

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

(DOKTORA TEZİ)

**İZMİR TAHTALI BARAJ GÖLÜ'NÜN TOKSİK
SİYANOBAKTERİ TÜRLERİ VE BAZI MİKROSİSTİN
VARYANLARI YÖNÜNDEN ARAŞTIRILMASI**

Sema İSPİRLİ

Su Ürünleri Yetiştiricilik Anabilim Dalı

Bilim Dalı Kodu: 504.04.01.

Sunuş Tarihi: 15.06.2009

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Şevket GÖKPINAR

Bornova-İZMİR

III

Sema İSPİRLİ tarafından doktora tezi olarak sunulan “Tahtalı Baraj Gölü’nün Bazı Mikrosistin Varyantları Yönünden İncelenmesi” başlıklı bu çalışma E.Ü. Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yöneteliği ile E.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Eğitim ve Öğretim Yönergesi’nin ilgili hükümleri uyarınca tarafımızdan değerlendirilerek savunmaya değer bulunmuş ve tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oybirliği/oyçokluğu ile başarılı bulunmuştur.

Jüri Üyeleri

İmza

Jüri Başkanı :.....

...

Raportör Üye :.....

...

Üye :.....

...

ÖZET

İZMİR TAHTALI BARAJ GÖLÜ'NÜN TOKSİK SİYANOBAKTERİ TÜRLERİ VE BAZI MİKROSİSTİN VARYANTLARI YÖNÜNDEN ARAŞTIRILMASI

İSPİRLİ, Sema

Doktora Tezi, Su Ürünleri Yetiştiricilik Bölümü

Tez Yöneticisi: Prof Dr. Şevket GÖKPINAR

Haziran, 77 sayfa

Bu çalışmada İzmir İli'nin içme ve kullanma suyu ihtiyacının % 40'ını karşılayan Tahtalı Baraj Gölü'nde halk ve çevre sağlığı açısından önemli olan siyanobakteri türleri ile bu türler tarafından üretilebilen bazı mikrosistin varyantları çalışıldı.

Nisan 2006 ve Şubat 2007 tarihleri arasında, Tahtalı Baraj Gölü'nden alınan su örneklerinde fiziko-kimyasal parametreler (sıcaklık, pH, amonyum azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, fosfat fosforu) ve klorofil-a ölçüldü. 45 µm göz açıklığına sahip plankton kepçesi ile alınan plankton örneklerinin bir kısmı lugol ile fikse edilerek tür tayinleri yapıldı ve kalan örnekler liyofilize edilerek kurutulduktan sonra HPLC-PDA cihazı ile mikrosistin varyantları yönünden analiz edildi.

Örneklerin tür tayinleri sonucunda toksik siyanobakteri türlerinden *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena affinis*, *Oscillatoria* sp. ve *Microcystis aeruginosa* türleri tespit edildi. Mikrosistin yönünden yapılan analiz sonuçlarına göre, Tahtalı Baraj Gölü'nde mikrosistin-RR, YR, LR ve LF tespit edildi. Tespit edilen bu mikrosistin varyantlarının miktarı, Dünya Sağlık Örgütü'nün MC-LR için içme sularında önerdiği limit olan 1.0 µg.l⁻¹'nin altında bulundu.

Su rezervuarlarının su kalitesi karakteristikleri çevre ve iklim koşullarına bağlı olarak değişim gösterebildiği için, halk sağlığı açısından oldukça önemli olan Tahtalı Baraj Gölü gibi su rezervuarlarının düzenli

VI

olarak siyanobakteriler ve toksinleri yönünden takip edilmesi gerekmektedir.

Anahtar sözcükler: Toksik siyanobakteri türleri, mikrosistin, HPLC, Tahtalı Baraj Gölü

ABSTRACT

MONITORING IZMIR TAHTALI RESERVOIR FOR TOXIC CYANOBACTERIA AND CERTAIN MICROCYSTINE VARIANTS.

İspirli, Sema

Doctorate Thesis,

Director of Thesis: Prof. Dr. Şevket GÖKPINAR

June, 77 pages

In this work, research, for certain Cyanobacteria which are important for public and environmental health and the microcystin variants that can be produced by these microorganisms was carried out in Tahtalı Reservoir which accounts for %40 of the drinking water of the İzmir Province.

In the water samples taken from Tahtalı Reservoir between April 2006 and February 2007, physico-chemical parameters (Temperature, Ph, Nitrogen from Ammonium, Nitrate-N, Nitrite-N, Phosphate-P) and Chlorophyll-a were determined. Some plankton samples, collected with a plankton scoop net with a 45 µm mesh size, were fixed with lugol for identification and the rest were freeze-dried to be analyzed for microcystin variants with HPLC-PDA.

As the result of species identification, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena affinis*, *Oscillatoria* sp. and *Microcystis aeruginosa* were detected. Microcystin analysis results revealed microcystin-RR, YR, LR and LF in the Tahtalı Reservoir. The level of these microcystin variants were found to be under the limit of 1µg.l⁻¹ set by World Health Organization for drinking water.

Due to the fact that, the quality characteristics of water quality in reservoirs change according to environmental and climatic conditions, Cyanobacteria and their toxins should be regularly monitored in reservoirs as crucial to human health as Tahtalı Reservoir.

VIII

Key Words: Toxic Cyanobacteria, Microcystin, HPLC, Tahtalı Reservoir

TEŞEKKÜR

Bu çalışma süresince en büyük destekçim olan ve hiçbir konuda ilgi ve yardımını eksik etmeyen değerli hocam Prof. Dr. Şevket Gökpinar'a, teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Ayrıca, Tahtalı Baraj Gölü'nden örnekleme yapabilmemiz için gereken izin ve ekipmanları sağlayan bütün İZSU çalışanlarına, özellikle örneklemeler esnasında yardımını esirgemeyen Su Ürünleri Mühendisi Gökhan Saçın'a, çok teşekkür ederim.

Mikrosistin analizlerinin yapılmasında laboratuvar imkanlarından faydalanmamıza izin veren Bornova Veteriner Kontrol ve Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü'ne ve Toksikoloji Laboratuvarı'na, özellikle bilgilerini ve analizler esnasında desteğini esirgemeyen Kimyager Güven Özdemir'e, teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca bilgilerini benimle paylaşmaktan kaçınmayan değerli hocalarım Doç Dr. Meriç Albay ve Doç Dr. Reyhan Akçaalan'a, sonsuz teşekkürler.

Fotoğraf çekiminde mikroskop paylaşımı gösteren sayın hocam Prof. Dr. Tufan Koray ve Dr. Teoman İplikçi'ye, beni ilk olarak toksik algler konusuna yönlendiren Prof. Dr. Semra Cirik'e ve desteğini hiçbir zaman esirgemeyen sevgili eşim İlker Güven'e, teşekkürlerimi bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET.....	V
ABSTRACT.....	VII
TEŞEKKÜR.....	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	XVI
TABLolar DİZİNİ.....	XVIII
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	XX
1 GİRİŞ.....	1
2 ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	5
2.1 Siyanobakteriler.....	5
2.2 Siyanobakterilerin Temel Grupları.....	7

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
2.3 Siyanobakterilerin Aşırı Üreme Koşulları.....	9
2.3.1 Işık şiddeti.....	9
2.3.2 Gaz vakuolleri.....	9
2.3.3 Büyüme hızları.....	10
2.3.4 Büyümede fosfor (P) ve azotun (N) rolü.....	10
2.3.5 Sıcaklık ve pH.....	11
2.4 Siyanobakteriyel Toksinler.....	11
2.4.1 Nörotoksinler.....	13
2.4.2 Dermatotoksinler ve diğerleri.....	13
2.4.3 Hepatotoksinler.....	13
2.5 Mikrosistinler.....	14
2.6 Mikrosistinlerin Üretimi	17
2.6.1 Mikrosistin üretimini etkileyen faktörler.....	17
2.7 Mikrosistinlerin Bozunması.....	18
2.7.1 Kimyasal bozunma.....	18
2.7.2 Biyolojik bozunma.....	19

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
2.7.3 Biyobirikim.....	20
2.8 Mikrosistinlerin Canlılar Üzerine Etkileri.....	21
2.8.1 Hayvanlar üzerine etkisi.....	21
2.8.2 İnsan sağlığı üzerine etkisi.....	22
2.8.2.1 Mikrosistinlerin akut etkileri.....	23
2.8.2.2 Mikrosistinlerin kronik etkileri.....	25
3 MATERYAL VE YÖNTEM.....	28
3.1 Çalışma Alanı (Tahtalı Barajı).....	28
3.2 Fiziko-kimyasal parametreler.....	30
3.2.1 Önlem.....	31
3.2.2 Hücre Materyali.....	31
3.2.3 Kimyasallar ve standartlar.....	32
3.2.4 Solüsyon hazırlama.....	33
3.2.4.1 Ana stok standartların hazırlanması.....	33
3.2.4.2 Ara stok standartların hazırlanması.....	33
3.2.4.3 Standart Çalışma solüsyonlarının hazırlanması.....	33

XIII

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
3.2.5 Kalibrasyon eğrisi.....	34
3.2.6 Ekstraksiyon.....	34
3.2.7 Mikrosistin analizi.....	34
3.2.8 Yöntem.....	34
4 BULGULAR.....	36
4.1 Sıcaklık.....	39
4.2 Amonyum Azotu.....	39
4.3 Nitrit Azotu.....	40
4.4 Nitrat Azotu.....	41
4.5 Fosfat Fosforu.....	41
4.6 Klorofil-a.....	42
4.7 Mikrosistin.....	43
4.8 Tahtalı Baraj Gölü'nün Doluluk Oranları.....	46
5 TARTIŞMA.....	49

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
KAYNAKLAR DİZİNİ	55
EKLER.....	72
EK 1 <i>Anabaena affinis</i>	72
EK 2 <i>Phormidium tenue</i>	73
EK 3 <i>Aphanizomenon flos aquae</i>	74
EK 4 <i>Oscillatoria</i> sp.	75
EK 5 <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Dinobryon</i> sp.	76
ÖZGEÇMİŞ.....	77

