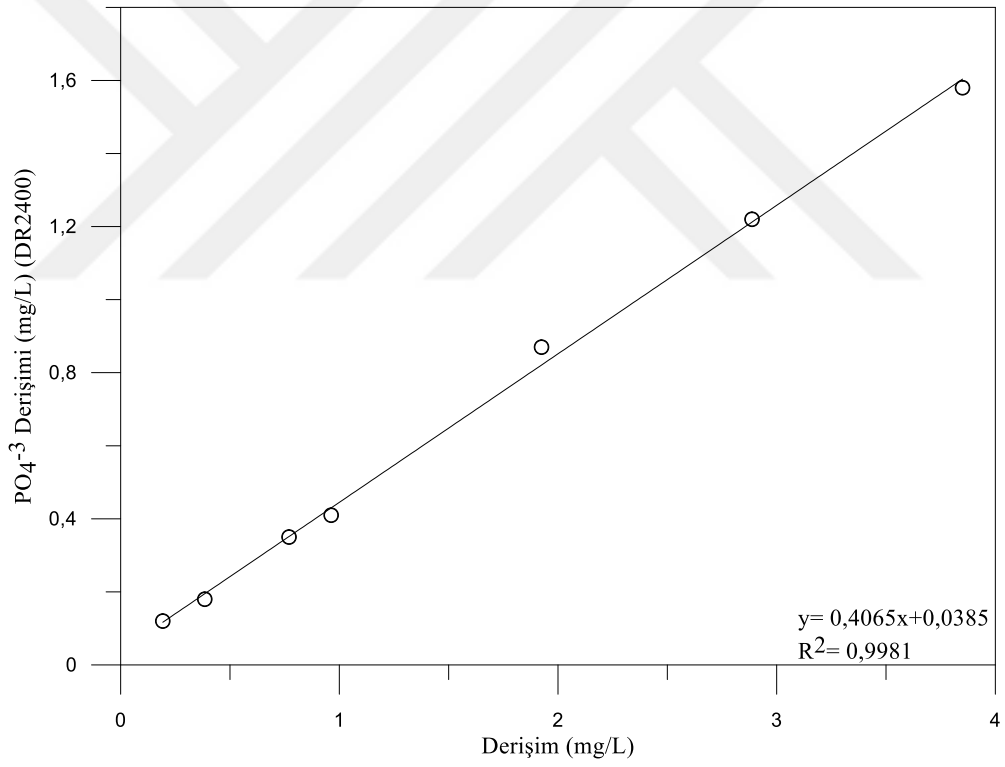


Görsel 4.9. Fosfat ölçümlerinde kullanılan DR2400 spektrofotometre cihazı

Fosfat ölçümleri için DR2400 Spektrofotometre cihazında kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Sentetik yeraltı suyu içerisine fosfor ilavesi yapıldığından, yeraltı suyu kullanılarak sırası ile 0,055 mg/L PO_4^{-3} , 0,11 mg/L PO_4^{-3} , 0,22 mg/L PO_4^{-3} , 0,55 mg/L PO_4^{-3} , 1,1 mg/L PO_4^{-3} , 1,57 mg/L PO_4^{-3} ve 2,2 mg/L PO_4^{-3} içeren standart çözeltiler hazırlanmış ve spektrofotometrede Standart Method'un Method 8048 Phosphorus, Reactive (Ortophosphate) Askorbik Asit metoduna göre ölçümler yapılmıştır (Tablo 4.5). Tez çalışması süresince fosfat ölçümleri DR2400 Spektrofotometre cihazı ile yapılmış olup kalibrasyon eğrisi kullanılarak fosfat değerlerinin Denklem 4.2'ye göre dönüşümü yapılmıştır. Elde edilen kalibrasyon eğrisinde korelasyon katsayısı 0,9981 olarak bulunmuştur (Şekil 4.10).

Tablo 4.5. Farklı fosfat derişimlerin DR2400 cihazındaki sonuçları

PO ₄ ⁻³ Derişimi (mg/L)	DR2400 Okunan Değer (mg/L)
3,85	1,58
2,89	1,22
1,92	0,87
0,96	0,41
0,77	0,35
0,38	0,18
0,19	0,12



Şekil 4.10. DR2400 Spektrofotometre cihazında fosfat kalibrasyon eğrisi

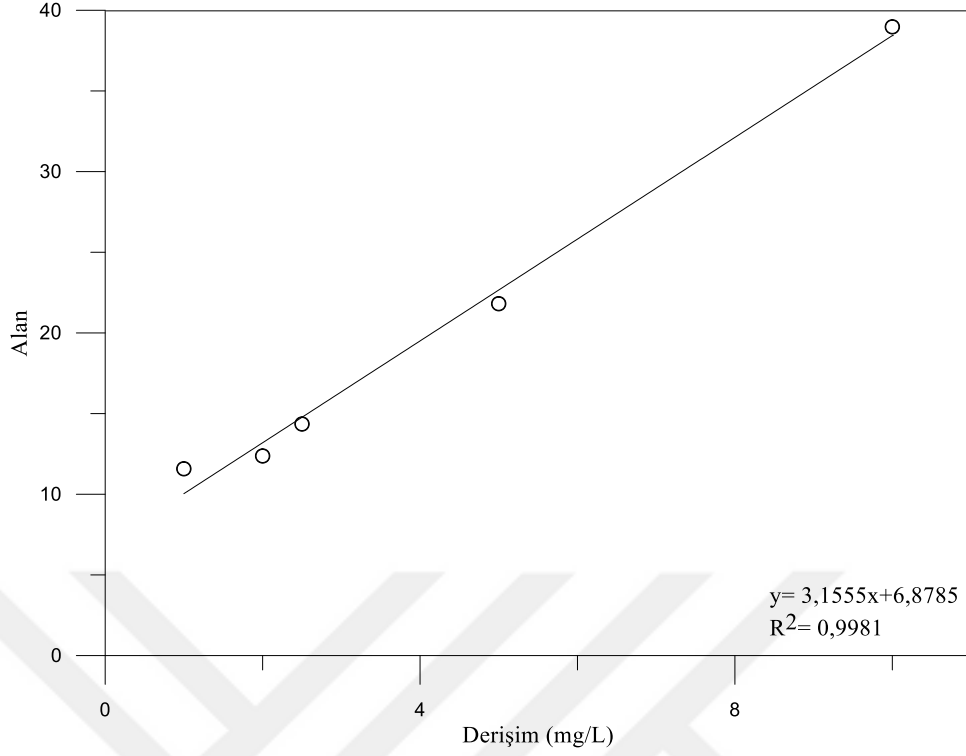
$$PO_4^{-3} \text{ mg/L} = \frac{(\text{Okunan değer}) - 0,0385}{0,4065} \quad (4.2)$$

4.6.6. Çözünmüş organik karbon tayini

Tasarım reaktörün bölmeleri arasında organik madde geçişinin olup olmadığını tespit etmek amacıyla kullanılan Shimadzu TOC-VCPH cihazının kalibrasyonu yapılmıştır. 0,53125 g potasyum hidrojen fitalat (PHP) 105 °C’de bir saat kurutulup, desikatöre alınmıştır. Ardından 250 mL ultra saf su içerisinde çözdürülerek hazırlanan çözeltilerden uygun seyreltmeler ile 1 mg/L, 2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L ve 20 mg/L derişime sahip potasyum hidrojen fitalat standart çözeltileri hazırlanmıştır. Farklı potasyum hidrojen fitalat derişimleri kullanılarak oluşturulan kalibrasyon eğrisinin verileri Tablo 4.6’da verilmiştir. Elde edilen kalibrasyon eğrisinin korelasyon katsayısı 0,9919 olarak bulunmuş olup Şekil 4.11’de görülmektedir.

Tablo 4.6. Shimadzu TOC-VCPH cihazında çözünmüş organik karbon kalibrasyonu

PHP Derişimi (mg/L)	Alan
1	11,58
2	12,37
2,5	14,35
5	21,81
10	38,97



Şekil 4.11. TOC-VCPH cihazında çözülmüş organik karbon kalibrasyon eğrisi

4.6.7. Peristaltik pompa kalibrasyonu

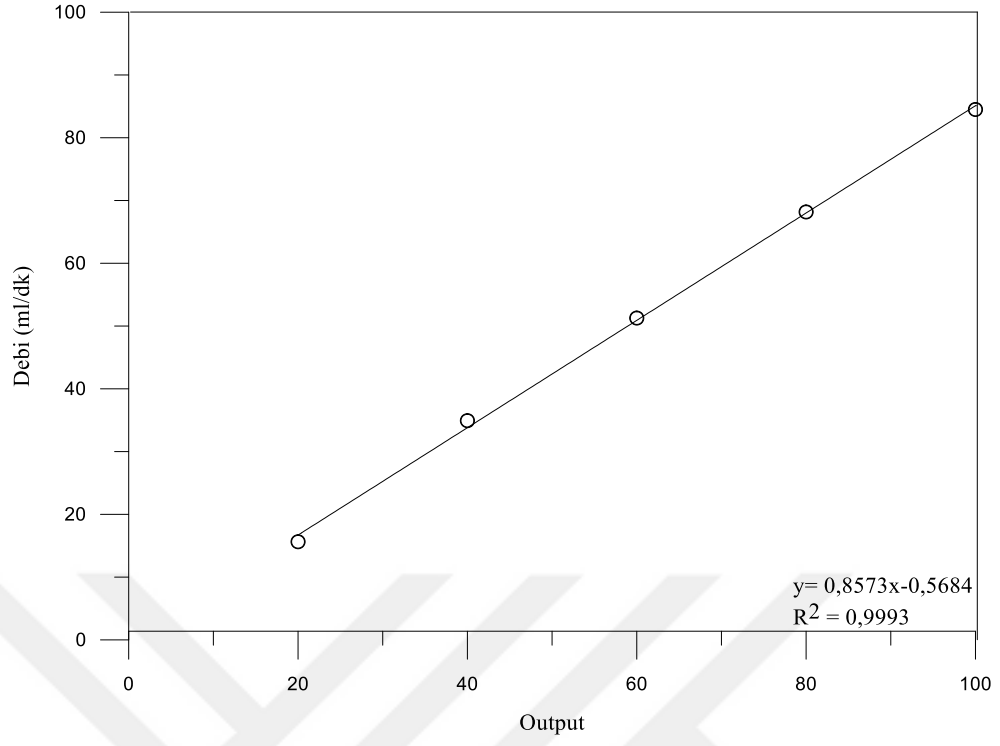
Biyoreaktör ile tasarım reaktör arasındaki sıvı döngüsü için Heidolph Pumpdrive 5201 marka peristaltik pompa kullanılmıştır (Görsel 4.10). Sistemde akışı sağlamak için kullanılan silikon hortumlar ise 4 x 1,5 x 7 mm ebatlarındadır. Peristaltik pompa harici pompa olarak biyoreaktöre tanıtılmış ve biyoreaktörün operatör paneli üzerinde farklı output değerleri seçilerek belirli bir sürede ne kadar akışın olduğu gözlenmiştir. Bu kapsamda elde edilen veriler Tablo 4.7’de yer almaktadır. Şekil 4.12’de ise farklı output değerlerinde elde edilen ml/dk cinsinden veriler görülmektedir. Elde edilen kalibrasyon eğrisinde korelasyon katsayısı 0,9877 olarak bulunmuştur.



Görsel 4.10. Deneysel çalışmalarda kullanılan peristaltik pompa

Tablo 4.7. Heidolph Pumpdrive 5201 peristaltik pompa verileri

Output	Hacim (ml)	Süre (Dakika (') – Saniye (''))
10	60	7'40''
20	125	8'00''
40	170	4'52''
60	100	1'57''
80	150	2'12''
100	100	1'1''

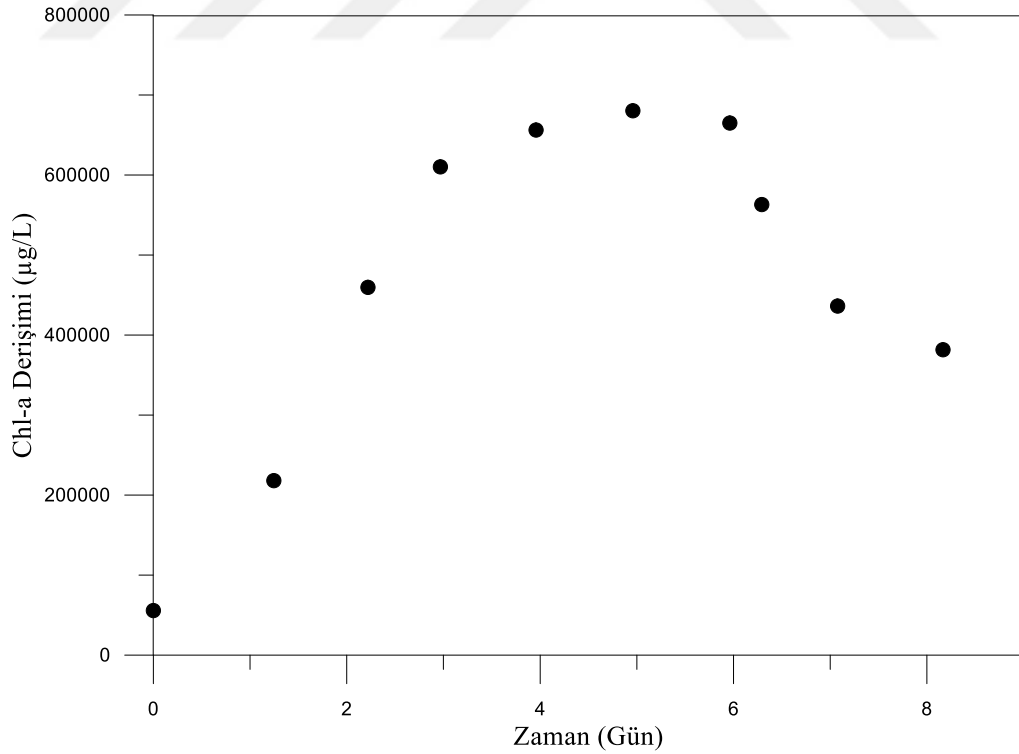


Şekil 4.12. Peristaltik pompa kalibrasyon eğrisi

5. FARKLI ORTAM KOŞULLARINDA *Tetradismus obliquus* TÜRÜNÜN SENTETİK YERALTI SUYUNDAN NİTRAT KİRLİLİĞİ GİDERİMİNE ETKİSİNİN İNCELENMESİ

5.1. *Tetradismus obliquus* Türünün Büyüme Eğrisi

Farklı parametrelerin nitrat giderimine etkisinin incelenmesinden önce deney setlerinin başlangıcında alg kültürünün büyüme hızının belirlenmesi amacıyla büyüme eğrisi çalışması yapılmıştır. Alg kültürleri öncesinde sentetik yeraltı suyuna alıştırılmış ve bu çalışmada da yeraltı suyu besi yeri olarak kullanılmıştır. Biyoreaktör içerisinde gerçekleştirilen bu çalışmada, 28 °C sıcaklık, pH 8, hava debisi 0,5 L/dk ve sürekli ışık koşulları seçilmiştir. Sentetik alg kültürü/yeraltı suyu oranı 1/10 olacak şekilde reaktör içerisine besleme yapılmış ve belirli aralıklarla örnekler alınarak klorofil-a derişimi ölçülmüştür. Elde edilen bulgular *Tetradismus obliquus* türünü 4. günden itibaren durağan faza geçtiğini göstermektedir (Şekil 5.1). Logaritmik büyüme fazının başlangıcı baz alınarak deney setlerinde klorofil-a derişimi 160000 µg/L civarında seçilmiştir.