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
2.1 Mikrosistin-LR'nin kimyasal yapısı.....	14
3.1 Tahtalı Baraj Gölü Havzası.....	29
3.2 Tahtalı Baraj Gölü çalışma alanları 1,2,3.....	32
4.1 Tahtalı Baraj Gölü'nde görülen siyanobakteri türlerinin aylara göre dağılımı.....	36
4.2 Tahtalı Baraj Gölü'nde bulunan siyanobakterilerin tür sayısı yönünden yüzde dağılımları.....	37
4.3 Tahtalı Baraj Gölü'nün sıcaklık değişimleri (°C).....	39
4.4 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait amonyum azotu değerleri (mg.L ⁻¹).....	40
4.5 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait nitrit azotu değerleri (mg.L ⁻¹).....	40
4.6 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait nitrat azotu değerleri (mg.L ⁻¹).....	41
4.7 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait fosfat fosforu değerleri (µg.L ⁻¹).....	42
4.8 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait klorofil-a değerleri (µg.L ⁻¹).....	42

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

Şekil

Sayfa

- 4.9 Tahtalı Baraj Gölü'nden ölçülen mikrosistin miktarlarının aylara göre değişimi ($\mu\text{g.g}^{-1}$).....43
- 4.10 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait mikroalg örneklerinden ölçülen mikrosistin-RR,YR,LR,LW ve LF miktarlarının yüzde dağılımları ..44
- 4.11 Mikrosistin-LW ve LF standartlarına ait kromatogramlar.....44
- 4.12 Mikrosistin-RR, YR ve LR standartlarına ait kromatogramlar.....45

TABLolar DİZİNİ

<u>Tablo</u>	<u>Sayfa</u>
1.1 Toksik siyanobakteriyel aşırı üremelere ilişkin coğrafik raporlar	2
2.1 Siyanobakterilerin temel grupları (eski ve yeni sınıflandırmanın karşılaştırılması)	8
2.2 Siyanotoksinler, hedef aldıkları organlar ve bu siyanotoksinleri üreten siyanobakteri türleri	12
2.3 Bilimsel literatürlerde rapor edilen mikrosistin varyantlarından bazıları.....	16
4.1 Tahtalı Baraj Gölü'nün su kalitesi karakteristikleri.....	38
4.2 Carlson (1977)'a göre trofik durum indeksine göre göllerin özellikleri.....	38
4.3 Tahtalı Baraj Gölü'ne ait mikroalg örneklerinden ölçülen mikrosistin-RR, YR, LR, LW ve LF miktarları ($\mu\text{g.g}^{-1}$).....	46
4.4 Tahtalı Baraj Gölü'nün 1999-2007 yılları arasındaki toplam su miktarı ve oranları.....	47
4.5 Tahtalı Baraj Gölü'nün 2006 ve 2007 yılları arasındaki su seviyelerinin karşılaştırılması.....	48

XVIII

TABLÖLAR DİZİNİ (devam)

Tablo

Sayfa

5.1 Tahtalı Havzası'nda ölçülmüş su kalitesi parametrelerinin değerleri.....	52
--	----

SİMGELER VE KISALTMALAR

<u>Kısaltmalar</u>	<u>Açıklama</u>
HPLC	: High Performance Liquid Chromatography
PDA	: Photodiode Array Detection
PSP	: Paralytic Shellfish Poisons
TDİ	: Trofik Durum İndeksi
LD ₅₀	: Uygulandığı populasyonun yarısını öldüren doz
Ppm	: mg/kg veya mg/L veya ng/mL veya ng/g
Ppb	: µg/kg veya ng/L veya µg/mL veya µg/g

1 GİRİŞ

Siyanobakteriler dünya genelinde tatlı su, acı su ve deniz planktonunun yaygın üyeleridirler. Toprakta ve kayalarda bulunabildikleri gibi bitki ve mantarlarla simbiyotik olarak da yaşayabilirler (Metcalf and Codd, 2004).

Mavi-yeşil algler, Schizophyta veya Myxophyta olarak da isimlendirilen bu grup üyeleri gerçek çekirdek ve plastidleri olmayan prokaryotik organizmalardır. Çekirdek zarları olmadığından DNA ve pigment maddeleri sitoplazma içinde dağınık halde bulunur. Hücrede bulunan pigment maddeleri çok çeşitlidir. Bunlar; Klorofil-a ve c, fikosiyenin ve pigment aksesuarı olarak β +k karoten ve ksantofildir. Alglerin mavi-yeşil görünüşleri fikosiyenin ve diğer pigmentlerin fikoeritrin pigmentini örtmesinden ileri gelir. Hücre çeperi selüloz ve pektindir. Yedek besin maddeleri nişasta yerine glikojen, proteinlerden siyanofisin ve volitindir (Cirik ve Gökpinar, 1993).

Siyanobakteriler, 2,5 milyar yıl önce ilk klorofile sahip olan ve oksijenli fotosentez yapan alg-bakteri arası organizmalardır. Fotosentez ile ürettikleri oksijenle ilk atmosferik oksijeni oluşturmuşlardır. Atmosferik azotu fikse eden türleri toprağın ve suyun verimliliğine küresel anlamda katkı sağlar (Rai, 1990). Bu özelliklerinden dolayı geniş pirinç ekim alanlarına azot fikse eden siyanobakteriler aşılanarak suyun azot bakımından zenginleşmesi sağlanmakta ve böylece azotlu kimyasal gübrelerden tasarruf edilmektedir. Ayrıca bir çok siyanobakteri türü besin değerleri yüksek olduğu için ABD gibi ülkelerde halkın tüketimine sunulmaktadırlar. Amerika ve Kanada'da yaklaşık bir milyon insan yılda ortalama 133 milyon dolarlık mavi yeşil alg içeren gıdaları tüketmektedirler (Billam, 2006).

Yaşamımız için bu kadar değerli olan bu organizmalar aynı zamanda insan, hayvan ve çevre sağlığı açısından risk kaynağı olabilirler. Sanayileşmenin, tarımsal uygulamaların ve insan aktivitelerinden gelen atıkların artması neticesinde dünyadaki çoğu su kütlesinde ötrofikasyon olgusu alışılmış bir durum haline gelmiştir. Ötrofikasyon, suda aşırı nutrient olduğunda meydana gelir ve bu da algal ve siyanobakteriyel üremeyi teşvik eder. Toksik siyanobakteriler kendileri için durgun su kütlesi, yeterli nutrient ve güneş ışığı gibi optimum koşullar sağlandığında aşırı üreyebilirler. Aşırı üreyen siyanobakteriler ortama

siyanotoksin salabilirler. Normalde siyanotoksinler hücre içerisinde tutulurlar ve hücre bütünlüğü bozulmadığı sürece kolay kolay ortama salınmazlar, ancak bozunma sürecinde hücreler bütünlüklerini kaybederler ve böylece biyotoksinler serbest kalırlar. Siyanobakterilerin aşırı üremesi ile sudaki çözünmüş oksijen azalır ve sonuç olarak balıklarda ve diğer sucul organizmalarda toplu ölümler oluşur. Bu suyu içme suyu olarak kullanan hayvanlarda ve insanlarda akut ve kronik sağlık sorunları (karaciğer, böbrek hasarı gibi) görülebilir (Hooser *et al.*, 1990; Chorus and Bartram, 1999). Dünya genelinde toksik siyanobakteriyel aşırı üremelere ilişkin coğrafik raporlar tablo 1.1’de verilmiştir.

Tablo 1.1: Toksik siyanobakteriyel aşırı üremelere ilişkin coğrafik raporlar (Codd *et al.*, 2004’ten değiştirilerek ve Herry *et al.*, 2007’den).

Avrupa	Belçika, Çek Cumhuriyeti, Danimarka, Estonya, Finlandiya, Fransa, Almanya, Yunanistan, Macaristan, İrlanda, İtalya, Letonya, Hollanda, Norveç, Polonya, Portekiz, Rusya, Slovakya, Slovenya, İspanya, İsveç, İsviçre, Ukrayna ve İngiltere
Amerika	Arjantin, Bermuda, Brezilya, Kanada, Şili, Meksika, ABD (en az 27 eyalette), Venezuela
Orta Asya ve Asya	Bangladeş, Hindistan, İsrail, Japonya, Ürdün, Malezya, Nepal, Çin, Filipinler, Suudi Arabistan, Sri Lanka, Güney Kore, Tayland, Türkiye, Vietnam
Avustralya	Avustralya, Yeni Kaledonya, Yeni Zelanda
Afrika	Botsvana, Mısır, Etiyopya, Kenya, Fas, Güney Afrika, Zimbabve, Tunus
Denizler	Atlantik Okyanusu, Baltık Denizi, Karayip Denizi, Hint Okyanusu
Antarktika	Mc Murdo Buz Tabakası

Tablo 1.1’de de bahsedildiği gibi Türkiye sularından da bildirilen siyanobakteriyel aşırı üreme vakaları vardır. Bunlardan biri 1981 yılında Kurtboğazı Baraj Gölü’nde özellikle *Aphanizomenon*’un neden olduğu siyanobakteriyel aşırı üreme olgusudur (G. Aykulu, sözlü görüşme; Albay, 2003a’dan). Bildirilen bir diğer olgu ise 1994 yılında İznik Gölü’nde *Anabaena* spp.’nin oluşturduğu aşırı üreme ve buna bağlı gelişen balık ölümleridir (Albay, 1996; Albay, 2003a’dan). 2006 yılında ise Eğirdir Gölü’nden *Microcystis aeruginosa*’nın neden olduğu bir başka aşırı üreme olgusu rapor edilmiştir (Sömek *et al.*, 2008).

Türkiye’de siyanobakteriyel toksin oluşumuna ilişkin ilk rapor 1998 yılında Sapanca, İznik ve Taskisi Gölleri’nde yapılan çalışmaya aittir ve bu çalışmaya göre Sapanca Gölü’nde 20 m’den alınan örneklerde $3.65 \mu\text{g.L}^{-1}$ mikrosistin-LR, Taskisi Gölü’nde ise $2.43 \mu\text{g.L}^{-1}$ mikrosistin-LR tespit edilmiştir (Albay *et al.*, 2003a). Yine 1999–2000 yıllarında İstanbul’un bir çok bölgesine su sağlayan Ömerli Barajı ham suyunda $2.1 \mu\text{g.L}^{-1}$ mikrosistin-LR tespit edilmiştir (Albay *et al.*, 2003b). 2000-2003 yılları arasında Küçükçekmece Lagünü’nde $0.06-24.2 \mu\text{g.L}^{-1}$ arasında değişen miktarlarda mikrosistin-LR tespit edilmiştir (Albay *et al.*, 2005).