Şekil 5.1. *Tetradismus obliquus* türünün büyüme eğrisi

Tez çalışması kapsamında öncelikle fotobiyoreaktör ile tasarım reaktörün birlikte kullanılabilceği bir deney düzeneği kurulmuştur. Daha sonra sırası ile farklı ışık süreleri, farklı sıcaklık değerleri, farklı pH değerleri ve farklı hava debilerini içeren deneysel setler hazırlanmış ve sentetik yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin *Tetradesmus obliquus* türü ile giderimine farklı parametrelerin etkileri incelenmiştir. Deneysel çalışmalarda elde edilen verilerin birbirleri ile kıyaslanabilmesi için 5-6 günlük veriler kullanılmıştır ancak deney setlerine ait daha uzun süreli tüm veriler mevcuttur. Deney setleri oluşturulurken karıştırma hızı, çözünmüş oksijen miktarı (%) ve harici pompa debisi miktarı (ml/dk) sabit tutulmuştur.

5.2. Farklı Işık Sürelerinin Nitrat Giderimine Etkisi

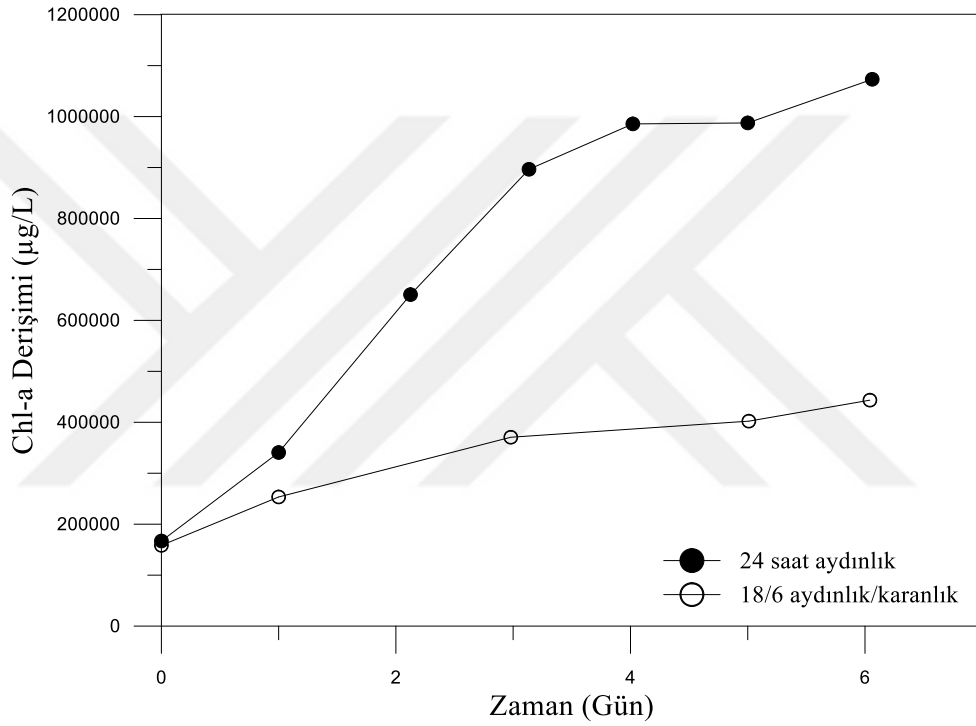
Tetradesmus obliquus türü kullanılarak sentetik yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin gideriminin incelenmesine ilişkin yapılan deneysel çalışmaların ilkinde farklı ışık süreleri denenmiştir. Sisteme verilen ışık süresinin alg kültürünün büyümesindeki etkisinin belirlenebilmesi için iki farklı deneme yapılmıştır. İlk çalışmada biyoreaktöre ve tasarım reaktörün alg bölmesine 24 saat boyunca sürekli ışık verilmiştir. İkinci çalışmada ise aydınlık/karanlık evre 18/6 saat olacak şekilde seçilmiştir. Biyoreaktör için yazılan program ve tasarım reaktörde kullanılan ışık kaynağına takılan zamanlayıcı ile sistem 18 saat boyunca ışık verilirken, 6 saatlik sürede ışık verilmemiştir. Tasarım reaktörde alg kültürlerinin büyümesi için uygun olan mavi ve kırmızı dalga boyuna sahip LED panellerin ışık şiddeti yaklaşık 3000 lux olarak ölçülmüştür. Bu doğrultuda sistemin çalışma koşulları Tablo 5.1’de görüldüğü gibi belirlenmiştir.

Tablo 5.1. Farklı ışık süreleri için biyoreaktörün çalışma koşulları

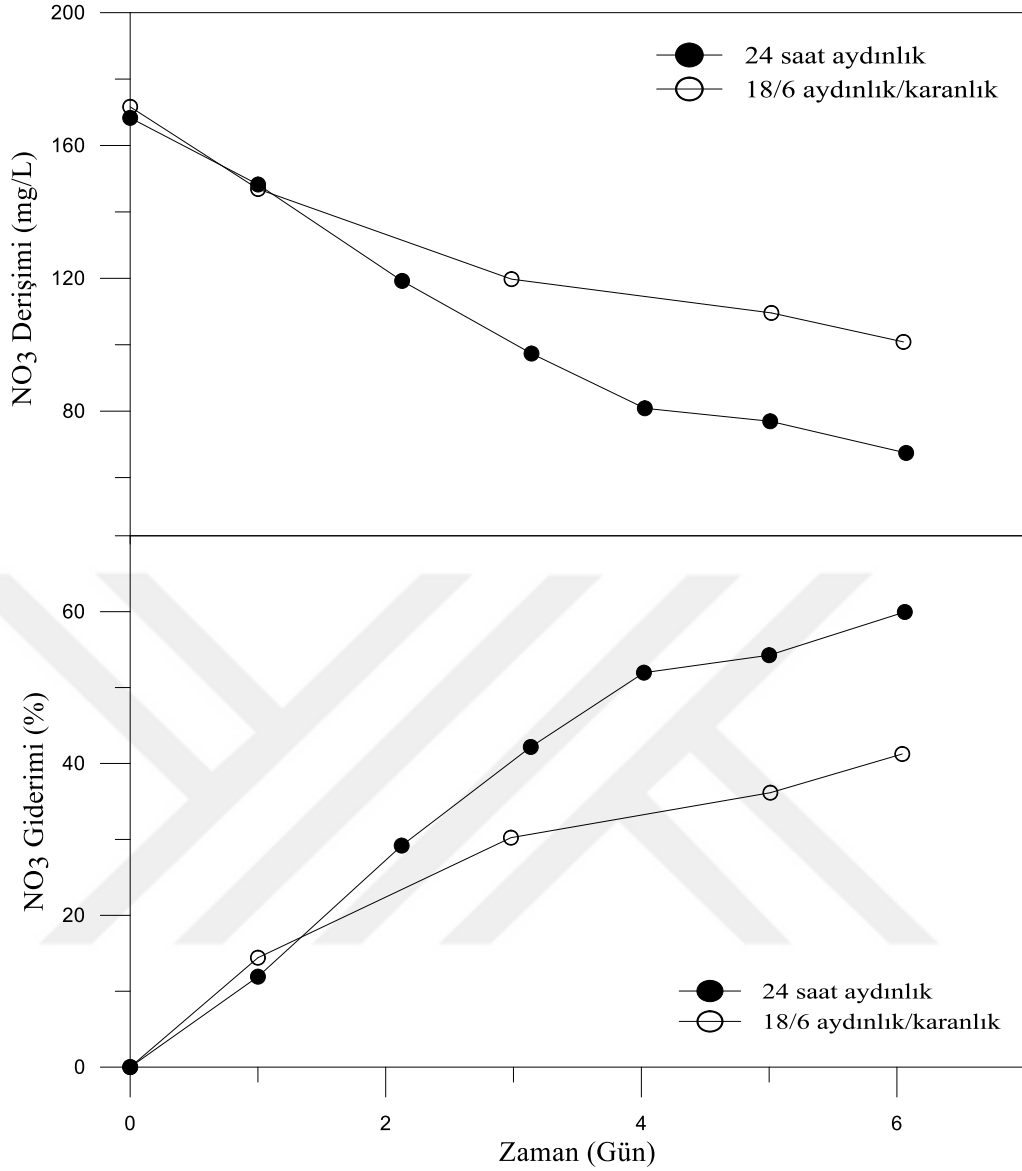
Sabit Parametreler	Değişken Parametre	
	24 saat aydınlık	18/6 (aydınlık/karanlık)
Sıcaklık (°C)	28	28
Karıştırma hızı (rpm)	125	125
Hava debisi (L/dk)	0,5	0,5
Çözünmüş oksijen (%)	100	100
Harici pompa debisi (ml/dk)	90	90
pH	8	8

5.2.1 Bulgular ve değerlendirme

24 saat aydınlık ve 18/6 aydınlık/karanlık evre durumlarında *Tetradesmus obliquus* türünün sentetik yeraltı suyu içindeki büyüme eğrisi izlenmiştir. Şekil 5.2’de görüldüğü üzere sürekli ışık verilmesi durumunda alg kültürlerinin büyümesi çok daha hızlı olmuştur. 24 saat aydınlık durumunda alg kültürleri 4. günde durağan faza ulaşırken, 18/6 aydınlık/karanlık evre koşullarında 3.gün ile birlikte büyüme hızı yavaşlamıştır.

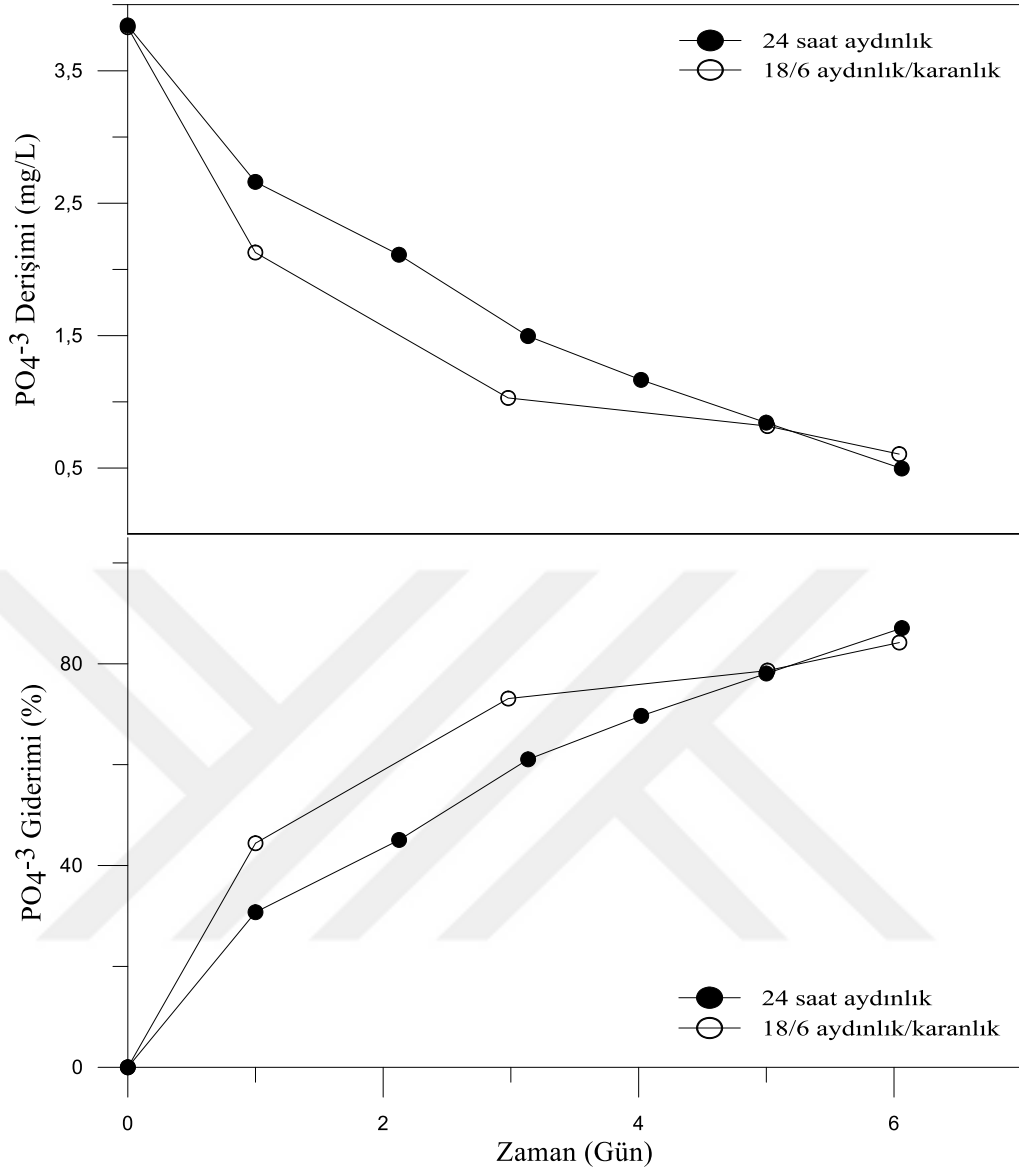


Şekil 5.2. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı ışık koşullarında büyüme eğrisi



Şekil 5.3. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı ışık koşullarında nitrat giderimine etkisi

İki farklı ışık koşulu altında *Tetradesmus obliquus* türünün besin maddesi olarak nitratı kullanması ile sentetik yeraltı suyundan nitrat kirliliği giderimine ilişkin yapılan çalışmada her iki deney seti için başlangıç nitrat derişimi $170 \text{ mg NO}_3^-/\text{L} \pm 1,5 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ olarak seçilmiştir. Sürekli ışık verilmesi durumunda nitrat derişimi 6. günde $67,39 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ 'ye düşerken, 18/6 aydınlık/karanlık evrede 6. günde nitrat derişimi $100,84 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ olarak ölçülmüştür. Nitrat giderim oranlarına bakıldığında ise 6 günlük deneysel çalışma sonucunda 24 saat ışık verilmesi durumunda %60, 18/6 aydınlık/karanlık evrede ise %41 oranında bir giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 5.3).



Şekil 5.4. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı ışık koşullarında fosfat giderimine etkisi

Tetradesmus obliquus türü tarafından zamana bağlı olarak fosfat kaynağının kullanılması Şekil 5.4'de gösterilmiştir. Yeraltı suyundaki başlangıç fosfat derişimi 3,85 mg/L iken; sürekli ışık verilmesi durumunda 6. günde 0,50 mg PO_4^{-3}/L 'ye düşerek % 87'lik bir giderim verimi elde edilmiştir. 18/6 aydınlık/karanlık evre olması durumunda ise 6. günün sonunda fosfat derişimi %84'lük bir giderim verimi ile 0,60 mg PO_4^{-3}/L 'ye düşmüştür.

Elde edilen veriler doğrultusunda ışık süresinin alg büyümesini etkileyen faktörlerden birisi olduğu ve literatür ile benzer şekilde ışık süresi azaldıkça büyümenin de yavaşladığı sonucuna varılmaktadır [24, 121]. Atıksu kullanılarak gerçekleştirilen çalışmalarda da ışık verilmesi durumunda nitratın hızlı bir şekilde giderildiği, karanlık

evrede ise giderimin yavaşladığı görülmüştür [122]. Buna karşılık tam ölçek uygulamalarda yapay ışık kaynağı kullanmak yerine enerji sarfiyatını azaltmak için güneş ışığından faydalanılmaktadır. Yapılan çalışmada düşük aydınlanma sürelerinin de giderim için kullanılabilmesi görülmüştür.

5.3. Farklı Sıcaklık Değerlerinin Nitrat Giderimine Etkisi

Tetradismus obliquus türünün farklı sıcaklıklarda büyümesi ve nitrat giderimine etkisinin gözlenmesi amacıyla ikinci deney seti kurulmuştur. pH, karıştırma hızı, hava debisi, çözülmüş oksijen miktarı, harici pompa debisi ve ışık sabit tutularak sıcaklıkların 12°C, 28°C ve 35°C seçilmesi durumunda alg kültürünün arıtımdaki rolü incelenmek istenmiştir. Yeraltı suyunun ortalama sıcaklığı 12°C olduğu için, bu sıcaklık değeri seçilmiştir. Ancak chiller kullanılması durumunda bile fotobiyoreaktörde bulunan soğutma suyu haznesi tüm sistemi soğutmaya yetmediğinden, laboratuvar bünyesinde bulunan klimada kullanılmıştır. Buna rağmen tüm sistemin sıcaklığı 21 °C'ye kadar düşebilmiştir. Bu nedenle deney setinde 12 °C yerine 21 °C'de elde edilen veriler paylaşılmıştır. Deney setindeki sıcaklıklardan bir tanesinin 35 °C seçilmesinin nedeni ise alg kültürünün yüksek sıcaklıkta göstereceği davranışı incelemektir.

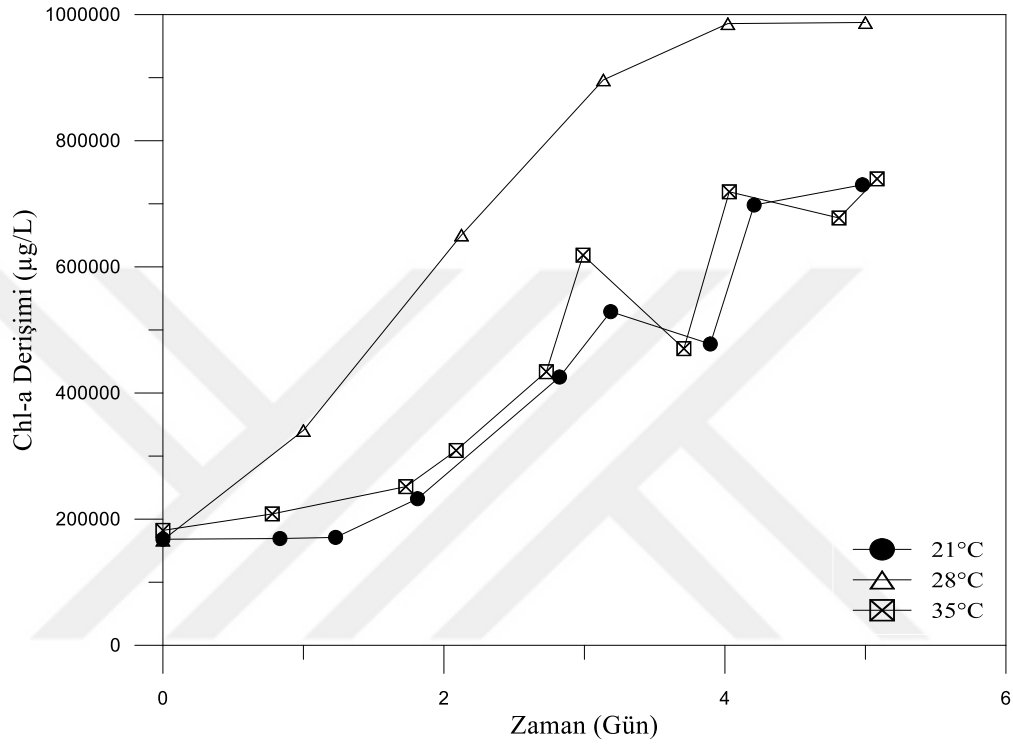
Tablo 5.2. Farklı sıcaklık değerleri için biyoreaktörün çalışma koşulları

Sabit Parametreler	Değişken Parametre		
	21 °C	28 °C	35 °C
pH	8	8	8
Karıştırma hızı (rpm)	125	125	125
Hava (L/dk)	0,5	0,5	0,5
Çözülmüş oksijen (%)	100	100	100
Harici pompa debisi (ml/dk)	90	90	90
Işık (%)	100	100	100

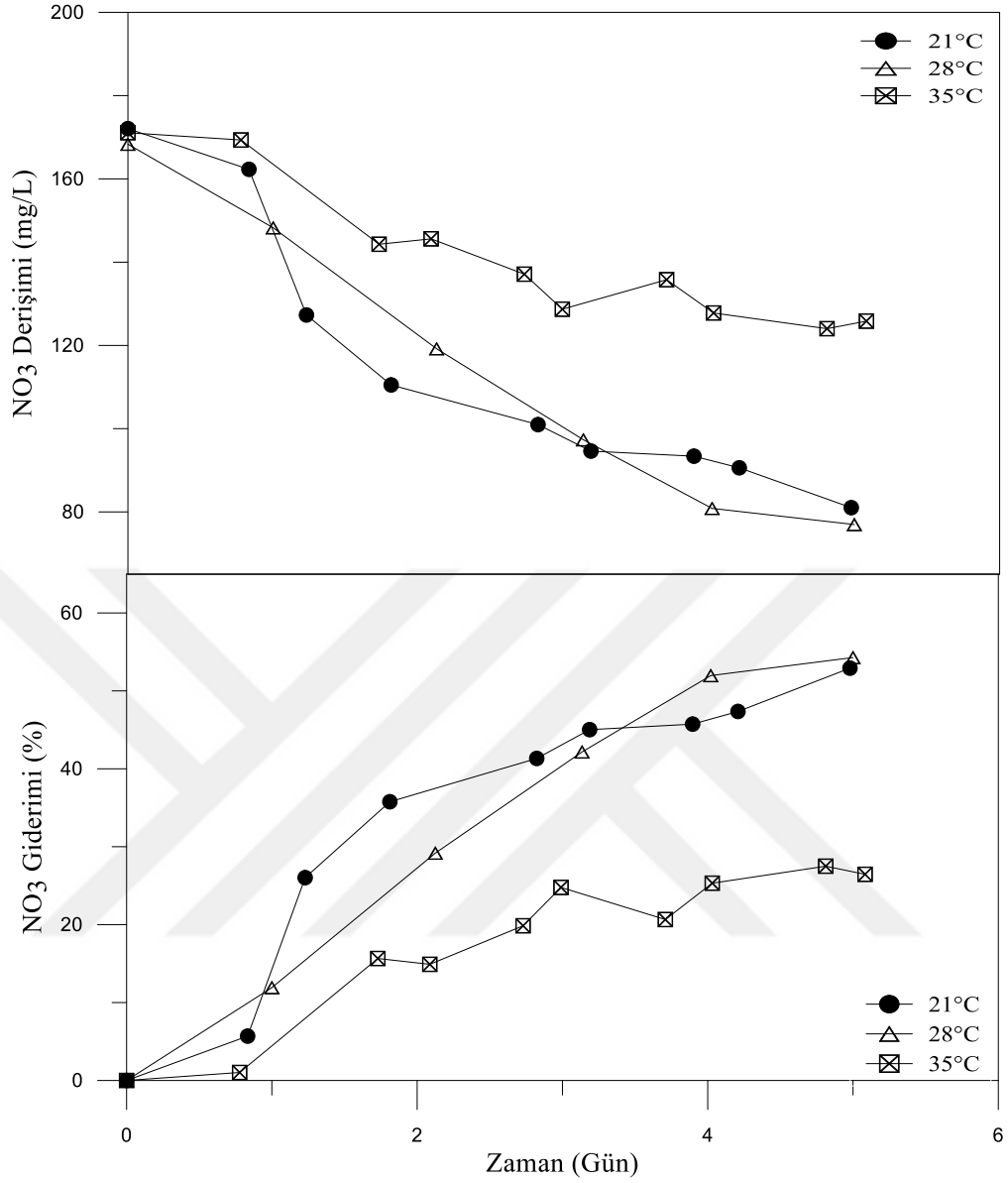
5.3.1 Bulgular ve değerlendirme

Üç farklı sıcaklık değerinin *Tetradismus obliquus* türünün büyümesine etkisi Şekil 5.5'de görülmektedir. Sıcaklıkların 21 °C ve 35 °C seçilmesi durumunda alg kültürleri lag ve log fazlarından sonra logaritmik büyüme fazına geçiş yaparken, 28 °C sıcaklıkta alg kültürleri ilk günden itibaren hızlı bir büyüme göstermiştir. 21 °C ve 35 °C sıcaklık denemelerinde 3. ve 4. günde klorofil-a miktarında benzer şekilde ani

artışlar görülmüştür. 28 °C sıcaklık koşulunda ise *Tetradesmus obliquus* türü 4. günden itibaren durağan faza geçmiştir. Genel olarak her üç duruma bakıldığında 28 °C sıcaklık altında alg kültürlerinin büyümesinin diğer iki sıcaklık değerine oranla %25 daha fazla olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

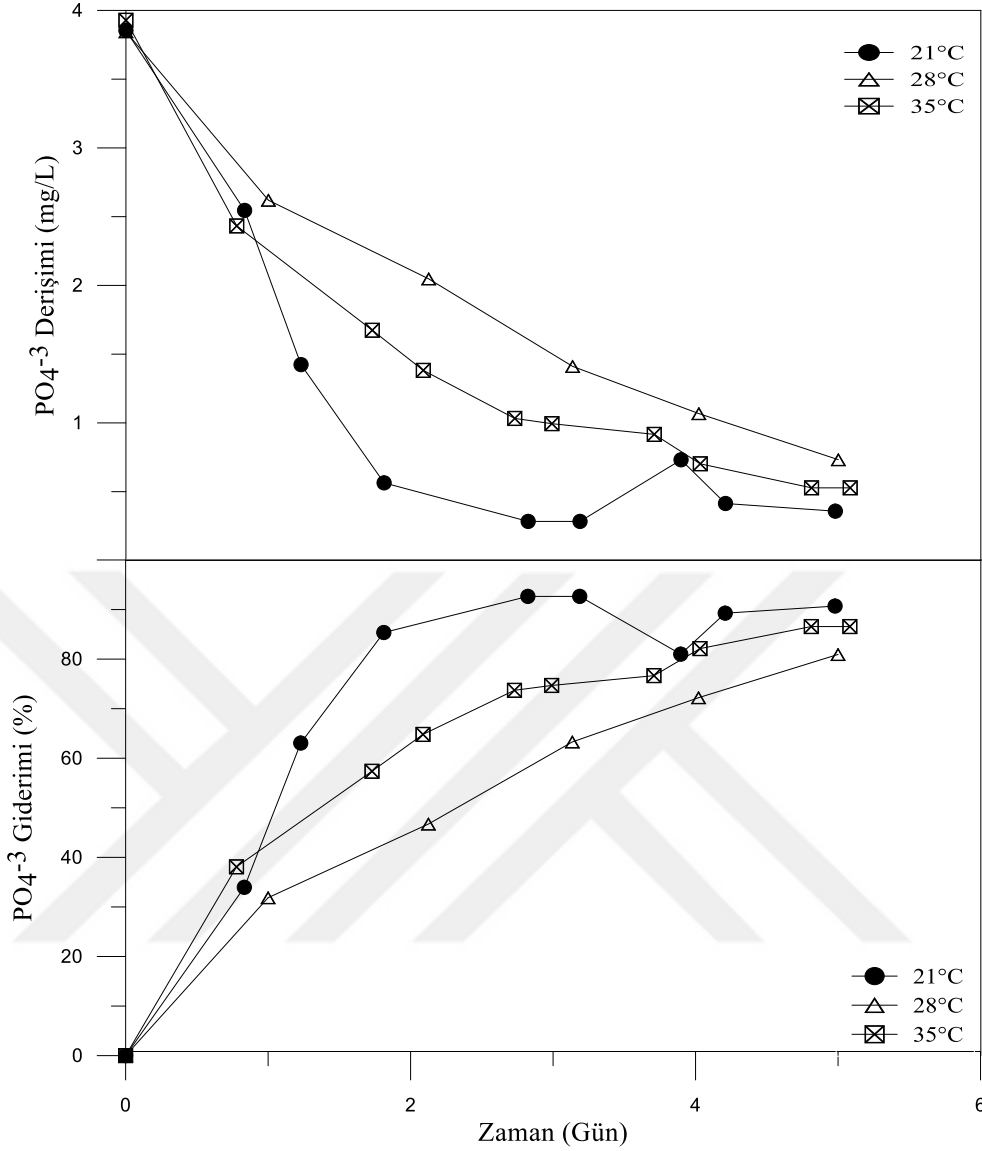


Şekil 5.5. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı sıcaklık koşullarında büyüme eğrisi



Şekil 5.6. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı sıcaklık koşullarında nitrat giderimine etkisi

Farklı sıcaklık koşullarında alg kültürünün 5 günlük nitrat tüketimi Şekil 5.6'da görülmektedir. Başlangıç nitrat derişimi $170 \text{ mg NO}_3^-/\text{L} \pm 2 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ olan sentetik yeraltı suyunda, 21°C ve 28°C olarak belirlenen deneysel çalışmalarda nitrat derişimi 5 günün sonunda sırası ile 81 ve $77 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ 'ye düşerken deney koşulunun 35°C seçilmesi durumunda 5 günün sonunda nitrat derişimi $126 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ olarak ölçülmüştür. Buna ek olarak 21°C , 28°C ve 35°C için nitrat giderim verimleri sırası ile %53, %54 ve %26 olarak bulunmuştur.



Şekil 5.7. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı sıcaklık koşullarında fosfat giderimine etkisi

Farklı sıcaklık koşullarında *Tetradesmus obliquus* türünün fosfat kullanımı Şekil 5.7’de görülmektedir. Her üç koşul için de yeraltı suyundaki başlangıç fosfat derişimi 3,85 PO₄⁻³/L’dir. 21 °C, 28 °C ve 35 °C için 5 günün sonunda fosfat derişimi sırası ile 0,36 PO₄⁻³/L, 0,73 PO₄⁻³/L ve 0,53 PO₄⁻³/L iken, giderim oranları ise %91, %81 ve %87 olarak bulunmuştur.