Siyanotoksinler hedef aldıkları organlara göre nörotoksinler, hepatotoksinler ve deri irritantları olmak üzere 3 gruba ayrılırlar (Carmichael, 1992; 1994). Mikrosistinler özellikle tatlı su siyanobakterileri tarafından üretilen hepatotoksik peptitlerdir. Günümüze kadar 80’den fazla mikrosistin varyantı izole edilmiştir (WHO, 2004). Mikrosistinler öncelikle karaciğeri hedef alırlar (Nishiwaki *et al.*, 1994). Mikrosistine akut olarak maruz kalındığında bulantı, kusma, ishal gibi gastrointestinal etkiler, karaciğer hastalıkları, deri iltihabı, kulak ve ağızda tahriş, yüksek dozlarda maruz kalındığında ise 1-3 saat içinde ölüm görülebilir (Rao *et al.*, 2002). Mikrosistine düşük dozlarda uzun süre maruz kalındığında ise tümör oluşumu, karaciğer ve böbrek hasarı görülebilir (Ohta *et al.*, 1994).

İnsanlarda mikrosistine maruz kalmanın başlıca yolu içme sularıdır. Günümüzde yeraltı kaynak sularının iyice azalmasına bağlı olarak yüzey sularından içme ve kullanma suyu olarak faydalanma artmıştır. Güneş ışığına maruz kalan yüzey suları mikrosistinleri insan sağlığı açısından daha tehlikeli hale getirmiştir. Bu nedenle bu çalışmada İzmir ilinin su ihtiyacının % 40’ını karşılayan Tahtalı Baraj Gölü 5 yaygın mikrosistin varyantı yönünden incelenmiştir.

Bu alışma ile Tahtalı Baraj Gölü siyanotoksinler yönünden ilk kez incelenmiştir. Yaklaşık bir yıl boyunca bu baraj gölünden örnekleme yapılmış, alınan su örnekleri toksik mikroalg türleri ve toksinleri ile fiziko-kimyasal parametreler yönünden araştırılmıştır. Alınan plankton örnekleri liyofilize edildikten sonra HPLC-PDA (High Performance Liquid Chromatography - Photodiode Array Detection) cihazı ile mikrosistin yönünden analiz edilmiş ve çıkan sonuçlar Dünya Sağlık Örgütü'nün mikrosistin-LR için içme sularında önerdiği limit olan 1.0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ile karşılaştırılmıştır.

2 ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1 Siyanobakteriler

Siyanobakteriler dünyanın her yerinde dağılım gösteren en ilkel fotosentetik organizmalardır (Brock, 1973). Sucul ekosistemin primer üreticileridirler ve besin değerleri yüksektir (Tiffany, 1958). Eski dünyanın öncülleri olarak kabul edilen siyanobakterilerin dip kayalarda 3,5 milyon yıllık fosilleri bulunmuştur (Bryant, 1994). Fosil kayıtlarına geçtiklerinden beri yaklaşık 1 milyar yıldır dünyanın atmosferindeki oksijen üretiminden sorumlu olduklarına inanılır. Onların dünyadaki ilk oksijeni oluşturan fototrofik organizmalar olduğu ve bu sayede de dünya atmosferinin oksijensiz (anoksik) halden oksijenli (oksik) hale geçtiği düşünülür (Rothschild and Mancinelli, 1990; Collerson and Kamber, 1999). Oksijen üretimi ile ultra viyole ışınlarını bloke eden ozon tabakası oluşur (Wilhelm and Trick, 1994; Collerson and Kamber, 1999). Doğadaki bu uzun süreli varoluşları sayesinde de sıcak kaynaklardan soğuk Antarktik göllere ve toprağa kadar uç örihalin ve öritermal çevreleri içeren geniş habitatlara yayılmışlardır (Raven *et al.*, 1992).

Siyanobakteriler taksonomik olarak Prokaryota aleminin, gram negatif hücre duvarlı bakterilerleri de içine alan Gracilicutes bölümünün, Photobacteria sınıfının, Oxyphotobacteria alt sınıfının, Cyanobacteriales takımında yer alırlar (Gibbons and Murray, 1978).

Mikroskobik olarak küçük, tek hücreli veya filamentlidirler. Prokaryotik organizmalardır, yani gerçek bir çekirdekleri ve zarla çevrili organelleri yoktur. Gerçek bir zarla çevrili çekirdeklerinin olmayışı nedeniyle “bakteri” olarak, fotosentetik olmaları nedeniyle de bazen “alg” olarak sınıflandırılırlar. Hücre duvarlarının yapısı Gram (-) bakterilerin hücre duvarına benzer özelliktedir ve az miktarda peptidoglukan içerir (Fay and Van Baalen, 1987; Bryant, 1994).

Büyük bir çoğunluğu aerobik fotoototrofturlar. Bu türler yaşamları boyunca sadece su, karbondioksit ve inorganik maddelere ihtiyaç duyarlar. Yalnız bazı türlerin tamamen karanlık olan doğal çevrelerde uzun periyotlar boyunca canlı kalabildikleri ve heterotrof beslenme becerisi gösterdikleri bilinmektedir (Fay, 1965).

Üremeleri eşeysizdir. Filamentli formlarda üreme trikomun parçalanmasıyla ya da özel hormogoninin şekillenmesiyle gerçekleşir. Hormogonia, trikomun üremeyi sağlayan farklı bir segmentidir (Fay and Van Baalen, 1987; Bryant, 1994).

Siyanobakterilerdeki fotosentetik pigmentler tilakoidlerde lokalize olmuştur ve sitoplazmanın içinde serbest olarak bulunurlar. Pigment olarak klorofil-a ve fikobilin içerirler. Fikobilinlerin “fikosiyanin” adı verilen bir grubu mavi renklidir ve yeşil renkli klorofil pigmentleriyle birlikte siyanobakterilere mavi-yeşil renk verirler (Chorus, 2001).

Siyanobakterilerin diğer alglere göre bazı üstünlüklere sahiptirler. Bunlardan birincisi; kendileri için gerekli nutrient ve metabolitleri sitoplazmalarında depolama konusunda olağanüstü bir yeteneğe sahip olmalarıdır. Bu amaca hizmet eden önemli sitoplazmik içerikler elektron mikroskopuyla görülebilirler (örneğin; glikojen granülleri, lipid globülleri, siyanofisin granülleri, polifosfat kitleleri, karboksizomlar). Bazı nutrientlerin bol olduğu durumlarda bu nutrientler yedek ürünler olarak siyanobakterilerin sitoplazmalarında biriktirilirler. Örneğin, kullanılabilir azot kaynağının olmadığı durumlarda azotlu hücre bileşenlerinin sentezine ara verilir ve fotosentezin birincil ürünleri olan glikojen ve lipidlerin sentezine ve depolanmasına başlanır (Fay and Van Baalen, 1987).

Siyanobakteriler tarafından gerçekleştirilen azot fiksasyonu yeryüzündeki diğer canlı organizmaların gereksinimi olan en basit besinleri veren temel bir metabolik süreçtir. Siyanobakteriler nitrojenaz enzimini kullanarak, azotu amonyuma (NH_4 , azotun gıda zincirine girebildiği form) dönüştürürler. Eğer sadece güneş enerjisini kullanarak biyosentetik ve metabolik süreçlerini sürdürüyorlarsa, büyümeleri için azot, karbondioksit, su ve mineral elementler yeterli olur. Azot fikse eden siyanobakteriler filamentli ve heterosist içeren cinslerde yaygındırlar (örneğin; *Anabaena*, *Nostoc*) (Stewart, 1973; Chorus and Bartram, 1999'dan). Fakat heterosisti olmayan siyanobakteriler arasında da (örneğin, *Trichodesmium*) azot fikse eden türlerin olduğu bilinmektedir (Carpenter *et al.*, 1992). Diğer nutrientlerin kullanılır olduğu fakat azotun baskın olarak sınırlandığı koşullarda azot fikse eden siyanobakteriler avantajlı duruma geçer ve aşırı üreyebilirler.

Aşırı çoğalabilen bazı siyanobakterilerin sahip oldukları bir diğer avantajlı durum ise akinetleridir. Akinetlerin fonksiyonu, olumsuz çevre

koşullarına dayanmak ve şartlar düzeldiğinde yeni hücrelere dönüşebilmektir. Akinetler oldukça kalın bir zarfa sahip olup, sığağa ve kurağa dirençlidirler. Akinetlerin çevre koşullarının elverişsiz olduğu dönemler boyunca resting hücreler olarak fonksiyon gösterdikleri düşünülür. Bu sayede, akinetleri olan siyanobakteriler her şarta uyum sağlayabilirler ve ortam koşulları düzeldiğinde gelişmelerini sürdürebilirler (Chorus and Bartram, 1999).

Siyanobakterilerin çoğu gaz vakuollerine sahiptir. Gaz vakuolleri sitoplazmada bulunur, silindirik yapıdadır ve içi gaz ile doludur. Gaz vakuolleri bu organizmalara buoyansi yeteneği kazandırır. Planktonik türler, bu özellik sayesinde vertikal su kolonundaki pozisyonlarını ayarlayabilirler. Bu sayede büyümeleri ve hayatta kalmaları için en uygun ortamı bulurlar. Siyanobakteriler ipucu olarak farklı çevresel uyaranları (fotik, termal, kimyasal, yerçekimsel gibi) kullanırlar. Örneğin ışığın azaldığı ve büyüme oranının yavaşladığı durumlarda gaz vakuolleri artarak hücrelerin yüzeye çıkmasını sağlar ve böylece ışıktan daha fazla faydalanmalarına olanak verir. Diğer fitoplanktonik organizmalarla rekabette buoyansi yeteneği büyük avantaj sağlar (Walsby, 1987).

2.2 Siyanobakterilerin Temel Grupları

Tablo 2.1’de Ripka *et al.*, (1979) ve Fritsch (1945)’e göre siyanobakterilerin temel grupları karşılaştırmalı olarak verilmiştir (SWCSMH, 2007).

Tablo 2.1: Siyanobakterilerin temel grupları (eski ve yeni sınıflandırmanın karşılaştırılması) (SWCSMH, 2007).

Bölüm Rippka <i>et al.</i> (1979)	Temel Morfoloji	Üreme	Bölün- me	Ordo Familya Fritsch (1945)	Temsil Eden Genuslar
I	Tek hücreli veya koloni	İkiye bölünme	Tek İki ya da daha çok	Chroococcales	<i>Gloeobacter</i> <i>Gloeotheca</i> , <i>Synechococcus</i> (<i>Anacystis</i> , <i>Agmenellum</i>) <i>Gloeocapsa</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Synechocystis</i> ,
II	Tek hücreli veya koloni	Tomurcuklanma Çoklu bölünme		Chamaesiphonales Pleurocapsales Pleurocapsales	<i>Chamaesiphon</i> <i>Dermocarpa</i> , <i>Dermocarpella</i> , <i>Chroococcidiopsis</i> <i>Xenococcus</i> , <i>Myxosarcina</i> , <i>Pleurocapsa</i> , <i>Hyella</i> <i>Xenococcus</i> , <i>Myxosarcina</i> , <i>Pleurocapsa</i> , <i>Hyella</i>
III	Filamentli, farklılaşmamış	Trikom fragmentasyon, hormogonia	Tek	Nostocales (Oscillatoriaceae)	<i>Oscillatoria</i> , <i>Microcoleus</i> , <i>Spirulina</i> , , <i>Phormidium</i> , <i>Pseudonabaena</i> , <i>Plectonema</i> , <i>Lyngbya</i> <i>Schizothrix</i>
IV	Filamentli, heterosistli	Trikom fragmentasyon, hormogonia, akinetler	Tek	(Nostocaceae) (Rivulariaceae) (Scytonemataceae)	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Nodularia</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Cylindrospermum</i> <i>Calothrix</i> , <i>Dithothrix</i> , <i>Gloeotrichia</i> , <i>Rivularia</i> , <i>Scytonema</i> , <i>Tolypothrix</i>
V	Dalı, filamentli, heterosistli	Trikom fragmentasyon, hormogonia, akinetler	İki ya da daha çok	(Rivulariaceae) Stigonematales	<i>Mastigocoleus</i> , <i>Nostochopsis</i> , <i>Mastigocladus</i> , <i>Westiella</i> , <i>Fischerella</i> , <i>Haphalosiphon</i> , <i>Stigonema</i> , <i>Chlorogloeopsis</i> (<i>Chlorogloea</i>)

2.3 Siyanobakterilerin Aşırı Üreme Koşulları

Siyanobakteriler suların yüzeyinde çiçeklenme ya da köpük şeklinde toplanırlar ve optimum pH, sıcaklık (20-25°C), nem, azot, fosfor, tuzluluk, çözünmüş oksijen, karbondioksit, türbidite ve ışıktaki (kırmızı ve yeşil ışık 500-600 nm) büyürler (Utkilen and Gjølme, 1992).

2.3.1 Işık şiddeti

Tıpkı algler gibi siyanobakterilerin de ışığı toplayan ve fotosentezi yürüten başlıca pigmenti klorofil-a'dır. Siyanobakterilerin klorofil-a'nın yanı sıra sahip oldukları diğer pigmentler ise; allofikosiyenin (mavi), fikosiyenin (mavi) ve bazı zamanlar fikoeritrini (kırmızı) de içeren fikobiliproteinlerdir. Bu pigmentler diğer fitoplankton türleri tarafından da kullanılan, spektrumun yeşil, sarı ve turuncu dalga boylarını (500 - 600 nm) kullanırlar. Klorofil-a ve fikobiliproteinler sayesinde siyanobakteriler verimli bir şekilde ışık enerjisini toplayabilirler ve böylece sadece yeşil ışık bulunan ortamlarda bile yaşayabilirler (Cohen-Bazir and Bryant, 1982).

Siyanobakterilerin çoğu, uzun süreli yüksek ışık yoğunluğuna duyarlıdırlar. Ancak aşırı üreyebilen siyanobakteri formları yüksek ışık yoğunluklarına daha dirençlidirler. Düşük ışık yoğunlukları siyanobakterilerin aşırı üremesine yardım eder. Yüksek ışık yoğunluklarında yeşil algler artar ve bulanıklığı arttırarak ışığın kullanılabilirliğini azaltırlar. Böylece siyanobakteriler diğer algleri rekabetin dışında bırakabilirler (Mur *et al.*, 1978). Siyanobakterilerin hücresel fonksiyonlarını ve yapılarını sürdürebilmek için ihtiyaç duydukları enerji düşüktür (Gons, 1977; Van Liere *et al.*, 1979). Bu yüzden düşük ışık yoğunluklarında siyanobakteriler diğer fitoplanktonik organizmalara nispeten daha yüksek büyüme oranına sahiptirler (Källqvist, 1981).

2.3.2 Gaz vakuolleri

Çoğu planktonik siyanobakteri suyun onda biri kadar yoğunluğa sahip olan gaz vakuolleri içerir ve bu gaz vakuolleri sayesinde siyanobakteriler güneş ışığı ve nutrientlerin bol olduğu bölgelere yönelerek gelişimlerini optimize ederler (Walsby, 1981, 1987).

2.3.3 Büyüme hızları

Siyanobakterilerdeki büyüme hızı genellikle diğer algal türlerden daha düşüktür (Hoogenhout and Ames, 1965; Reynolds, 1984). 20°C’de ve ışık doygunluğunda çoğu siyanobakteri türü büyüme hızını günde 0,3-1,4 kez ikiye katlarken, diatomların 0,8-1,9 kez, tek hücreli yeşil alglerin ise 1,3-2,3 kez ikiye katladığı gözlenir (Van Liere and Walsby, 1982). Yavaş büyüme oranlarıyla siyanobakterilerin aşırı çoğalabilmesi için suda uzun bir bekleme zamanı gerekir. Yani kısa süreli bekleme zamanlarında siyanobakteriler aşırı üreyemez (Reynolds, 1997).

2.3.4 Büyümede fosfor (P) ve azotun (N) rolü

Siyanobakterilerin aşırı üremesi genellikle ötrofik göllerde meydana geldiği için bu durumun yüksek azot ve fosfor konsantrasyonları gerektirdiği varsayılır. Fakat siyanobakteriler çözünmüş fosfat konsantrasyonunun düşük olduğu ortamlarda da aşırı üreyebilirler. Deneysel veriler çoğu siyanobakterinin fosfor ve azota olan ilgisinin diğer bir çok fotosentetik organizmadan yüksek olduğunu göstermiştir. Bunun anlamı fosfor ya da azotun ortamda sınırlandırıldığı durumlarda siyanobakterilerin diğer fitoplanktonik organizmaları rekabet dışı bırakabilmesidir. Fosfor konsantrasyonunun 0.1 mg.L⁻¹’den az olduğu durumlar siyanobakterileri aşırı üremeye teşvik için yeterlidir.

Siyanobakteriler fosfor depolama kapasitesine sahiptirler. 2-4 hücre bölünmesini gerçekleştirmeye yetecek fosforu depolayabilirler. Bu da biyomasın 4-32 kat artmasına tekabül eder. Yüksek fitoplankton yoğunluğu bulanıklığı arttırarak kullanılabilir ışığın azalmasına yol açar. Bu koşullar altında en iyi büyüeyen fitoplanktonik organizma grubu siyanobakterilerdir.

Azot ve fosfor konsantrasyonları arasındaki düşük oran siyanobakterilerin aşırı üremesine neden olabilir. Ökaryotik alglerin optimum N:P oranı (16-23 molekül N:1 molekül P) ile siyanobakterilerin aşırı üreme formlarının optimum oranı (10-16 molekül N:1 molekül P) karşılaştırıldığında siyanobakterilerdeki oranın düşük olduğu görülür (Schreurs, 1992).

2.3.5 Sıcaklık ve pH

Bir çok siyanobakteri 25°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda maksimum büyüme oranına sahip olur (Robarts and Zohary, 1987). Bu yüzden siyanobakteriler ılıman ve kuzey su kütlelerinde en çok yaz mevsiminde aşırı ürerler. Oysa yeşil alg ve diatomlar daha düşük sıcaklıklarda gelişebilirler.

Siyanobakteriyel aşırı üremeler genellikle yaz sonu veya sonbahar başlangıcında 15-30°C sıcaklıkta, 6-9 pH aralığında meydana gelirler ve daha çok ötrofik ya da hiperötrofik su kütlelerinde yaygındırlar (WHO, 2004).

2.4 Siyanobakteriyel Toksinler

Siyanotoksinler siyanobakteriler tarafından doğal olarak üretilen çeşitli toksin gruplarıdır. Siyanotoksinler hem kimyasal hem de toksikolojik yönden diğer doğal toksinlerden farklıdırlar. Orijinleri sucul olmasına rağmen, sucul biyotaya nazaran karasal memelilerde daha zararlıdırlar. Siyanotoksinleri üreten yaygın siyanobakteri türleri ise şunlardır: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii*, *Planktothrix rubescens*, *Microcystis* sp., *Gleotricha* sp., *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Schizothrix* sp., *Synechocystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Nostoc* sp., *Hapalosiphon* sp., *Nodularia* sp. ve *Anabaenopsis* sp. Siyanotoksinler genellikle siyanobakteriyel hücrelerin içinde bulunur ve stres altındayken ya da hücre çözülüp dağıldığında serbest kalırlar. Zehirlenmeler, tipik olarak, hayvanlar bütün bir hücreyi sindirdikleri zaman olur (Chorus and Bartram, 1999).

Siyanotoksinler hedef aldıkları organlara göre; hepatotoksinler, nörotoksinler, dermatotoksinler ve diğerleri olarak, kimyasal yapılarına göre ise siklik peptidler, alkaloidler ve lipopolisakkaritler (LPS) şeklinde gruplara ayrılırlar (Tablo 2.2).

Tablo 2.2: Siyanotoksinler, hedef aldıkları organlar ve bu siyanotoksinleri üreten siyanobakteri türleri (Chorus and Bartram, 1999).