Yeraltı suyu sıcaklığı ortalama 12 °C olduğu için *Tetradesmus obliquus* türü ile yeraltı suyundan kirlilik giderimi yapılmak istendiğinde ex-situ yöntemlerin kullanılması gerekmektedir. Alg kültürleri çoğalmak için gerekli olan ışık kaynağının güneşten sağlanacağı düşünüldüğünde arıtım için yeraltı suyunun yüzeye çıkartılması zaten bir gerekliliktir. Bu sayede güneş ışınlarından faydalanarak yeraltı suyunun

sıcaklığı arttırılabilir ve *Tetradesmus obliquus* türünün büyümesi için uygun sıcaklık koşulları sağlanabilir. Böylece güneş ışığı hem ışık kaynağı olarak hem de yeraltı suyunu ısıtmak için kullanılabilir. Literatürde de farklı sıcaklık koşullarının giderime etkisinin yapıldığı çalışmalar elde edilen sonuçları destekler niteliktedir [123-126].

5.4. Farklı pH Değerlerinin Nitrat Giderimine Etkisi

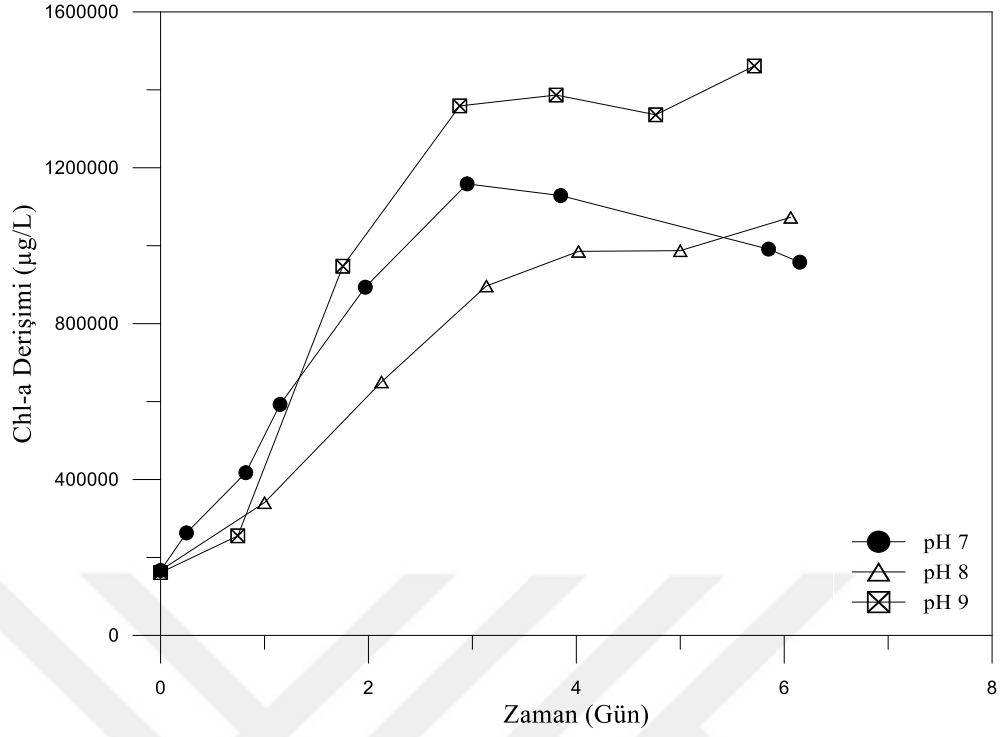
Tetradesmus obliquus türü kullanılarak sentetik yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin gideriminin incelenmesine ilişkin yapılan deneysel çalışmalarda farklı pH değerleri denenmiştir. Alg kültürünün büyümesi için uygun olan pH aralıkları seçilerek üç farklı deneme yapılmıştır. Bu kapsamda Tablo 5.3'de görüldüğü üzere biyoreaktör üzerinde bazı parametreler sabit tutularak pH değerinin nitrat giderimine olan etkisi incelenmiştir.

Tablo 5.3. Farklı pH değerleri için biyoreaktörün çalışma koşulları

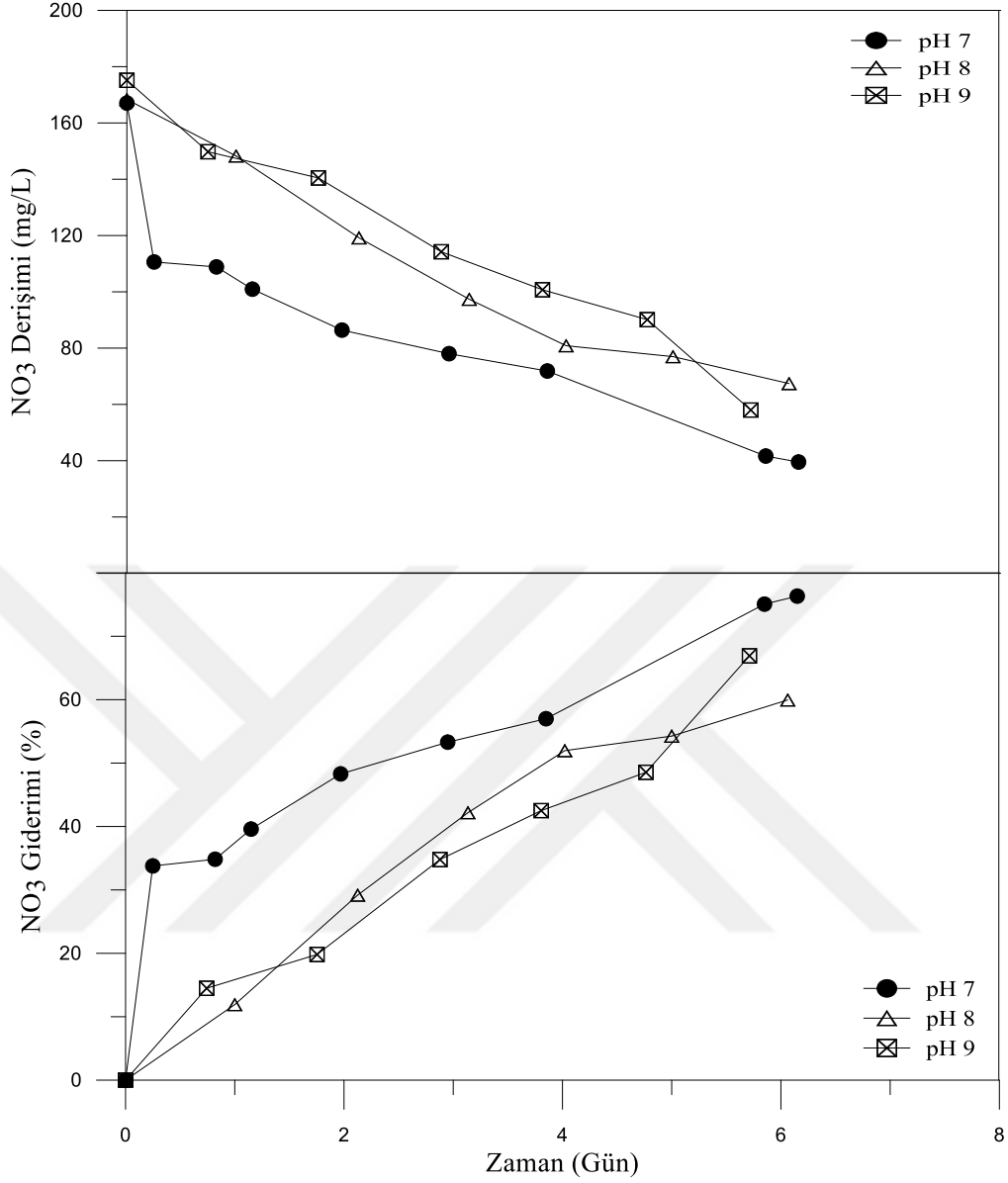
Sabit Parametreler	Değişken Parametre		
	pH 7	pH 8	pH 9
Sıcaklık (°C)	28	28	28
Karıştırma hızı (rpm)	125	125	125
Hava (L/dk)	0,5	0,5	0,5
Çözünmüş oksijen (%)	100	100	100
Harici pompa debisi (ml/dk)	90	90	90
Işık (%)	100	100	100

5.4.1 Bulgular ve değerlendirme

6 gün boyunca gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda pH 7, pH 8 ve pH 9 seçilmesi durumunda alg kültürünün büyüme eğrisi incelenmiştir. Şekil 5.8'de görüldüğü üzere, en hızlı büyüme pH 9 seçilmesi durumunda olmuştur. Değişken parametrenin pH 7 olduğu deney setinde her ne kadar 4. gün ile 5. günün sonuna kadar veri alınamamış olsa da, her üç durum için de *Tetradesmus obliquus* türünün 4. günde durağan faza ulaştığı söylenebilir.



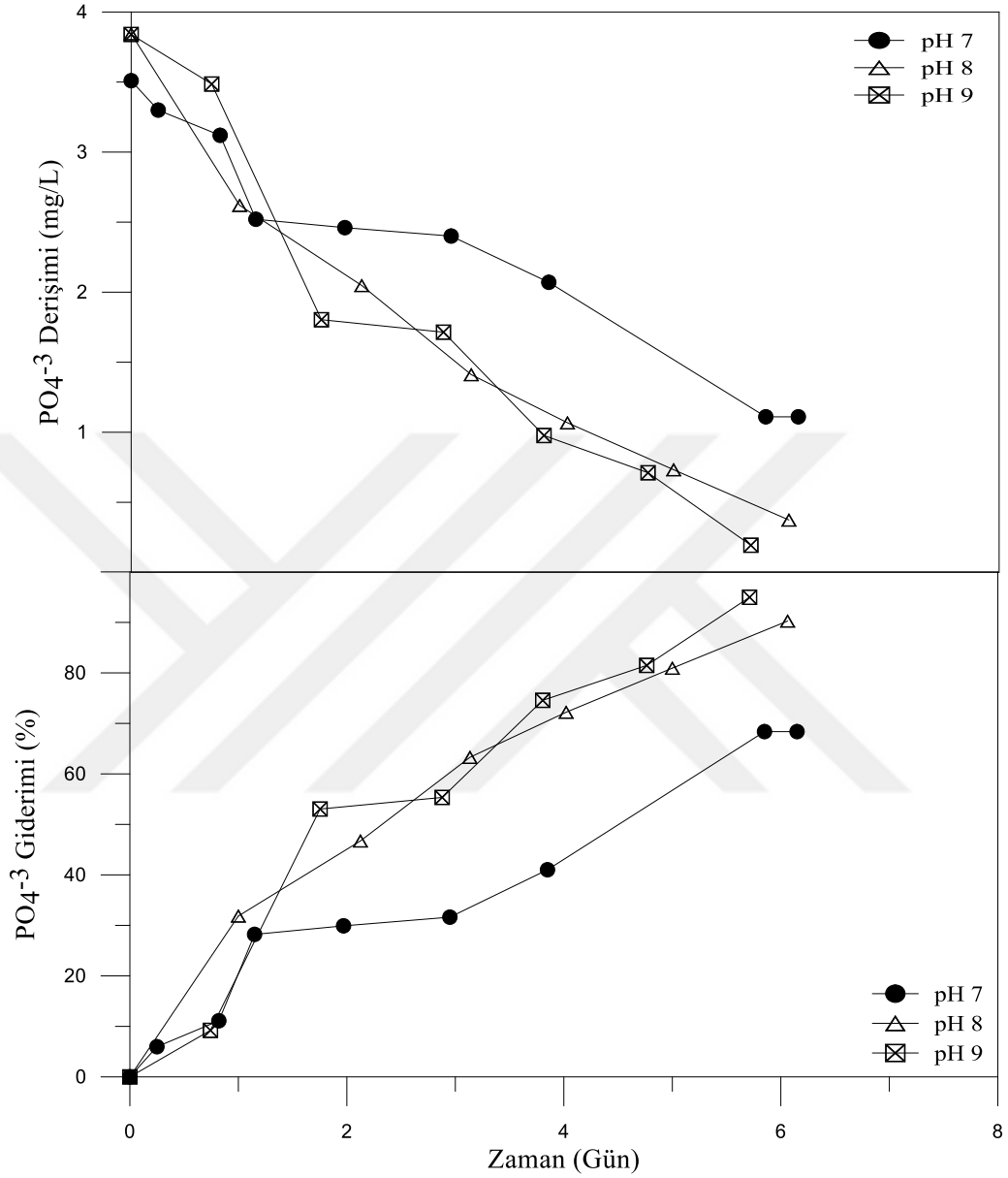
Şekil 5.8. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı pH koşullarında büyüme eğrisi



Şekil 5.9. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı pH koşullarında nitrat giderimine etkisi

Tetradesmus obliquus türünün farklı pH koşullarında nitrat giderimine etkisi Şekil 5.9'da görülmektedir. Deney setlerinde başlangıç nitrat derişimi $170 \text{ mg NO}_3^-/\text{L} \pm 5 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ olarak ölçülmüştür. pH 7 koşulunda ilk gün nitrat derişiminde çok hızlı bir azalış görülse de sonraki günlerde derişimdeki değişiklik azalmıştır. 6. günün sonunda en fazla giderim pH 7'de olmasına rağmen, 4 günlük veriler incelendiğinde pH 7 ve pH 8'deki giderim yüzdelerinin sırası ile %57 ve %52 şeklinde birbirine çok yakın olduğu görülmektedir. 6 günlük veriler incelendiğinde pH 7, pH 8 ve pH 9 için nitrat derişimleri sırası ile; $40 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$, $58 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ ve $67 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ 'dir. Benzer şekilde

nitrat giderim oranları ise pH 7 için %76, pH 8 için %67, pH 9 için ise %60 şeklinde hesaplanmıştır.



Şekil 5.10. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı pH koşullarında fosfat giderimine etkisi

Tetradesmus obliquus türünün farklı pH koşullarında kullandığı fosfat miktarlarına bakıldığında; pH 8 ve pH 9 koşullarında benzerlik olduğu görülmektedir. 6 günlük veriler sonucunda pH 7’de 1,11 mg PO_4^{3-} /L fosfat derişimi kalırken % 68’lik bir giderim elde edilmiştir. Aynı şekilde deney sonunda pH 8 için fosfat derişimi 0,37 mg PO_4^{3-} /L olup giderim verimi %90, pH 9 için ise 0,19 mg PO_4^{3-} /L fosfat derişimi ile toplamda %95’lik bir giderime ulaşılmıştır (Şekil 5.10).

Yeraltı sularının pH aralığının genelde 6-8,5 arasında olması ve kullanılan sentetik yeraltı suyunun pH değerinin 8,5 olmasından dolayı üç farklı pH değerinin denendiği deneysel çalışma sonucunda optimum koşul olarak pH 8 seçilmiştir. Böylece sisteme pH düzenlemesi için verilecek olan kimyasal miktarı azaltılmış ve yeraltı suyunun kompozisyonu korunmuştur. Ancak her üç pH değerinin nitrat giderim verimleri arasında çok büyük farklar olmadığı için tam ölçek uygulamalarında yeraltı suyunun pH değerine bağlı olarak herhangi bir pH değeri seçilebilir. *Tetradesmus obliquus* türü ile farklı pH aralıklarında yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar da benzer özellikler taşımaktadır [123, 127].