Toksin Grubu	Memelilerde Birincil Hedef Organ	Siyanobakteri Türü
<i>Siklik peptidler</i>		
Mikrosistin	Karaciğer	<i>Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Nostoc, Hapalosiphon, Coelosphaerium, Cylindrospermopsis</i>
Nodularin	Karaciğer	<i>Nodularia</i>
<i>Alkaloidler</i>		
Anatoksin-a	Sinaps	<i>Anabaena, Oscillatoria, Aphanizomenon</i>
Anatoksin-a(S)	Sinaps	<i>Anabaena</i>
Apilisiyatoksin	Deri	<i>Lyngbya, Schizothrix, Oscillatoria</i>
Cylindrospermopsin	Karaciğer	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Lingbiyatoksin-a	Deri, gastrointestinal sistem	<i>Lyngbya</i>
Saksitoksin	Nöron aksonu	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya</i>
<i>Lipopolisakkaridler</i>	Temas eden doku için potansiyel irritant	Tümü

2.4.1 Nörotoksinler

Siyanobakteriyel nörotoksinlerin bilinen üç cinsi vardır; anatoksin-a, homoanatoksin ve saksitoksin. Bu toksinleri üreten başlıca genuslar; *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* ve *Cylindrospermopsis*'dir (Sivonen and Jones, 1999). Nörotoksinler molekül ağırlıkları 1000'den düşük olan heterosiklik azotlu bileşikler olup, sinirsel uyarıların kaslara yayılmasını bozarak felç ve solunum yetmezliğine neden olurlar (Carmichael, 1994).

2.4.2 Dermatotoksinler ve diğerleri

Lyngbya, *Oscillatoria* ve *Schizothrix* gibi bentik denizel siyanobakteri cinsleri kendilerine temas eden yüzücülerde ciddi dermatitise neden olurlar (Mynderse *et al.*, 1977; Fujiki *et al.*, 1990).

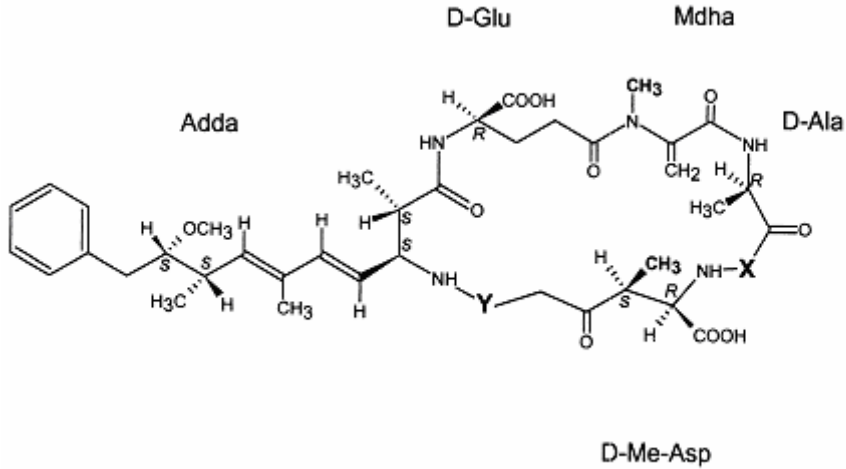
Siyanobakterilerin de dahil olduğu gram negatif bakterilerin hücre duvarlarının dış membranında genellikle lipopolisakkaritler bulunur. Bunlar yakıcı ve toksik (Weckesser and Drews, 1979) oldukları için bu bileşiklerle temas eden insan ve hayvan dokularında allerji ve tahrişe neden olabilirler (Kerr *et al.*, 1995).

2.4.3 Hepatotoksinler

Dünya genelinde, hepatotoksik siyanobakteriler nörotoksik siyanobakterilere göre daha fazla aşırı üreme gösterirler. Hepatotoksik siyanobakterilerin aşırı üremesi bütün kıtalardan rapor edilmiştir. Bununla birlikte nörotoksik siyanobakterilerin yığın oluşumu sadece bazı ülkelerde yaygındır (Kuzey Amerika, Avrupa ve Avustralya'dan rapor edilmiştir). Hepatotoksinler; *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Oscillatoria* spp., *Nodularia* spp., *Nostoc* spp., *Cylindrospermopsis* spp. ve *Umezakia* spp. tarafından üretilirler. Bu türler; mikrosistin, nodularin, cylindrospermopsin gibi toksinleri üretirler. Çoğu hepatik siyanotoksin; molekül ağırlığı 800-1100 olan siklik peptitlerdir ve siklik bileşiklerin yoğunlaştırılmış formu olan 5-7 aminoasit içerirler (Sivonen and Jones, 1999). Suda çözünabilirler ve hücre membranını geçemezler. Bu nedenle membran taşıyıcıları vasıtasıyla hücre içine taşınmaya ihtiyaç duyarlar. Protein fosfataz 1 ve 2A'yı inhibe etme, tümör başlatma ve destekleme potansiyeline sahiptirler (Sivonen and Jones, 1999; Humpage *et al.*, 2000).

2.5 Mikrosistinler

Mikrosistinler ilk olarak *Microcystis aeruginosa*'dan izole edilmiş olan önemli bir hepatotoksin grubudur. Dünya genelinde dağılım gösterirler (Ueno *et al.*, 1998). Şimdiye kadar 80'nin üzerinde varyantı (mikrosistin-LR, mikrosistin-YR gibi) izole edilmiştir (WHO, 2004). Yapısal olarak bu toksinler monosiklik heptapeptidlerdir. D-alanine 1 pozisyonunda, γ -bağlı D-glutamik asit 6 pozisyonunda, 2 ve 4 pozisyonunda iki değişkenli L-aminoasitler, β -bağlı D-erythro- β -methilaspartik asit (MeAsp) 3 pozisyonunda, 3-amino-9-methoxy-2, 6, 8-trimethyl-10-phenyldeca-4, 6-dienoik asit (ADDA) 5 pozisyonunda ve N-metil dehidroalanine (MDha) 7 pozisyonundadır (şekil 2.1). Yapısal varyantlar 2 ve 4 pozisyonlarındaki L-aminoasitlerin çeşitliliğinden kaynaklanır (Chorus and Bartram, 1999).



Şekil 2.1: Mikrosistin-LR'nin kimyasal yapısı (Dahlmann *et al.*, 2003)

Mikrosistinler hücre içinde ya serbest olarak ya da membana bağlı olarak bulunurlar. Mikrosistin sentetaz, peptid sentetaz, poliketid sentetaz gibi enzimler tarafından ikincil metabolitler olarak üretilirler ve *Microcystis spp.*'de bulunan Myc-b geni tarafından düzenlenirler

(Dittmann *et al.*, 1997; Nishizawa *et al.*, 1999). Myc geninin mikrosistin üretiminden sorumlu olduğu düşünülmüştür. Bu genin yokluğunda, toksik olmayan bazı mikrosistin-LR ırkları tanımlanmıştır (Tillet *et al.*, 2001; Baker *et al.*, 2002). Etkileri değişik olsa da bütün mikrosistin varyantları aynı enzimler tarafından üretilir. Hücredeki toksin içeriği en yüksek değerine, geç logaritmik fazda ulaşır (Van der Westhuizen and Eloff, 1985).

Araştırmalara göre mikrosistin üretimi stres altındayken veya fosfor, azot, demir ve çinkonun ortamda sınırlandığı durumlarda gerçekleşir ya da genetik olarak yürütülür (Lukac and Aegerter, 1993). Mikrosistinler, hücreler yaşlandığında veya öldüğünde serbest kalırlar ve pasif olarak sellüler içerikten sızarlar (Carmichael *et al.*, 1992). Eritme yeteneği olan *Pseudomonas* gibi bakterilerin ya da aşırı alg üremesini kontrol altına almak için kullanılan kimyasalların etkisiyle genç hücrelerden de toksin salınımı olabilir (Pearson *et al.*, 1990; Carmichael *et al.*, 1992). Toksin üretimi daima algal biyomasla ilişkili değildir çünkü toksin üretimi yukarıda bahsedilen farklı parametrelere bağlıdır. Ayrıca her ne kadar bu ırkların birlikte bulunmasına ve devamlılığına yardım eden faktörler anlaşılmassa da hem toksik hem de toksik olmayan *Microcystis* ırkları birlikte bulunabilir (Vezie *et al.*, 1998; Welker *et al.*, 2003). Laboratuvar koşulları altında toksik ve toksik olmayan ırklar birlikte yetiştirildiklerinde toksik olmayan ırkların daha dominant olduğu görülmüştür (Schatz *et al.*, 2005).

Microcystis aeruginosa'nın toksisitesinin maksimum olduğu fazlar logaritmik faz ve sabit fazdır. Hücrelerin bütünlüklerini en çok kaybettikleri faz ise gecikme fazıdır. Mikrosistinler doğal sularda biyolojik olarak parçalanabilirler. Yarılanma ömürleri 1 hafta ile 2 ay arasında değişir (Kiviranta *et al.*, 1991) ve bu değişimdeki belirleyici faktör sıcaklıktır. Araştırmalara göre, ender metallo-protein ile mikrosistinaza sahip gram negatif bakteriler (*Sphingomonas* spp. gibi) mikrosistinleri azaltır. Bu enzim ADDA'nın peptid halkasını kırar (Bourne *et al.*, 1996). *Pseudomonas aeruginosa* mikrosistin-LR'nin alkalın proteaz aktivitesini de bozabilir (Takenaka and Watanabe, 1997).

Günümüzde 80'nin üzerinde mikrosistin varyantı izole edilmiş olup bunlardan bazıları tablo 2.3'de verilmiştir. Mikrosistin varyantları içinde en toksik olarak bilineni mikrosistin-LR'dir. Mikrosistin-LR aynı zamanda en geniş şekilde çalışılmış olan mikrosistindir. Rinehart *et al.* (1988), mikrosistinin ilk kesin yapısını vermişlerdir. Çoğu yaygın

mikrosistin varyantının değişken aminoasitleri mikrosistin-LR (L: lösin), RR (R: arjinin) ve YR (Y: tirosin)'dir (Sedmak and Kosi, 1997; Dawson, 1998).