5.5. Farklı Hava Debilerinin Nitrat Giderimine Etkisi

Tetradesmus obliquus türü kullanılarak sentetik yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin gideriminin incelenmesine ilişkin yapılan deneysel çalışmalarda farklı hava debileri denenmiştir. Alg kültürünün büyümesi için uygun olan hava debisinin belirlenmesi için 0,5 L/dk, 2 L/dk, 3.3 L/dk ve 5 L/dk olmak üzere dört farklı deneme yapılmıştır. Bu kapsamda Tablo 5.4’de görüldüğü üzere biyoreaktör üzerinde bazı parametreler sabit tutularak hava debisinin nitrat giderimine olan etkisi incelenmiştir.

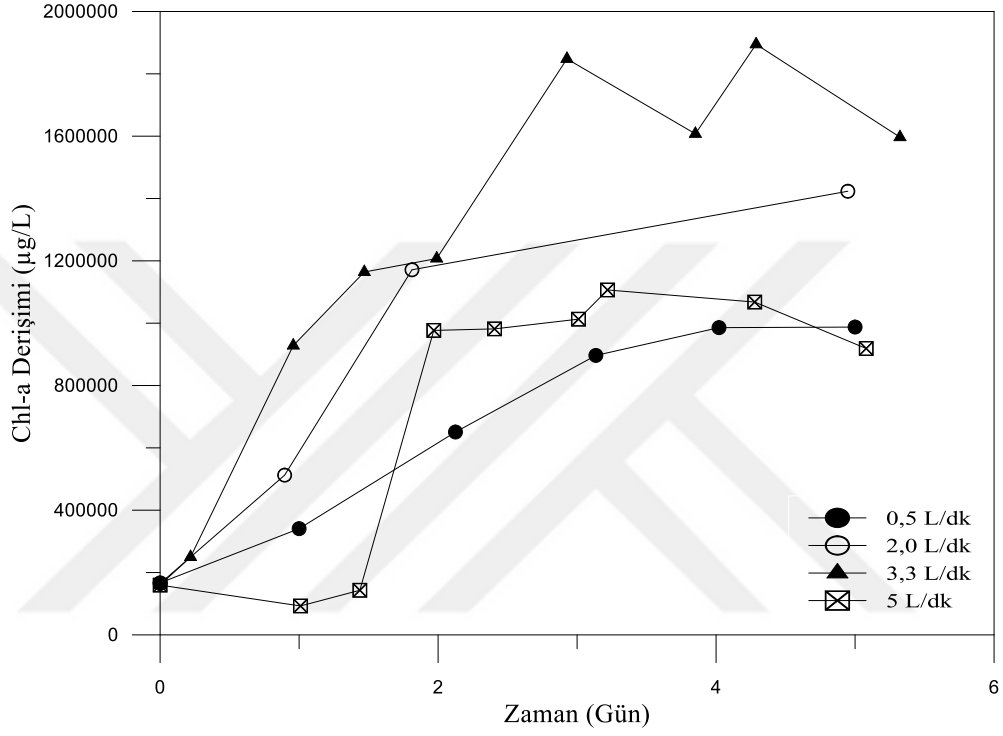
Tablo 5.4. Farklı hava debileri için biyoreaktörün çalışma koşulları

Sabit Parametreler	Değişken Parametre			
	0,5 L/dk	2 L/dk	3.3 L/dk	5 L/dk
Sıcaklık (°C)	28	28	28	28
Karıştırma hızı (rpm)	125	125	125	125
pH	8	8	8	8
Çözülmüş oksijen (%)	100	100	100	100
Harici pompa debisi (ml/dk)	90	90	90	90
Işık (%)	100	100	100	100

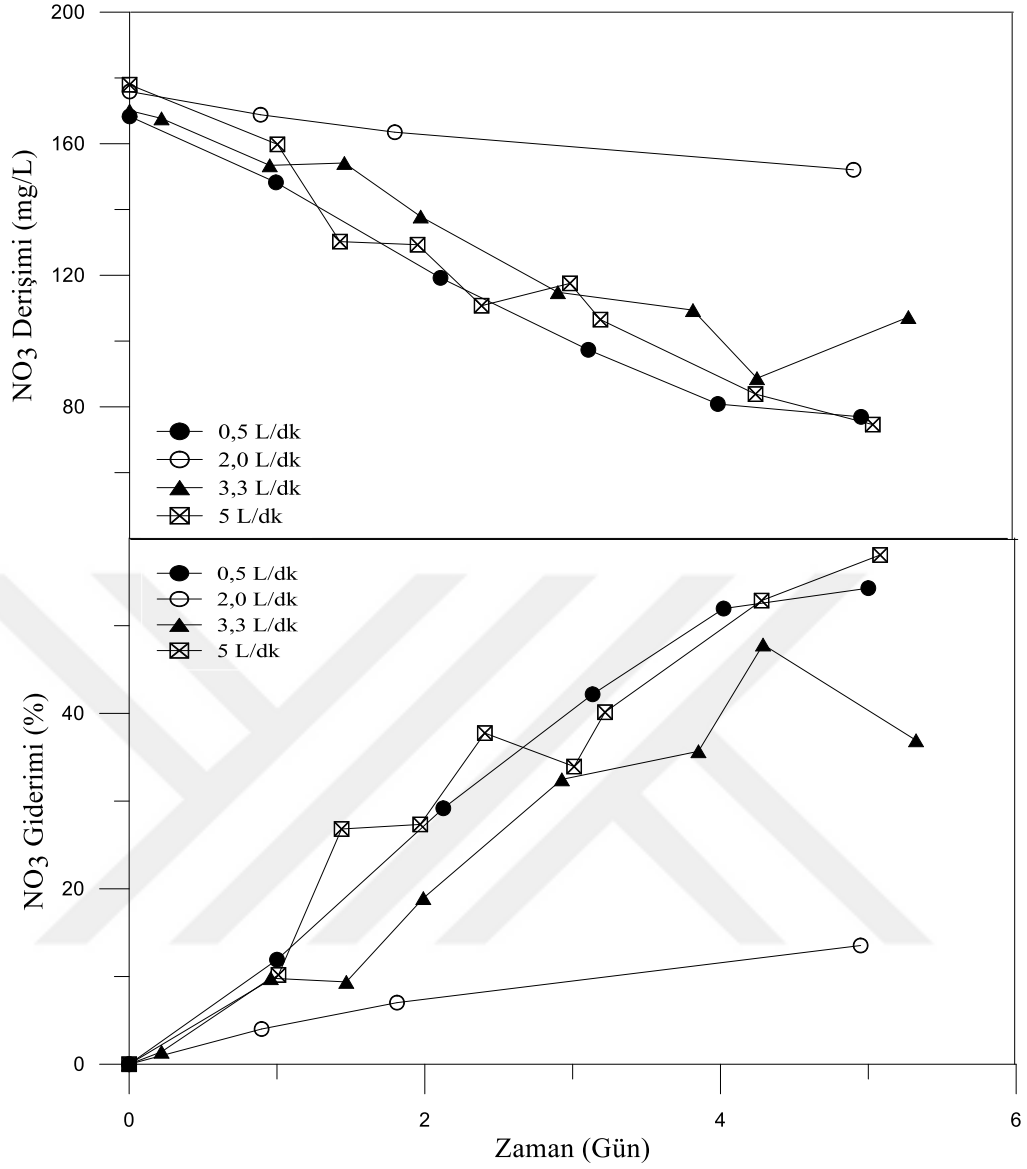
5.5.1 Bulgular ve değerlendirme

Sisteme verilen hava miktarının alg kültürünün büyümesine etkisi Şekil 5.11’de verilmiştir. 0,5 L/dk hava debisi verilmesi durumunda alg kinetiğinin ideal büyüme eğrisine uyduğu görülmektedir. Hava debisinin 2L/dk seçildiği deney setinde ise

kullanılan ekipmandan kaynaklanan problemlerden dolayı yeteri kadar ölçüm alınmadığından 2-5 gün arasındaki büyüme net olarak gözlenememiştir. 3,3 L/dk ve 5 L/dk hava debilerinde ise ölçümlerde sapmalar ile karşılaşmıştır. 5 L/dk gibi yüksek bir hava debisi verilmesi durumunda *Tetradesmus obliquus* türünün büyümesinde olumsuz bir etki görülmüştür.

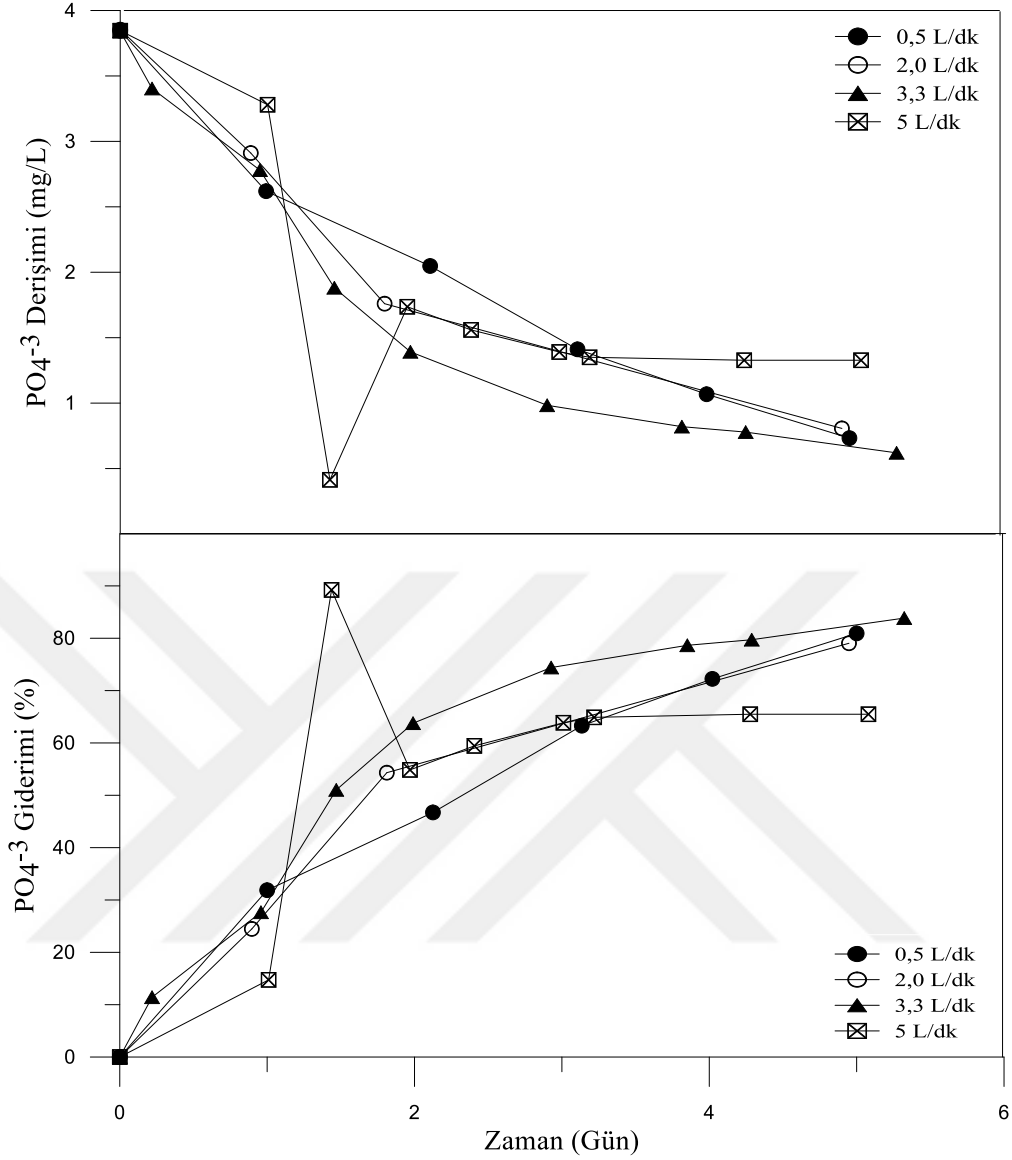


Şekil 5.11. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı hava debisi koşullarında büyüme eğrisi



Şekil 5.12. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı hava debisi koşullarında nitrat giderimine etkisi

Farklı hava debilerinin nitrat derişimine etkisinin incelendiği deney setlerindeki başlangıç nitrat derişimleri $170 \text{ mg NO}_3^-/\text{L} \pm 5 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ arasındadır. 5 günlük nitrat giderim oranları incelendiğinde en fazla giderimin sırası ile %54 ve %58 ile 0,5 L/dk ve 5 L/dk hava debileri seçilmesi durumunda olduğu görülmüştür. 2 L/dk hava debisine ait ölçüm sonuçlarına göre nitrat derişimi 5 günde sadece $152 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ 'ye düşmüştür. 2 L/dk hava debisinde nitrat giderim oranı %13 iken, 3.3 L/dk hava debisi ile gerçekleştirilen deneyde % 37 olarak bulunmuştur (Şekil 5.12).



Şekil 5.13. *Tetradesmus obliquus* türünün farklı hava debisi koşullarında fosfat giderimine etkisi

Tetradesmus obliquus türünün fosfat kullanımının 5 L/dk hava debisi verilerek yapılan deneysel seti haricinde diğer çalışmalarda benzerlik gösterdiği görülmektedir. 5 L/dk hava debisinde 1. günün sonunda elde edilen fosfat derişiminin deneysel ölçüm hatasından dolayı oldukça düşük olduğu düşünülmektedir. Fosfat giderim verimleri 0,5 L/dk, 2 L/dk, 3,3 L/dk ve 5 L/dk seçilerek oluşturulan deney setlerinde sırası ile % 80, %79, %83 ve %65 hesaplanmıştır (Şekil 5.13).

Nitrat giderimine hava miktarının etkisi incelendiğinde *Tetradesmus obliquus* türünün düşük hava debilerinde daha olumlu sonuçlar verdiği görülmüştür. Hava debisinin artmasıyla birlikte besin maddelerinin tüketilmesinde buna bağlı olarak da alg kültürünün çoğalmasında sürekli bir artış görülmemektedir [128].

5.6. *Tetradismus obliquus* Türünün Optimum Koşullar Altında Sentetik Yeraltı Suyundan Nitrat Giderimine Etkisinin İrdelenmesi

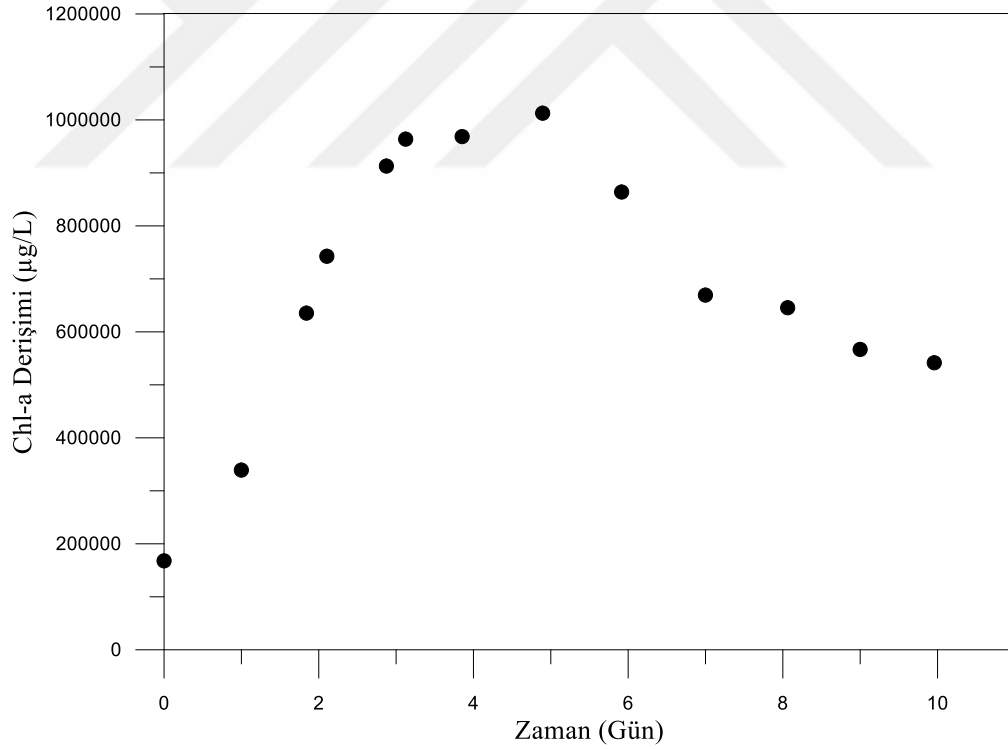
Farklı parametrelerin nitrat giderimine olan etkilerinin incelenmesinden sonra her bir deney seti için optimum parametreler belirlenmiştir (Tablo 5.5).

Tablo 5.5 Optimum koşullar için biyoreaktörün çalışma koşulları

Optimum Parametreler	Sıcaklık	pH	Işık Süresi	Hava Debisi
	28	8	24 saat aydınlık	0,5 L/dk

Bu koşullar altında *Tetradismus obliquus* türünün 10 gün boyunca nitrat giderimine etkisi incelenmiştir.

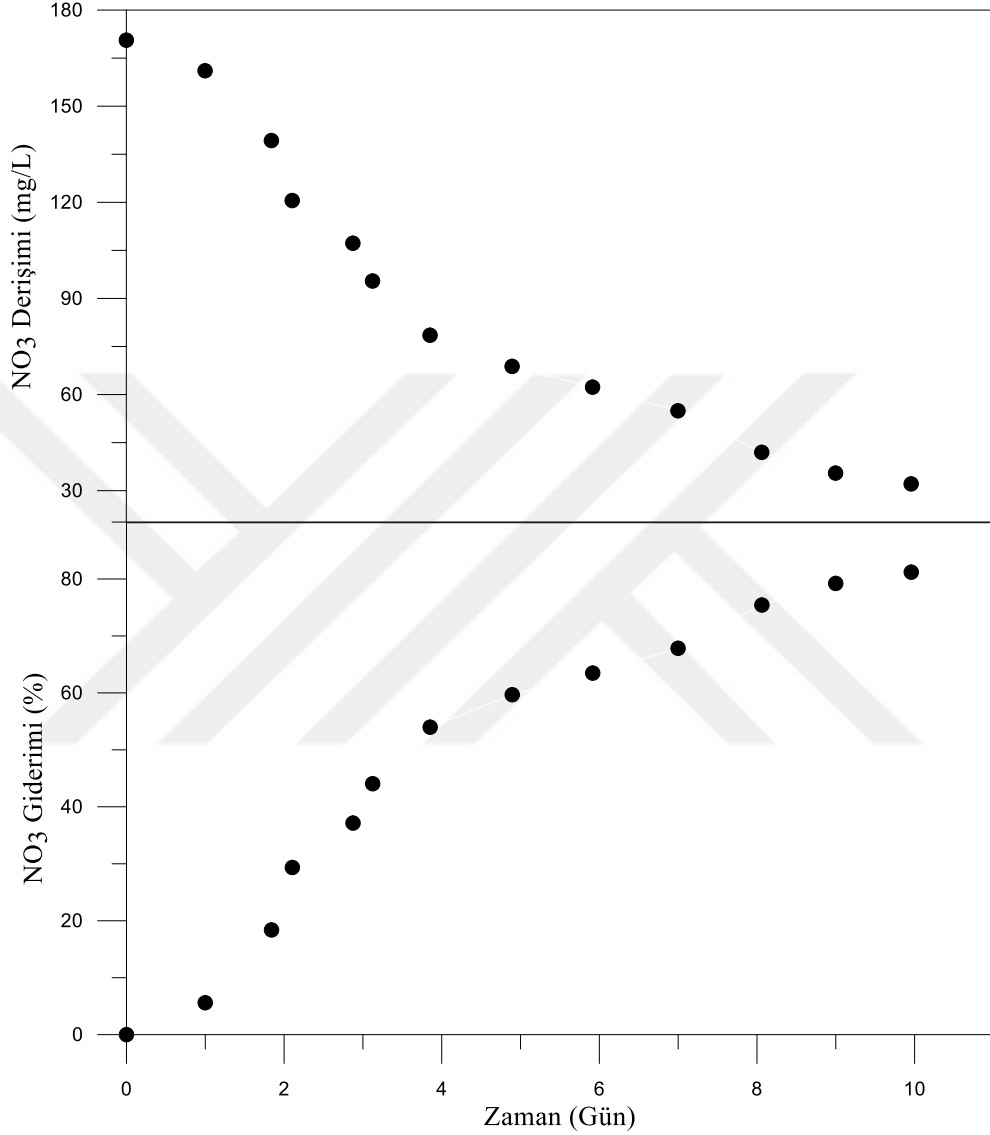
5.6.1 Bulgular ve değerlendirme



Şekil 5.14. *Tetradismus obliquus* türünün optimum koşullarda büyüme eğrisi

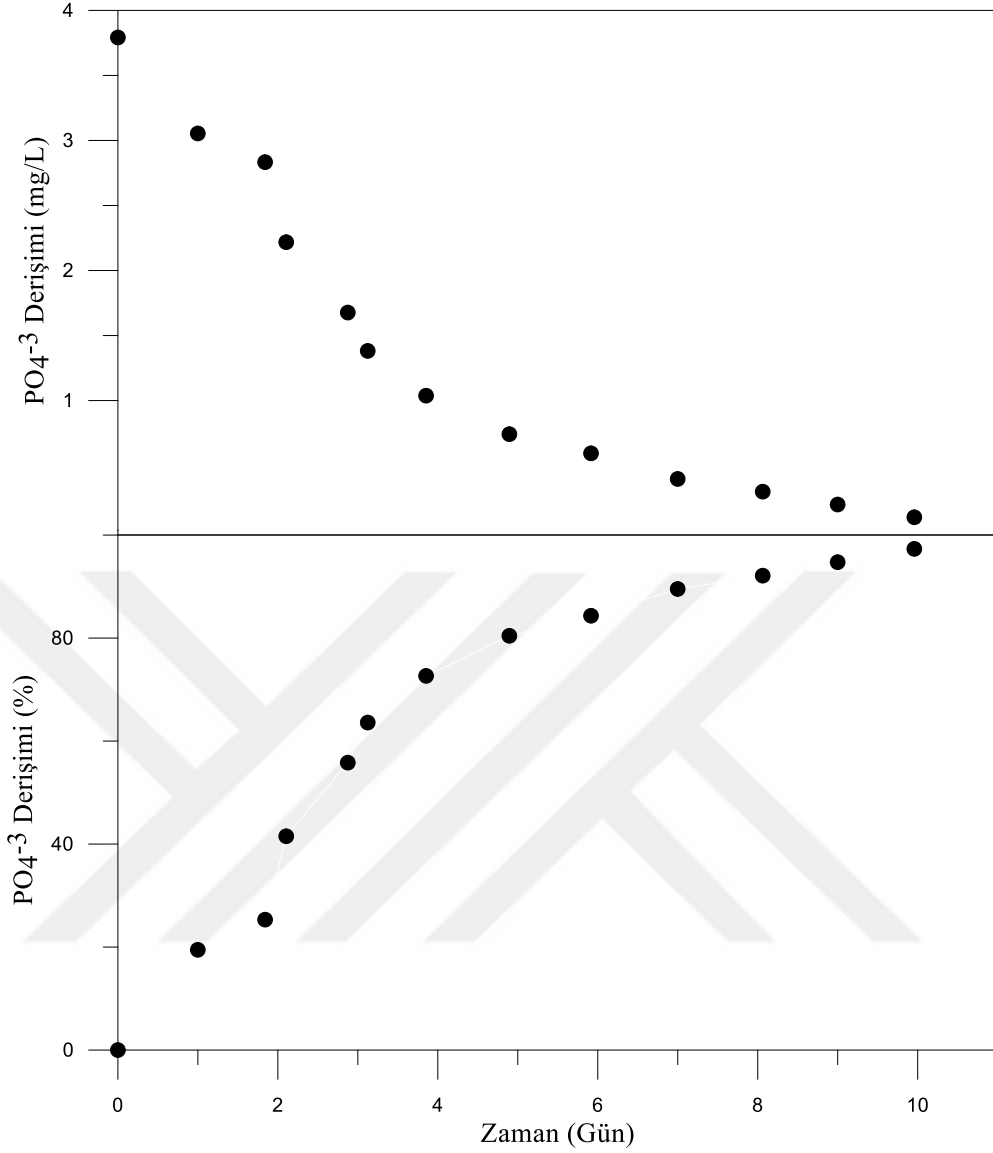
Optimum koşullar altında *Tetradismus obliquus* türünün büyüme eğrisi Şekil 5.14.'de verilmiştir. İlk günden itibaren 3. güne kadar hızlı bir şekilde çoğalma

göstermiştir. 5. güne kadar durağan fazda kalmış, sonrasında ise besi maddesinin (N,P) limitleyici olması ile birlikte ölüm fazına geçmeye başlamıştır.



Şekil 5.15. *Tetradesmus obliquus* türünün optimum koşullarda nitrat giderimine etkisi

Şekil 5.15.'de görüldüğü üzere, optimum koşullarda 10 günlük çalışma sonucunda *Tetradesmus obliquus* türünün nitrat derişimi 170 mg NO₃⁻/L'den 32 mg NO₃⁻/L'ye düşerek %81 oranında bir giderim verimi elde edilmiştir. Durağan faza ulaşana kadar nitrat tüketimi daha hızlı olmuş, sonraki günlerde ise yavaşlamıştır.



Şekil 5.16. *Tetradesmus obliquus* türünün optimum koşullarda fosfat giderimine etkisi

Nitrat giderimine benzer bir şekilde fosfor kaynağı ilk 4 günde hızlı bir şekilde tüketilmiştir. Başlangıç fosfat derişimi $3,85 \pm 0,5$ mg $\text{PO}_4^{-3}/\text{L}$ iken, 10 günlük çalışmanın sonunda $0,1$ mg $\text{PO}_4^{-3}/\text{L}$ 'ye düşerek %97'lik bir giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 5.16).

Optimum koşulların seçilerek *Tetradesmus obliquus* türünün yeraltı suyundan nitrat giderimine etkisine bakıldığında, elde edilen verimin oldukça yüksek olduğu görülmüştür. Deneysel çalışmaların hepsinde fosfatın neredeyse tamamının kullanılmış olması bu çalışmada azot yerine fosforunda limitleyici bir faktör olduğunu göstermektedir. Yeraltı sularında fosfor kaynağı doğal olarak bulunmadığı için sentetik yeraltı suyu içine de sonrasında ilave edilmiştir. Çalışmanın amacı nitrat kirliliğinin

giderilmesi olduğundan yüksek nitrat derişimlerinde *Tetradesmus obliquus* türünün davranışı incelenmiştir.

5.7. Çözünmüş Organik Karbon Analizleri

Tasarım reaktörün iki bölmesi naylon membran ile ayrılmış olup, bir bölümünde yeraltı suyu, diğer bölümünde ise alg ve yeraltı suyu bulunmaktadır. Deneysel çalışmalar esnasında difüzyon ile alg bölümünden yeraltı suyu bölümüne organik madde geçişi olup olmadığını belirlemek için laboratuvar bünyesinde bulunan Shimadzu TOC-VCPH cihazında çözünmüş organik karbon analizi yapılmıştır. Farklı deney setlerinden alınan veriler kullanılarak farklı koşullarda organik karbon geçişi olup olmadığı irdelenmiştir. Tasarım reaktörün yeraltı suyu bölümünden ve alg bölümünden deney setinin başlangıcında ve deney seti bittiminde örnekler alınarak 0.22 µ'luk filtreden geçirilmiştir. TOC-VCPH cihazında yapılan analiz sonuçları tasarım reaktörde bulunan membran sayesinde alg bölümünden yeraltı suyu bölümüne organik madde geçişi olmadığını göstermektedir (Tablo 5.6). Tabloda yer alan t_0 deney setinin başlangıç anındaki örneği, t_s ise deney seti sonlandırıldığında alınan örneği ifade etmektedir.

Tablo 5.6 Shimadzu TOC-VCPH cihazında gerçekleştirilen çözünmüş organik karbon analiz sonuçları

Tarih	TC (mg/L) (Tasarım reaktör)	TC (mg/L) (Fotobiyoreaktör)
08.06.2019 (t_0)	0	22,520
15.06.2019 (t_s)	0	17,174
17.06.2019(t_0)	0,825	20,364
22.06.2019(t_s)	0,0493	15,657
23.06.2019 (t_0)	0,526	21,130
29.06.2019 (t_s)	0,325	18,360

6. SONUÇ ve ÖNERİLER

İçme suyu kaynağı olarak birçok bölgede çoğunlukla yeraltı suları kullanılmaktadır. Ancak antropojenik faaliyetler sonucunda giderek artan yeraltı sularındaki nitrat kirliliği kullanılabilir temiz yeraltı su kaynaklarının azalmasına neden olmaktadır. Yeraltı sularında 50 mg NO₃⁻/L'nin üzerinde nitrat derişiminin bulunması, nitrat kirliliğinin göstergesidir. Yüksek nitrat derişimleri bebeklerde mavi bebek hastalığına, yetişkinlerde ise çeşitli kanser türlerine neden olmaktadır. Bu çalışmada yeraltı sularındaki nitrat kirliliğinin giderilmesi, alternatif giderim yöntemlerine göre daha ekonomik ve sürdürülebilir olduğu düşünülen alg kültürleri ile denenmiş ve elde edilen sonuçlar nitrat gideriminin başarılı bir şekilde gerçekleştiğini göstermiştir.