Tablo 2.3: Bilimsel literatürlerde rapor edilen mikrosistin varyantlarından bazıları (WHO, 2004)

Mikrosistin	Moleküler ağırlık	Toksisite LD ₅₀ ¹	Organizma ²
(D-Asp ₃) mikrosistin-LR	980	160-300	<i>A. flos-aquae</i> , <i>M. aeruginosa</i> , <i>M. viridis</i> , <i>O. agardhii</i>
[Dha ₇] mikrosistin -LR	980	250	<i>M. aeruginosa</i> , <i>Anabaena sp.</i> , <i>O. agardhii</i>
mikrosistin -LF	985	+	<i>M. aeruginosa</i>
[D-Asp ₃] mikrosistin -RR	1023	250	<i>O. agardhii</i> , <i>Anabaena sp.</i> , <i>M. aeruginosa</i>
mikrosistin -LW	1024	RE	<i>M. aeruginosa</i>
[Dha ₇] mikrosistin -YR	1030	+	<i>M. aeruginosa</i>

Dha Dehydroalanine

DMAdda O-DemethylAdda

¹ farelerde intra peritoneal (i.p.) olarak tespit edilen toksisite ($\mu\text{g kg}^{-1}$); LD₅₀ değeri uygulanan hayvanların %50'sini öldüren toksin dozudur. "a"; kantitatif olmayan fare deneylerindeki toksik sonuçları ya da engellenen protein fosfatazı ifade eder.

"RE"; rapor edilmediğini ifade eder.

² "s"; kültür örneklerinden izole edilen toksinleri ifade eder.

"b"; aşırı üreyebilen siyanobakterilerden izole edilen toksinleri ifade eder.

2.6 Mikrosistinlerin Üretimi

Siyanotoksinlerin nasıl üretildiklerini anlamak için onların biyokimyasının ve toksin üretimi için genetik yapılarının araştırılması gerekmektedir. Siyanotoksinlerin biyosentetik geçiş yolları ile ilgili araştırmalar henüz başlangıç aşamasındadır ve biyokimyasal geçiş yolları da tamamen bilinmemektedir (Billam, 2006).

M. aeruginosa birçok peptit üretir, bu peptitlerin bazıları oldukça toksiktir. Siyanotoksinlerin içinde en yaygın olanı mikrosistindir ve sentezi için organizmanın içinde bir genetik materyalin bulunması gerekmektedir. Shi *et al.* (1995), bu genetik materyalin lokalize olabileceği farklı bölgeleri araştırmışlar ve nükleotitte, tilakoidde ve daha az olarak da hücre duvarı ile zarında tespit ettiklerini bildirmişlerdir.

Siyanotoksin üretimi ile ilgili enzim ve genlerin çoğu günümüzde bilinmemektedir. Toksik siyanobakteriler ile yapılan moleküler biyolojik çalışmalar toksin üretiminde plastidlerin bir rolü olabileceğini göstermiştir. Örneğin; *M. aeruginosa*'nın bazı ırklarında toksin üretiminin plasmidler tarafından yaygın olarak kontrol edildiği bulunmuştur (Vakeria *et al.*, 1985). Ayrıca Hauman (1982)' de Güney Afrika ırklarında [WR70] plasmid engelleyici ajanların uygulanmasıyla toksisitenin azaldığına dair kanıt sunmuştur (Oberholster *et al.*, 2004). Schwabe *et al.* (1988)'e göre ise toksin üreten ırklar plasmid içermezler (Oberholster *et al.*, 2004).

2.6.1 Mikrosistin üretimini etkileyen faktörler

Çevresel faktörlerin siyanobakterilerin büyümesine ve toksin üretimine etkisi yığın ve sürekli kültür deneyleriyle çalışılmıştır. Yığın kültürlerde kültürün yaşı ve sıcaklık en çok çalışılan parametrelerdir. Bunları ışık, nutrientler, tuzluluk, pH ve mikronutrient konsantrasyonları takip eder. Bu deneysel çalışmalar, hepatotoksik *Microcystis*, *Oscillatoria* (*Planktothrix*), *Anabaena* ve *Nodularia* cinsleri ile yapılmıştır. Eğer organizmanın büyüme şartları uygunsa, mikrosistinler büyük oranda hücrenin içinde kalır. Kültürdeki mikrosistin miktarı logaritmik büyüme fazı boyunca artar ve geç logaritmik fazda en yüksek seviyesine ulaşır (Sivonen, 1996; Watanabe, 1996).

Çevresel faktörler siyanobakterilerin toksin içeriğini etkiler. Çalışmaların çoğu siyanobakterilerin en çok toksini büyümeleri için

gerekli olan optimum şartlarda ürettiğini ortaya koymuştur. Örneğin, farklı siyanobakteriyel türler farklı ışık ihtiyacına sahiptir: *Planktothrix* büyümek için düşük ışık yoğunluğuna gereksinim duyarken *Anabaena* ortalama, *Aphanizomenon* ise yüksek ışık yoğunluğunu tercih eder. Işık yoğunluğunun farklılığı toksin içeriğini 2-3 kat değiştirir.

Siyanobakterilerin toksin içeriği 18-25°C arasında en yüksektir. Düşük (10°C) ya da çok yüksek (30°C) sıcaklıklarda toksin içeriği azalır. Sıcaklık değişimleri toksin içeriğini 2-3 kat değiştirir.

pH'ın toksin üretimine etkisi incelendiğinde ise düşük ve yüksek pH'larda toksin içeriğinin daha da arttığı tespit edilmiştir (Van der Westhuizen and Eloff, 1983).

Fosfor konsantrasyonunun yüksek olduğu durumlarda hepatotoksik ırklar daha çok toksin üretirler fakat anatoksin-a üretimi bu durumdan etkilenmez. *Microcystis* ve *Oscillatoria* gibi azot fikse etmeyen türler azot bakımından zengin ortamlarda daha çok toksin üretirler. Azot fikse eden türlerin toksin üretimi ise azota bağlı değildir (Rapala *et al.*, 1993; Lehtimäki *et al.*, 1997). Demirin toksin üretimindeki rolü ile ilgili çalışmalar çelişkilidir (Lukac and Aegerther, 1993; Utkilen and Gjølme, 1995; Lyck *et al.*, 1996). Yığın kültürlerde iz metallerin *Microcystis aeruginosa*'nın büyümesine ve toksin içeriğine etkisi araştırıldığında ise sadece çinkonun gerekli olduğu bulunmuştur (Lukac and Aegerther, 1993).

2.7 Mikrosistinlerin Bozunması

Siyanotoksinler büyük bir ihtimalle aktif olarak büyüyen siyanobakteriyel hücrelerin içinde bulunurlar ve üretilirler. Toksinler çözünmüş toksin formunda çevrelerini saran suya salınırlar ancak bu düzenli olarak salgılanmaktan çok genelde hücreler yaşlandığında, öldüğünde veya çözüldüğünde gerçekleşir.

2.7.1 Kimyasal bozunma

Siyanotoksinler sularda farklı kimyasal kararlılık ve biyolojik aktivite sergilerler (WHO, 2004).

Mikrosistinler nötre yakın pH'da kimyasal hidroliz ve oksidasyona fazlasıyla dirençli ve duranırlar. Mikrosistin ve nodularinler

kaynatıldıktan sonra da bozunmadan kalabilirler. Mikrosistinler karanlık bir doğal su ortamında aylarca hatta yıllarca dayanabilirler. Yüksek sıcaklık (40°C) ve düşük/yüksek pH'da yavaş hidroliz gözlenmiştir. pH'ın 1 olduğu durumlarda 10 hafta gibi bir sürede % 90'dan fazla bir bozunma gerçekleşir, pH 9'da ise bu bozunma oranına 12 haftada ulaşılır (Harada *et al.*, 1996). Hızlı kimyasal bozunma ise laboratuvar şartları dışında gerçekleşemez (örneğin 6M HCl ve yüksek sıcaklık). Mikrosistin ozon ya da diğer okside edici güçlü ajanlarla okside edilebilir ve kuvvetli ultra viyole ışık ile azaltılabilir. Güçlü güneş ışığında mikrosistinler yavaş bir şekilde fotokimyasal bozunmaya ve izomerizasyona uğrar. Suda çözünebilir hücre pigmentlerinin (muhtemelen fikobiliproteinlerin) varlığıyla bu reaksiyon oranı artar (Tsuji *et al.*, 1993). Pigmentlerin varlığında güçlü güneş ışığına maruz kalan mikrosistin fotokimyasal bozunması iki hafta içinde % 90'dan fazla olabilir ya da bu durum pigmentlerin konsantrasyonuna bağlı olarak 6 haftadan fazla zaman alabilir. Yaz güneşi altında mikrosistinlerin günde yaklaşık % 40'ı azalır (Welker and Steinberg, 1998). Daha derin ve bulanık sularda bu bozunma oranının daha yavaş olduğu düşünülebilir.

Bakır doğal sularda siyanobakterilerin kontrolü için kullanılan önemli bir algisiddir. Verhoeven and Eloff (1979)'a göre bakırın toksisitesi hücre konsantrasyonuna bağlıdır. Hücre konsantrasyonu 1.8×10^6 hücre.mL⁻¹ [148 Klett birimi] olduğunda 0,3-0,4 ppm Cu²⁺ hücre büyümesini geçici olarak azaltır ancak 0.5 ppm Cu²⁺ hücre ölümüne neden olur (Oberholster *et al.*, 2004).

Hoeger *et al.* (2002), toksik siyanobakterileri ham sudan uzaklaştırmak için çeşitli filtrasyon işlemleriyle birlikte çift ozonizasyonun etkisini test etmişlerdir. Toksinlere zarar verecek yeterli oksidasyonun, 5×10^{-5} M. *aeruginosa* hücre.mL⁻¹ (total organik karbon 1,56 mg.L⁻¹) yoğunluğunda en az 1,5 mg.L⁻¹ olması gerektiğini bulmuşlardır. Ham sudaki yüksek siyanobakteriyel hücre yoğunluğu, hücre çözülmesi ve intrasellüler toksinlerin serbest bırakılması sonucunda sürecin verimliliğini azaltır.

2.7.2 Biyolojik bozunma

Kimyasal stabilitelere, ökaryotik ve diğer bakteriyel peptitazlara olan mukavemetlerine rağmen mikrosistinler nehir ve rezervuarlarda doğal olarak bulunan sucül bakterilerle bozunmaya elverişlidirler. Bu

bakteriler kanalizasyon sularında (Lam *et al.*, 1995), göl sularında (Jones and Orr, 1994; Cousins *et al.*, 1996; Lahti *et al.*, 1997a), göl sedimentlerinde (Rapala *et al.*, 1994; Lahti *et al.*, 1997a) ve nehir sularında (Jones and Orr, 1994) yaygın olarak bulunurlar. *M. aeruginosa*'nın neden olduğu aşırı üreme ortamlarından ekstrakte edilen mikrosistinlerin doğal su kütlelerinde 2-3 hafta içinde biyolojik bozunmaya uğradığı ispatlanmıştır (Jones, 1990).