Çalışma kapsamında öncelikle, yeraltı suyu ve alg kültürlerinin birbirine karışmasını önleyecek bir tasarım reaktörün dizaynı yapılmıştır. Daha sonra deneysel çalışmalarda kullanılacak olan alg kültürünün temini ve laboratuvar ortamında devamlılığı sağlanmıştır. Ardından fotobiyoreaktör ve tasarım reaktör birlikte kullanılarak farklı ışık süresi, farklı sıcaklık, farklı pH ve farklı hava debisi koşullarında *Tetradismus obliquus* türünün nitrat giderimine etkileri incelenmiş ve optimum koşullar tespit edilmiştir.

Tez çalışması kapsamında elde edilen sonuçlar ve öneriler aşağıdaki gibi sıralanabilir:

✓ Alg kültürleri kullanılarak yeraltı suyundan nitrat kirliliğinin giderilebileceği sonucuna ulaşılmıştır.

✓ *Tetradismus obliquus* türünün fotobiyoreaktör kullanılarak sentetik yeraltı suyundan nitrat giderimini gerçekleştirdiği optimum koşullar 28 °C sıcaklık, pH 8, 0,5 L/dk hava debisi ve 24 saat aydınlık ortam olarak belirlenmiştir.

✓ Membran teknolojisi kullanılarak alg kültürleri ile yeraltı suyunun birbirine karışması önlenmiş ve çalışmanın pilot veya tam ölçekte uygulamaları için zemin hazırlanmıştır.

✓ Tasarım reaktörün kullanılması ile yeraltı suyunda ilave bir arıtım gereksinimi ortadan kaldırılmıştır.

✓ Çalışmada kullanılan tasarım reaktör dizaynı oluşan alg biyokütlesinin derişimini arttırarak hasat edilebilirliğini kolaylaştırmıştır.

✓ Elde edilen alg biyokütlesinin besin maddesi ya da biyoyakıt gibi alanlarda değerlendirilmesi için interdisipliner çalışmaların devam etmesi önem taşımaktadır.

✓ Farklı alg kültürleri kullanılarak benzer çalışmaların tekrarlanması ile yeraltı suyundan nitrat gideriminde rol oynayan alg çeşitliliğini arttırmak mümkün olabilir.

Alg kültürleri ile giderim yönteminin diğer nitrat giderim yöntemlerine göre tercih edilebilir olmasının nedenleri; ilave bir kimyasal eklemesine ihtiyaç duyulmaması, bertaraf edilmesinde güçlük çekilen bir atık açığa çıkmaması, ilave bir arıtım gerektirmemesi, elde edilen biyokütlenin ekonomik değere sahip olması ve düşük maliyetli bir yöntem olmasıdır. Alg kültürleri ile giderim yapmanın en önemli zorluğu olan biyokütle hasatı ve ek arıtım ihtiyacı bu çalışmada geliştirilen tasarım reaktör ile çözüme kavuşturulmuştur.

Ülkemizde nitrat kirliliği içeren yeraltı sularının iyileştirilmesi için bu tarz çalışmaların devamlılığının sağlanması ve uygulamaların yaygın hale gelmesi önem taşımaktadır.

KAYNAKÇA

- [1] <http://www.dsi.gov.tr/toprak-ve-su-kaynaklari> (Erişim Tarihi: 03.05.2019)
- [2] Hu, Q., Westerhoff, P. ve Vermaas, W. (2000). Removal of nitrate from groundwater by cyanobacteria: Quantitative assessment of factors influencing nitrate uptake. *Applied and Environmental Microbiology*. 66 (1), 133-139.
- [3] Falkowski, P.G. ve Raven, J.A. (1997). *Aquatic photosynthesis*. London: Blackwater Science.
- [4] Graham, L.E. ve Wicox, L.W. (2000). *Algae* Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall, Inc.
- [5] Aktar, S. ve Cebe, G.E. (2010). Alglerin genel özellikleri, kullanım alanları ve eczacılıktaki önemi. *Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Dergisi*. 39 (3), 237-264.
- [6] Khan, S.A., Hussain, M.Z., Prasad, S. ve Banerjee, U. (2009). Prospects of biodiesel production from microalgae in India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 13 (9), 2361-2372.
- [7] Wen, Z. ve Johnson, M.B. (2009). Microalgae as a feedstock for biofuel production. *Virginia Cooperative Extension*. 1-7.
- [8] Prescott, G. (1973). *Algae of the Western Great Lake Area*, MC Brown Comp. Pub., Dubuque, Iowa.
- [9] http://cronodon.com/BioTech/Algal_Bodies.html (Erişim Tarihi: 22.06.2019)
- [10] Maier, R.M.P., I.L.; Gerba, C.P. (2009). Bacterial Growth. *Bacterial Growth* içinde s. 37-54. Arizona: Academic Press.
- [11] Todar, K. (2005). *Todar's Online Textbook of Bacteriology*. Kenneth Todar University of Wisconsin-Madison Department of Bacteriology: Madison, Wisconsin.
- [12] Izhar, M. (2016). *Removal of Nitrate From Domestic Wastewater Using Algae*. Yüksek Lisans Tezi. Hacettepe Üniversitesi: Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [13] Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Review of Microbiology*. 3 (1), 371-394.
- [14] Metcalf ve Eddy (2004). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* Singapore: McGraw-Hill.
- [15] Dalrymple, O.K., Halfhide, T., Udom, I., Gilles, B., Wolan, J., Zhang, Q. ve Ergas, S. (2013). Wastewater use in algae production for generation of

- renewable resources: a review and preliminary results. *Aquatic Biosystems*. 9 (1), 2.
- [16] Lam, M.K. ve Lee, K.T. (2012). Potential of using organic fertilizer to cultivate *Chlorella vulgaris* for biodiesel production. *Applied Energy*. 94, 303-308.
- [17] Lavens, P. ve Sorgeloos, P. (1996). *Manual on the production and use of live food for aquaculture*. Roma: F. a. A. Organization.
- [18] Singh, S. ve Singh, P. (2015). Effect of temperature and light on the growth of algae species: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 50, 431-444.
- [19] Juneja, A., Ceballos, R. ve Murthy, G. (2013). Effects of environmental factors and nutrient availability on the biochemical composition of algae for biofuels production: a review. *Energies*. 6 (9), 4607-4638.
- [20] Zhu, L., Li, Z. ve Ketola, T. (2011). Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area. *Ecological Engineering*. 37 (10), 1460-1466.
- [21] Béchet, Q., Laviale, M., Arsapin, N., Bonnefond, H. ve Bernard, O. (2017). Modeling the impact of high temperatures on microalgal viability and photosynthetic activity. *Biotechnology for biofuels*. 10 (1), 136.
- [22] Covarrubias, Y., Cantoral-Uriza, E.A., Casas-Flores, J.S. ve García-Meza, J.V. (2016). Thermophile mats of microalgae growing on the woody structure of a cooling tower of a thermoelectric power plant in Central Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*. 87 (2), 277-287.
- [23] Atkinson, D., Ciotti, B.J. ve Montagnes, D.J. (2003). Protists decrease in size linearly with temperature: ca. 2.5% C⁻¹. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 270 (1533), 2605-2611.
- [24] Krzemińska, I., Pawlik-Skowrońska, B., Trzcińska, M. ve Tys, J. (2014). Influence of photoperiods on the growth rate and biomass productivity of green microalgae. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 37 (4), 735-741.
- [25] Huesemann, M.H., Van Wagenen, J., Miller, T., Chavis, A., Hobbs, S. ve Crowe, B. (2013). A screening model to predict microalgae biomass growth in photobioreactors and raceway ponds. *Biotechnology and bioengineering*. 110 (6), 1583-1594.

- [26] Alabi, A.O., Tampier, M. ve Bibeau, E. (2009). *Microalgae technologies & processes for biofuels-bioenergy production in British Columbia: current technology, suitability & barriers to implementation*. British Columbia Innovation Council Vancouver: S. Science.
- [27] Mata, T.M., Martins, A.A. ve Caetano, N.S. (2010). Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 14 (1), 217-232.
- [28] Sforza, E., Simionato, D., Giacometti, G.M., Bertucco, A. ve Morosinotto, T. (2012). Adjusted light and dark cycles can optimize photosynthetic efficiency in algae growing in photobioreactors. *PLoS One*. 7 (6).
- [29] Ye, C., Zhang, M., Yang, Y. ve Thirumaran, G. (2012). Photosynthetic performance in aquatic and terrestrial colonies of *Nostoc flagelliforme* (Cyanophyceae) under aquatic and aerial conditions. *Journal of Arid Environments*. 85, 56-61.
- [30] Ugwu, C., Aoyagi, H. ve Uchiyama, H. (2008). Photobioreactors for mass cultivation of algae. *Bioresour Technol*. 99 (10), 4021-4028.
- [31] <https://ohioline.osu.edu/factsheet/AEX-651-11> (Erişim Tarihi: 22.06.2019)
- [32] Carvalho, A.P., Meireles, L.A. ve Malcata, F.X. (2006). Microalgal reactors: a review of enclosed system designs and performances. *Biotechnology progress*. 22 (6), 1490-1506.
- [33] Eriksen, N.T. (2008). The technology of microalgal culturing. *Biotechnology Letters*. 30 (9), 1525-1536.
- [34] Harel, M.P., A.R. (2003). Heterotrophic production of marine algae for aquaculture, A. Richmond. *Heterotrophic production of marine algae for aquaculture* içinde s. 513-524. London,UK: Wiley-Blackwell.
- [35] Greenwell, H.C., Laurens, L., Shields, R., Lovitt, R. ve Flynn, K. (2009). Placing microalgae on the biofuels priority list: a review of the technological challenges. *Journal of The Royal Society Interface*. 7 (46), 703-726.
- [36] Muller-Feuga, A.M., J.; Kaas, R. (2003). The aquaculture of microalgae, L. A. M. J. G. Stottrup. *The aquaculture of microalgae* içinde s. 206-252. London: UK: Wiley-Blackwell.

- [37] Alaswad, A., Dassisti, M., Prescott, T. ve Olabi, A. (2015). Technologies and developments of third generation biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 51, 1446-1460.
- [38] <http://www.algaeindustrymagazine.com/manipulating-microalgae-to-build-valuable-compounds/> (Erişim Tarihi: 20.05.2016)
- [39] Danquah, M.K., Gladman, B., Moheimani, N. ve Forde, G.M. (2009). Microalgal growth characteristics and subsequent influence on dewatering efficiency. *Chem Eng J*. 151 (1-3), 73-78.
- [40] Grima, E.M., Belarbi, E.-H., Fernández, F.A., Medina, A.R. ve Chisti, Y. (2003). Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology Advances*. 20 (7-8), 491-515.
- [41] Ummalyma, S.B., Gnansounou, E., Sukumaran, R.K., Sindhu, R., Pandey, A. ve Sahoo, D. (2017). Bioflocculation: an alternative strategy for harvesting of microalgae—an overview. *Bioresource Technol*. 242, 227-235.
- [42] Vandamme, D., Foubert, I., Fraeye, I., Meesschaert, B. ve Muylaert, K. (2012). Flocculation of *Chlorella vulgaris* induced by high pH: role of magnesium and calcium and practical implications. *Bioresource Technol*. 105, 114-119.
- [43] Vandamme, D., Foubert, I. ve Muylaert, K. (2013). Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. *Trends in Biotechnology*. 31 (4), 233-239.
- [44] Barros, A.I., Gonçalves, A.L., Simões, M. ve Pires, J.C. (2015). Harvesting techniques applied to microalgae: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 41, 1489-1500.
- [45] Becker, W. (2004). Microalgae in human and animal nutrition, A. Richmond. *Microalgae in human and animal nutrition* içinde s. 312-351. Oxford: Blackwell Publishing.
- [46] Liang, S., Liu, X., Chen, F. ve Chen, Z. (2004). Current microalgal health food R & D activities in China. *Hydrobiologia*. 512, 45-48.
- [47] Yamaguchi, K. (1996). Recent advances in microalgal bioscience in Japan, with special reference to utilization of biomass and metabolites: a review. *Journal of Applied Phycology*. 8 (6), 487-502.
- [48] Brown, M., Jeffrey, S., Volkman, J. ve Dunstan, G. (1997). Nutritional properties of microalgae for mariculture. *Aquaculture*. 151 (1-4), 315-331.

- [49] Muller-Feuga, A. (2000). The role of microalgae in aquaculture: situation and trends. *Journal of Applied Phycology*. 12 (3-5), 527-534.
- [50] Khan, S., Siddique, R., Sajjad, W., Nabi, G., Hayat, K.M., Duan, P. ve Yao, L. (2017). Biodiesel production from algae to overcome the energy crisis. *Journal of Biosciences*. 24 (4), 163-167.
- [51] Stolz, P. (2005). Manufacturing microalgae for skin care. *Cosmetics Toiletries*. 120, 99-106.
- [52] Rupert, M.G. (2008). Decadal-scale changes of nitrate in ground water of the United States, 1988–2004. *Journal of Environmental Quality*. 37, 240-248.
- [53] <https://en.wikipedia.org/wiki/File:Nitrate-ion-resonance-hybrid-2D.png> (Erişim Tarihi: 31.08.2010)
- [54] Serin, S. (2014). *Yeraltı Sularında Nitrat Giderimi*. Yüksek lisans. şanlıurfa: Harran Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.
- [55] http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/index_en.html (Erişim Tarihi: 08.05.2019)
- [56] <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2016/07/20160723-2.htm> (Erişim Tarihi: 23.07.2016)
- [57] <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2013/03/20130307-7.htm> (Erişim Tarihi: 07.03.2013)
- [58] https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitrate-nitrite-background-jan17.pdf (Erişim Tarihi: 06.04.2018)
- [59] Almasri, M.N. (2007). Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. *Environmental Impact Assessment Review*. 27 (3), 220-242.
- [60] Kapoor, A. ve Viraraghavan, T. (1997). Nitrate removal from drinking water - Review. *J Environ Eng-Asce*. 123 (4), 371-380.
- [61] Taziki, M., Ahmadzadeh, H., Murry, M.A. ve Lyon, S.R. (2015). Nitrate and nitrite removal from wastewater using algae. *Current Biotechnology*. 4 (4), 426-440.
- [62] Temkin, A., Evans, S., Manidis, T., Campbell, C. ve Naidenko, O.V. (2019). Exposure-based assessment and economic valuation of adverse birth outcomes and cancer risk due to nitrate in United States drinking water. *Environmental Research*. 108442.