Scott and Chutter (1981) siyanobakterilerin kontrolünde virüslerin önemli bir faktör olabileceğini ileri sürmüşlerdir. Oberholster *et al.* (2004) ise alg populasyonlarının kontrolünde myxobacteria üyelerinin virüslerden daha önemli biyolojik ajanlar olduklarını savunmuşlardır. Japon Gölü'ndeki bir *Pseudomonas aeruginosa* ırkının mikrosistin Adda zincirine saldırarak biyolojik bozunmaya neden olduğu görülmüştür (Takenaka and Watanabe, 1997).

Arpa samanı kullanarak siyanobakterilerin kontrolünün başarısına ilişkin bir çok literatür mevcuttur. Newman and Barret (1993), ayrıışmış arpa samanının *M. aeruginosa*'nın büyümesini etkili bir şekilde engellediğini ispatlamışlardır. Bu engelleyici etkinin samanın aerobik mikrobiyal ayrışma süreci boyunca salınan kimyasallarından kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir.

Mikrosistinlerin etkisiz hale getirilebilmesi için yüksek konsantrasyonda klor gerekir. Geleneksel su arıtma süreçleri aktif karbon içerseler bile mikrosistinleri tamamen uzaklaştırmak için yeterli değildir. Sular klorla arıtıldığında algler ölebilir; ancak toksinleri serbest kalarak suya salınabilir (Lambert *et al.*, 1996).

2.7.3 Biyobirikim

Mikrosistinler balıkların (Carbis *et al.*, 1997; Beattie *et al.*, 1998), kabukluların (Eriksson *et al.*, 1989; Falconer *et al.*, 1992; Prepas *et al.*, 1997; Watanabe *et al.*, 1997) ve zooplanktonun da dahil olduğu sucul vertebrat ve invertebratlarda biyobirikim gösterirler. Kabuklularda en yüksek mikrosistin konsantrasyonları hepatopankreasta, vertebratlarda ise karaciğerde bulunur. Williams *et al.* (1997), mikrosistin-LR'nin salmon karaciğerinde ve yengeç larvalarında birikim yaptığını tespit etmişlerdir. Bu yüzden balıkların iç organları yenilmemeli ve büyük toksik üremelerin olduğu bölgelerde gerekli önlemler alınmalıdır.

2.8 Mikrosistinlerin Canlılar Üzerine Etkileri

2.8.1 Hayvanlar üzerine etkisi

Hayvanlarda siyanobakteriyel zehirlenme, siyanobakteriyel hücrelerin direkt tüketilmesiyle veya siyanobakterilerle beslenerek siyanotoksinleri biriktiren diğer hayvanların tüketilmesiyle olur. Siyanotoksinlerin balık, midye ve zooplanktonun da dahil olduğu vertebrat ve invertebratlar tarafından biyobirikiminin gerçekleştirildiği bilinmektedir. Sonuç olarak sucul gıda zincirinde gittikçe büyüyen bir toksik etki söz konusudur. Örneğin tatlısu midyeleri hem mikrosistinleri (Prepas *et al.*, 1997) hem de saksitoksinleri (Negri and Jones, 1995) biriktirirler ve bu midyeler su sıçanları ile su kuşları için önemli birer gıda kaynağıdır.

Sucul hayvanlarda doğal popülasyonların, özellikle balıkların ölümlerini siyanotoksin zehirlenmesine bağlamak zordur. Çünkü bunun ana nedeni siyanobakterilerin büyük oranda yıkımı nedeniyle çözünmüş oksijen konsantrasyonunun çok düşmesi ve balıkların anoksi yüzünden ölmesi olabilir.

Zooplankton türlerinin de bir kısmı siyanotoksinlerden etkilenebilmektedir. Siyanobakterilerin fitoplankton içinde baskın olduğu durumlarda siyanotoksinler zooplankton topluluğunun yapısını bozabilir (WHO, 2004).

Balıklara intra peritoneal yolla veya direkt olarak midelerine siyanotoksin verildiğinde laboratuvar memelilerinininkine benzer zehirlenme belirtileri görülmüştür. Burada önemli olan nokta doğal ortamlarda sağlıklı balıkların vücuduna bu toksinlerin girip giremeyeceğidir (WHO, 2004). Mide yoluyla balıklara siyanotoksin verildiğinde önce büyük miktarda karaciğer hasarı görülmüş bunu takiben de ölüm gerçekleşmiştir. Oysa kontamine suya daldırılan yetişkin ve juvenil balıklarda toksik etki görülmemiştir (Tencalla *et al.*, 1994). Rapor edilmiş diğer kayıtlara göre balıkların toksik siyanobakteri veya siyanotoksin içeren sulara daldırılması onlara zarar verebilir. Bu da türler arasındaki duyarlılık farklılıkları ile açıklanabilir; örneğin intra peritoneal yolla mikrosistine maruz bırakılan akvaryum balıkları mikrosistine farelerden 30 kat daha az duyarlıdır (Sugaya *et al.*, 1990). Rodger *et al.* (1994) İngiltere’de, siyanobakterilerin aşırı ürediği bir bölgede oluşan

balık ölümleri ile ilgili histopatolojik araştırma yapmışlar ve ölümlerin öncelikle solungaç, sindirim yolu ve karaciğer hasarlarından kaynaklandığını bildirmişlerdir. Solungaç hasarı vücuda mikrosistin girişini artırarak karaciğer hasarına neden olur. Solungaçların çözünmüş mikrosistin-LR ile hasarı deneysel olarak *Tilapia* ve alabalıklarda gösterilmiştir (Garcia, 1989; Gaete *et al.*, 1994; Bury *et al.*, 1996).

Karaciğer, kalp, böbrek, solungaç, deri ve dalak hasarını içeren diğer patolojik semptomlar da toksik siyanobakteriyel üremelerle ilişkilendirilmiştir (Garcia, 1989; Råbergh *et al.*, 1991). Carbis *et al.* (1997), Avustralya'da doğal ortamda mikrosistin Avrupa sazanı *Cyprinus carpio* üzerindeki etkilerini tanımlamış ve bunları hepatositlerde atrofi, solungaçlarda nokta şeklinde nekrozlar, epitelde kabarma, pullarda dökülme, asparaz aminotransferaz aktivitesinin ve serum bilirubin konsantrasyonunun yükselmesi olarak rapor etmişlerdir. Yapılan laboratuvar çalışmalarında, çözünmüş mikrosistinlerin balık embriyolarını (Oberemm *et al.*, 1997) ve balık davranışlarını (Baganz *et al.*, 1998) etkileyebildiği belirlenmiştir.

Siyanobakteriyel zehirlenme ile ilgili ilk rapor Avustralya'da bulunan Alexandrina Gölü'nden bildirilmiş olup, bu vakada *Nodularia spumigena*'nın oluşturduğu köpük tabakasını içen sığır, koyun, köpek, domuz ve atların öldüğü rapor edilmiştir (Francis, 1878; Stewart, 2004'den). Siyanobakterilerin aşırı üremesine bağlı olarak etkilenen diğer hayvan türleri ördek, kaz gibi su kuşları ile kokarca, vizon ve gergedandır (Carmichael, 1992).

2.8.2 İnsan sağlığı üzerine etkisi

Siyanobakteriler ABD gibi bazı ülkelerde ek gıda olarak kullanılmaktadırlar. Ayrıca çocuklardaki Dikkat Özürlü Hastalığının tedavisinde (Health Canada, 1999) ve evcil hayvanların beslenmesinde (Eat on Algae Network, 1999) de kullanılmaktadırlar. ABD ve Kanada'da ortalama bir milyon insan, yılda yaklaşık 133 milyon dolarlık mavi-yeşil alg içeren gıda tüketmektedir (Winner, 1997; Billam, 2006). Oregon Health Department, mavi-yeşil alg üreticilerinden, toptancılardan ve perakende satış yerlerinden sağladığı 67 numunenin 50'sinde 1 ppm'ın üzerinde mikrosistin bulunduğunu bildirmiştir (Billam, 2006).

İnsanlarda mikrosistine maruz kalmanın başlıca yolu içme sularıdır (Gupta, 1998). Mikrosistinlerin deri yoluyla emilimi pek mümkün

değildir. Solunum yoluyla emilimi olasıdır ama pek yaygın değildir çünkü mikrosistin-LR düşük uçuculuğa sahiptir ve suda çözünabilir. Mikrosistinler için başlıca emilim yolu incebağırsaklardaki villuslardır. Multi-spesifik organik iyon taşıyıcı sistem sayesinde kısmen mideden emilimi de mümkündür (Runnegar *et al.*, 1991, Falconer and Yeung, 1992). Gastro intestinal yolla emilen mikrosistin-LR'nin çoğunluğu (%78-88) karaciğerdeki multi-spesifik safra asit taşıma sistemi sayesinde kandan tekrar hepatositlere absorbe edilir. Sonuç olarak hepatositlerde ve sinusoidlerde toksik morfolojik değişiklikler, intra hepatik kanama ve hipovolemik şok gözlenir (Eriksson *et al.*, 1990; Hooser *et al.*, 1989, 1991a, 1991b; Runnegar *et al.*, 1995).

Mikrosistin-LR'nin toksisitesi test edilen hayvanların ırklarına bağlıdır. Örneğin Balb/c fareleri ICR cinsi farelere göre mikrosistin-LR'ye daha duyarlıdır (Ito *et al.*, 1997). Toksisitede bir diğer önemli unsur ise oral uygulamada yaş faktörüdür. 28 haftalık yaşlı farelerde karaciğer hasarı 5 haftalık genç farelerden daha çoktur. Yaşlı hayvanlarda villi dejenerasyonu olduğundan toksinlerin sisteme absorbe olması kolaydır. Bu yüzden de yaşlı hayvanlar genç yetişkinlerden daha düşük LD₅₀ oranına sahiptir (Eriksson *et al.*, 1987).