- [63] Temkin, A., Evans, S., Manidis, T., Campbell, C. ve Naidenko, O.V. (2019). Exposure-based assessment and economic valuation of adverse birth outcomes and cancer risk due to nitrate in United States drinking water. *Environmental Research*.
- [64] Majumdar, D.G., N. (2000). Nitrate pollution of groundwater and associated human health disorders. *Indian Journal of Environmental Health*. 42 (1), 28-39.
- [65] Sönmez, İ.K., M.; Sönmez, S. (2008). Kimyasal gübrelerin çevre kirliliği üzerine etkileri ve çözüm önerileri. *Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Derim Dergisi*. 25 (2), 24-34.
- [66] Korom, S.F. (1992). Natural denitrification in the saturated zone - a review. *Water Resour Res*. 28 (6), 1657-1668.
- [67] Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. ve Larsen, F. (1991). Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. *Water Resour Res*. 27 (8), 2027-2045.
- [68] Shamrukh, M., Corapcioglu, M.Y. ve Hassona, F.A.A. (2001). Modeling the effect of chemical fertilizers on ground water quality in the Nile Valley aquifer, Egypt. *Ground Water*. 39 (1), 59-67.
- [69] Tesoriero, A.J., Liebscher, H. ve Cox, S.E. (2000). Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: Electron and mass balance along groundwater flow paths. *Water Resour Res*. 36 (6), 1545-1559.
- [70] Tesoriero, A.J. ve Voss, F.D. (1997). Predicting the probability of elevated nitrate concentrations in the Puget Sound Basin: Implications for aquifer susceptibility and vulnerability. *Ground Water*. 35 (6), 1029-1039.
- [71] Frind, E.D., W.; Strebel, O.; Boettcher, J. (1990). Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. *Water Resour Res*. 26 (8), 1707-1719.
- [72] Öztürk, E.T. ve Göncü, S. (2017). Yeraltı suyunda alg kültürleri ile nitrat kirliliğinin giderimi. *Su Ürünleri Dergisi*. 34 (4), 463-467.
- [73] Delgadillo-Mirquez, L., Lopes, F., Taidi, B. ve Pareau, D. (2016). Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports*. 11, 18-26.

- [74] Jensen V.B.; Darby, J.L.S., C.; Gorman C. (2012). *Drinking Water Treatment for Nitrate*. California State Water Resources Control Board: C. S. W. R. C. Board.
- [75] Bhatnagar, A. ve Sillanpaa, M. (2011). A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chem Eng J.* 168 (2), 493-504.
- [76] Munoz, R. ve Guieysse, B. (2006). Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research.* 40 (15), 2799-2815.
- [77] Aslan, M. (2016). *Membran Teknolojileri*. Ankara: Türkiye Çevre Koruma Vakfı.
- [78] Çevre ve Şehircilik Bakanlığı. (2018). *Su/Atıksu Arıtılması ve Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri ve Uygulamaları*. Ankara:Yıldızlar Offset Mat. Yay. Rek. İç Dış Tic. Ltd. Şti.
- [79] Baker, R.W. (2012). *Membrane technology and applications*. (2. Baskı). California: John Wiley & Sons.
- [80] Bodzek, M., Konieczny, K. ve Kwiecińska, A. (2011). Application of membrane processes in drinking water treatment–state of art. *Desalin Water Treat.* 35 (1-3), 164-184.
- [81] Ravanchi, M.T., Kaghazchi, T. ve Kargari, A. (2009). Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review. *Desalination.* 235 (1-3), 199-244.
- [82] Nollet, J.-A. (1752). Recherches sur les causes du bouillonnement des liquides. *Hist. Acad. Roy. Sci.* 1, 57-104.
- [83] Fick, A. (1855). Ueber diffusion. *Annalen der Physik.* 170 (1), 59-86.
- [84] Graham, T. (1866). LV. On the absorption and dialytic separation of gases by colloid septa. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science.* 32 (218), 401-420.
- [85] Koyuncu, I., Sengur, R., Turken, T., Guclu, S. ve Pasaoglu, M. (2015). Advances in water treatment by microfiltration, ultrafiltration, and nanofiltration, A. Basile, A. Cassano, ve N. K. Rastogi. *Advances in water treatment by microfiltration, ultrafiltration, and nanofiltration* içinde s. 83-128. İngiltere: Elsevier.
- [86] Fane, A.T., Wang, R. ve Jia, Y. (2011). Membrane technology: Past, present and future. *Membrane technology: Past, present and future* içinde s. 1-45. Springer.

- [87] Le, N.L. ve Nunes, S.P. (2016). Materials and membrane technologies for water and energy sustainability. *Sustainable Materials and Technologies*. 7, 1-28.
- [88] <https://synderfiltration.com/ultrafiltration/flat-sheet/> (Erişim Tarihi: 01.07.2019)
- [89] <https://www.membrane-solutions.com/PVDF-UF-module.htm> (Erişim Tarihi: 01.07.2019)
- [90] <https://www.kaimimembrane.com/Tubular-Membrane.html> (Erişim Tarihi: 01.07.2019)
- [91] <http://www.advantecmfs.com/catalog/filt/membrane.pdf> (Erişim Tarihi: 01.07.2019)
- [92] Lee, C. ve Lee, C.-G. (2002). Nitrogen removal from wastewaters by microalgae without consuming organic carbon sources. *J Microbiol Biotechnol*. 12 (6), 979-985.
- [93] Rasoul-Amini, S., Montazeri-Najafabady, N., Shaker, S., Safari, A., Kazemi, A., Mousavi, P., Mobasher, M.A. ve Ghasemi, Y. (2014). Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae free cells in bath culture system. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 3 (2), 126-131.
- [94] Sayadi, M., Ahmadpour, N., Fallahi Capoorchali, M. ve Rezaei, M. (2016). Removal of nitrate and phosphate from aqueous solutions by microalgae: An experimental study. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2 (4), 357-364.
- [95] Yavuz, V.S., Çelik, R., Hamidi, N. (2016). Batman Şehri Yeraltı Sularının Nitrat ve Nitrit Düzeyinin Coğrafi Bilgi Sistemleri Kullanılarak Belirlenmesi. 6. *Uzaktan Algılama-CBS Sempozyumu*, Adana: Çukurova Üniversitesi, 641-650.
- [96] Uğurluoğlu, A. (2013). *Seydisuyu Havzası yeraltı su kalitesinin ve kirlilik düzeyinin belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [97] Korkut, R.N. (2009). *Deliçay-Tarsus Çayı (Mersin) arasındaki bölgedeki yeraltısularında nitrat ve nitrit kirliliğinin araştırılması*. Yüksek Lisans Tezi. Mersin: Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [98] Çakmak, Ö. (2007). *Eskişehir ilinde yeraltı ve yüzeysel sulardaki nitrat kirliliğinin kirletici kaynakları göz önünde bulundurarak değerlendirilmesi*. Yüksek Lisans Tezi. Samsun: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

- [99] Polat, R., Elçi, A., Şimşek, C. ve Gündüz, O. (2007). İzmir-Nif Dağı Çevresindeki Yeraltı Suyu Nitrat Kirliliği Boyutunun Mevsimsel Değerlendirilmesi. 7. *Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, İzmir: TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, 482-489.
- [100] Nas, B. ve Berktaş, A. (2006). Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *J Environ Manage.* 79 (1), 30-37.
- [101] <https://www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Belgeler/Su%20Kalitesi%20H%C4%B0E%20Haber%202019/Sularda%20Tar%C4%B1msal%20Faaliyetlerden%20Kaynaklanan%20Kirlili%C4%9Fin%20Kontrol%C3%BC%20ve%20Y%C3%B6netimi%20%C3%87al%C4%B1%C5%9Fmalar%C4%B1.pdf> (Erişim Tarihi: 04.03.2019)
- [102] Wan, D.J., Liu, H.J., Qu, J.H., Lei, P.J., Mao, S.H. ve Hou, Y.N. (2009). Using the combined bioelectrochemical and sulfur autotrophic denitrification system for groundwater denitrification. *Bioresource Technol.* 100 (1), 142-148.
- [103] Wang, Q., Feng, C., Zhao, Y. ve Hao, C. (2009). Denitrification of nitrate contaminated groundwater with a fiber-based biofilm reactor. *Bioresource Technology.* 100 (7), 2223-2227.
- [104] Chen, D., Yang, K., Wang, H.Y. ve Lv, B. (2014). Nitrate removal from groundwater by hydrogen-fed autotrophic denitrification in a bio-ceramsite reactor. *Water Sci Technol.* 69 (12), 2417-2422.
- [105] Ucar, D., Cokgor, E.U., Sahinkaya, E., Cetin, U., Bereketoglu, C., Calimlioglu, B., Goncu, B. ve Yurtsever, A. (2017). Simultaneous nitrate and perchlorate removal from groundwater by heterotrophic-autotrophic sequential system. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 116, 83-90.
- [106] Luo, J.-H., Chen, H., Yuan, Z. ve Guo, J. (2018). Methane-supported nitrate removal from groundwater in a membrane biofilm reactor. *Water Research.* 132, 71-78.
- [107] Clifford, D. ve Liu, X.S. (1993). Ion-Exchange for Nitrate Removal. *J Am Water Works Ass.* 85 (4), 135-143.
- [108] Darbi, A., Viraraghavan, T., Butler, R. ve Corkal, D. (2003). Pilot-scale evaluation of select nitrate removal technologies. *Journal of Environmental Science and Health, Part A.* 38 (9), 1703-1715.

- [109] Ayyasamy, P.M., Shanthi, K., Lakshmanaperumalsamy, P., Lee, S.-J., Choi, N.-C. ve Kim, D.-J. (2007). Two-stage removal of nitrate from groundwater using biological and chemical treatments. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 104 (2), 129-134.
- [110] Reddy, K.J. ve Lin, J. (2000). Nitrate removal from groundwater using catalytic reduction. *Water Research*. 34 (3), 995-1001.
- [111] Tong, Y. ve He, Z. (2013). Nitrate removal from groundwater driven by electricity generation and heterotrophic denitrification in a bioelectrochemical system. *J Hazard Mater*. 262, 614-619.
- [112] Upadhyaya, G., Jackson, J., Clancy, T.M., Hyun, S.P., Brown, J., Hayes, K.F. ve Raskin, L. (2010). Simultaneous removal of nitrate and arsenic from drinking water sources utilizing a fixed-bed bioreactor system. *Water Research*. 44 (17), 4958-4969.
- [113] Zhai, S., Zhao, Y., Ji, M. ve Qi, W. (2017). Simultaneous removal of nitrate and chromate in groundwater by a spiral fiber based biofilm reactor. *Bioresource Technol*. 232, 278-284.
- [114] Amini, M., Khoei, Z.A. ve Erfanifar, E. (2019). Nitrate (NO₃⁻) and phosphate (PO₄³⁻) removal from aqueous solutions by microalgae *Dunaliella salina*. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 19, 101097.
- [115] <http://ccala.butbn.cas.cz/en/bbm-medium> (Erişim Tarihi: 04.03.2015)
- [116] Ciardelli, M.C., Xu, H. ve Sahai, N. (2008). Role of Fe (II), phosphate, silicate, sulfate, and carbonate in arsenic uptake by coprecipitation in synthetic and natural groundwater. *Water Research*. 42 (3), 615-624.
- [117] Heo, J.-H., Lee, D.-H., Koh, D.-C. ve Chang, H.-W. (2007). The effect of ionic strength and hardness of trichloroethylene-contaminated synthetic groundwater on remediation using granular activated carbon. *Geosciences Journal*. 11 (3), 229-239.
- [118] Kamizono, H. (1990). Effects of carbonate and sulphate ions in synthetic groundwater on high-level waste glass leaching. *Journal of Materials Science Letters*. 9 (7), 841-844.
- [119] Moslemy, P., Neufeld, R.J., Millette, D. ve Guiot, S.R. (2003). Transport of gellan gum microbeads through sand: an experimental evaluation for encapsulated cell bioaugmentation. *J Environ Manage*. 69 (3), 249-259.

- [120] Yılmaz, T. (2010). *Pasif Difüzyon Membran İle Su Kalitesinin Monitorlanması*. Lisans Bitirme Tezi. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [121] Maroneze, M.M., Siqueira, S.F., Vendruscolo, R.G., Wagner, R., de Menezes, C.R., Zepka, L.Q. ve Jacob-Lopes, E. (2016). The role of photoperiods on photobioreactors—A potential strategy to reduce costs. *Bioresource Technol.* 219, 493-499.
- [122] Voltolina, D., Gómez-Villa, H. ve Correa, G. (2005). Nitrogen removal and recycling by *Scenedesmus obliquus* in semicontinuous cultures using artificial wastewater and a simulated light and temperature cycle. *Bioresource Technol.* 96 (3), 359-362.
- [123] Breuer, G., Lamers, P.P., Martens, D.E., Draaisma, R.B. ve Wijffels, R.H. (2013). Effect of light intensity, pH, and temperature on triacylglycerol (TAG) accumulation induced by nitrogen starvation in *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technol.* 143, 1-9.
- [124] Chen, M., Li, J., Dai, X., Sun, Y. ve Chen, F. (2011). Effect of phosphorus and temperature on chlorophyll a contents and cell sizes of *Scenedesmus obliquus* and *Microcystis aeruginosa*. *Limnology.* 12 (2), 187-192.
- [125] Chevalier, P., Proulx, D., Lessard, P., Vincent, W. ve De la Noüe, J. (2000). Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. *Journal of Applied Phycology.* 12 (2), 105-112.
- [126] Martinez, M., Jimenez, J. ve El Yousfi, F. (1999). Influence of phosphorus concentration and temperature on growth and phosphorus uptake by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technol.* 67 (3), 233-240.
- [127] Goldman, J.C., Azov, Y., Riley, C.B. ve Dennett, M.R. (1982). The effect of pH in intensive microalgal cultures. I. Biomass regulation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 57 (1), 1-13.
- [128] Shen, Q.-H., Jiang, J.-W., Chen, L.-P., Cheng, L.-H., Xu, X.-H. ve Chen, H.-L. (2015). Effect of carbon source on biomass growth and nutrients removal of *Scenedesmus obliquus* for wastewater advanced treatment and lipid production. *Bioresource Technol.* 190, 257-263.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Eda TUNA ÖZTÜRK

Yabancı Dil : İngilizce

Doğum Yeri ve Yılı : Ankara / 25.10.1986

E-Posta : edatuna@eskisehir.edu.tr

Eğitim ve Mesleki Geçmişi:

- 2019, Doktora, Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü / Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı
- 2012, Yüksek Lisans, University of California, Davis, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü / Mühendislik Fakültesi, İnşaat ve Çevre Mühendisliği Bölümü
- 2008, Lisans, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü

Yayınları ve/veya Bilimsel/Sanatsal Faaliyetleri:

- Tuna Ö., E. ve Göncü, S. (2017). “Yeraltı suyunda alg kültürleri ile nitrat kirliliğinin giderilmesi” *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*. 34 (4), 463-467.
- Tuna Ö., E., Kargı F. ve H. Argun. (2009). “Hydrogen gas production by electrohydrolysis of volatile fatty acid VFA containing dark fermentation effluent” *International Journal of Hydrogen Energy*. 34, 262-269.
- Tuna Ö. E., Engin G. ve Göncü S. “Nitrate Removal from Domestic Wastewater by Algae Culture” VII International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology-BioMicroWorld 2017, Madrid, 2017.
- Tuna Ö.,E., Özden G. ve Göncü S. (2016). “Phosphate Removal from Synthetic Groundwater by Mixed Algae Culture” Eighth International Conference on Environmental Science and Technology, Houston, 2016.
- Tuna, E., Göncü, S. ve Yiğit A. Z. “Comparison of different nitrate removal methods in groundwater”, VII. International Symposium on Ecology and Environmental Problems, Antalya, 2013.

Ödülleri:

- 1416 Sayılı Yurtdışında Yükseköğrenim Bursu (YLSY), Milli Eğitim Bakanlığı, 2008.