Mikrosistin-LR karaciğerde olduğu kadar böbrekler ve gastro-intestinal sistemde de toksiktir. Böbreklerin zayıflaması sonucunda gastro-intestinal sistem bozulur, deride allerji ve tahriş görülür. Mikrosistinler lenfosit üretimini baskılayıp bağışıklık sistemini de etkileyebilirler (Chen *et al.*, 2004).

2.8.2.1 Mikrosistinlerin akut etkileri

Mikrosistin içeren su rezervuarları, evcil hayvanları ve insanları hem akut hem de letal toksisiteye uğratabilirler (Jochimson *et al.*, 1998; Puschner *et al.*, 1998; Carmichael *et al.*, 1992). Mikrosistin-LR için farelerde intra peritoneal LD₅₀ değeri 25-150 µg.kg⁻¹ vücut ağırlığıdır (yaygın olarak kabul edilen değer 50 ya da 60 µg.kg⁻¹ vücut ağırlığıdır). Oral LD₅₀ değeri farelerin bir ırkında 5,000 µg.kg⁻¹ vücut ağırlığı iken (Fawell *et al.*, 1994), başka bir fare ırkında 10,900 µg.kg⁻¹ vücut ağırlığıdır. Diğer mikrosistin varyantlarında da (mikrosistin-LA, -YR, ve -YM) intra peritoneal LD₅₀ değerleri benzer bulunmuştur ancak mikrosistin-RR için bu değer diğer mikrosistin varyantlarından on kat daha yüksektir (Yoshida *et al.*, 1997).

Mikrosistinler birincil olarak hepatotoksiktirler. Akut olarak intra peritoneal veya intra venöz yolla mikrosistin alımından sonra karaciğer hücre yapısındaki bozulmayla karakterize olan ciddi karaciğer hasarı, sinusoidal yapının kaybı, intrahepatik kanamadan dolayı karaciğerin ağırlığının artması, hemodinamik şok, kalp durması ve ölüm görülebilir. Böbrek ve akciğerler ile bağırsaklar etkilenen diğer organlardır (Hooser *et al.*, 1990; Falconer, 1994; Falconer and Humpage, 1996). Yüksek dozda mikrosistin-LR'ye maruz kalan fare ve sıçanlar 1-3 saat içinde ölebilirler. Mikrosistin-LR'nin neden olduğu akut toksisite belirtileri ishal, kusma, tüylerde kabarma, güçsüzlük ve kaslarda soğukluktur (Bell and Codd, 1994).

Siyanobakteriyel toksin içeren su rezervuarlarından kaynaklandığı rapor edilen gastrointestinal ve hepatik rahatsızlıklar ya siyanobakteriyel hücrelerin doğal bir şekilde bozunmasıyla ya da ortama bakır sülfat uygulanmasını takiben siyanobakteriyel hücrelerin suni olarak parçalanmasından sonra görülmüştür. Her iki sistem de siyanotoksinlerin parçalanmış hücrelerden açığa çıkmasına neden olmaktadır. Arıtma prosedürleri sağlam hücrelerdeki siyanotoksinleri uzaklaştırmada etkili olabilirler; fakat çözünmüş siyanotoksinleri uzaklaştırmada etkili değildirler. Siyanobakterilerden kaynaklanan ve ilk olarak rapor edilen gasro-enterit vakası 1931'de Ohio nehri kıyısındaki kasabalardan bildirilmiştir (Tisdale, 1931; Chorus and Bartram, 1999'dan). Harare (Zimbabe)'de çocukların çoğunlukta olduğu bir bölgeye su sağlayan bir su rezervuarında her yıl *Mikrosistis* sp.'nin aşırı ürediği ve özellikle populasyonun bozunma sürecinde gastro-enterit vakalarının görüldüğü rapor edilmiştir. Aynı şehirdeki farklı su rezervuarından yararlanan diğer çocukların ise etkilenmediği bildirilmiştir (Zilberg, 1966; Chorus and Bartram, 1999). İçme sularındaki siyanotoksinlerden kaynaklanan en ölümcül salgın 1988'de Brezilya'da bulunan Itaparica Barajı'ndaki su baskınından sonra siyanobakterilerin aşırı üremesine bağlı olarak meydana gelmiş ve 2000 gastro-enterit vakasından çoğu çocuk olmak üzere 88'i hayatını kaybetmiştir (WHO, 2004).

Botes *et al.* (1985) Avustralya, Armidale'de bir su rezervuarını toksik *Microcystis* sp.'nin aşırı üremesi yönünden izlemişler ve populasyon belli bir yoğunluğa geldiğinde rezervuara su tedarikçi otoriteler tarafından 1 ppm bakır sülfat uygulandığını belirlemişlerdir. Bu olay sonucunda lokal populasyon üzerinde yaptıkları epidemiyolojik çalışmalara göre populasyonun bozunmasıyla eş zamanlı olarak yöre

halkının karaciğerinde hasar tespit etmişler ve buna neden olan toksinin de mikrosistin-YM olduğunu rapor etmişlerdir (WHO, 2004).

Siyanotoksinler çocuklar için daha büyük risk taşırlar. Çünkü çocukların içtikleri su oranı vücut ağırlıklarına kıyaslandığında çok daha büyüktür. Ayrıca bireysel olarak zaten hasarlı olan organlar siyanobakteriyel toksinlere daha duyarlıdır ve bu yüzden de hepatiti, karaciğer sirozu, diğer nedenlerden kaynaklanan toksik karaciğer hasarı ya da böbrek hasarı olan insanlar daha yüksek risk altındadırlar. Böbrek hastalarına diyaliz için intra venöz yolla verilen su mikrosistin içeriyorsa bu çok daha riskli bir durumdur. Buna benzer bir olay 1996 yılında Brezilya, Caruaru’da bir hemodiyaliz merkezinde görülmüştür. Bu kilinikte 136 böbrek hastasına siyanobakteriyel toksin içeren su ile diyaliz uygulanmış, akabinde bu hastaların 117’sinde görme bozuklukları, bulantı, kusma, kas zayıflığı, ağrılı karaciğer büyümesi görülmüştür. Daha sonra 100 hastada akut karaciğer yetmezliği meydana gelmiş ve 50 hasta hayatını kaybetmiştir. Ölüm nedenini belirlemek için yapılan incelemelerde diyaliz ünitesinden gelen karbon filtrelerinde ve ölen hastaların kan ve karaciğer dokularında mikrosistin-LR tespit edilmiştir (Jochimsen *et al.*, 1998).

İnsanların siyanobakteriyel toksin içeren sularla eğlence amaçlı olarak teması halinde sağlıklarının etkilendiği bildirilmiştir. Küçük temaslar deride tahrişe neden olurken temas arttıkça gastrointestinal şikayetler de olasıdır (Pilotto *et al.*, 1997). Cohen and Reif (1953), siyanobakteriyel pigmentlerin bireysel duyarlılıklara bağlı olarak ciddi allerjik reaksiyonlara da neden olabildiğini bildirmişlerdir (WHO, 2004).

1995 yılında Avustralya’da 852 denek ile yapılan bir çalışma da sularla eğlence amaçlı temastan sonra görülebilen yan etkiler epidemiyolojik olarak kanıtlanmıştır. Sonuç olarak, suyla teması takip eden 7 gün içinde deneklerde ishal, kusma, grip belirtileri, ürtiker, ağızda yaralar, ateş, göz ya da kulaklarda tahrişler görülmüştür (Pilotto *et al.*, 1997).

2.8.2.2 Mikrosistinlerin kronik etkileri

Siyanobakteriyel zehirlenmelerde en açık etki akut zehirlenmelerdir. Toksinlere kısa süreli maruz kalındığında bu durum uzun süreli hasarlara neden olabilir. Ancak düşük dozlardaki toksinlere uzun süre maruz kalındığında da bir takım sağlık problemleriyle

karşılaşılabilmektedir. Hayvan deneylerinde oral yolla süreli mikrosistin alındığında kronik karaciğer hasarı olduğu gözlenmiştir. Hayvan deneylerinden alınan sonuçlara göre mikrosistinlerin kanser oluşumunu teşvik edebildiği belirlenmiştir (Ito *et al.*, 1997; WHO, 2004).

Billam (2006)'ya göre in vivo ve in vitro epidemiyolojik çalışmalar sonucunda mikrosistin-LR'nin mutajenik ve tümör teşvikçisi olduğu ispatlanmıştır. Mikrosistin-LR nin genotoksitesi üzerine yapılan çalışmalarda ise sitotoksik konsantrasyonlardan daha düşük dozlara maruz kalınması durumunda ratlarda muhtemel DNA hasarları tespit edilmiştir. Hamsterlar üzerine yapılan çalışmalarda ise DNA üzerinde çeşitli parçalanmalar tespit edilmiştir.

Liu *et al.* (2002)'ye göre *Bufo arenarum* türü kurbağalar üzerinde yapılan bir çalışmada, bu türün embriyo ve larvalarının mikrosistin-LR'ye karşı çok hassas olduğu gözlenmiştir. Mikrosistin-LR'ye maruz kalan embriyo ve larvalarda kalp zarında ödem, bradikardi, yumurta açılımında düşüş ve embriyonal yapı bozuklukları tespit edilmiştir.

Rat ve farelerde mikrosistin-LR'nin akut dozlarının intra peritoneal olarak verilmesiyle hepatositlerde ilk bir saat içerisinde nekroz tespit edilmiştir. Gökkuşluğu alabalıklarının 24 saat boyunca mikrosistin-LR'ye maruz kalmaları durumunda ise karaciğer kütlelerinde % 18 oranında artış ve osmotik denge kaybı tespit edilmiştir (Best *et al.*, 2003).

Yu (1989, 1995) dünyadaki en yaygın karaciğer kanseri vakalarının Çin'de görüldüğünü bildirmiştir. Bu yüzden Çin'de siyanobakteriyel toksinlerin bu hastalığın artmasında etkili olup olmadığı araştırılmış ve üç risk faktörü belirlenmiştir; bunlardan ilk ikisi hepatit B enfeksiyonu ve aflatoksin B₁'dir. Üçüncü önemli faktör ise içme suyu kaynaklarıdır. Örneğin derin su sondajlarından sağlanan suların kullanıldığı köylerde, göl ya da kanallardan sağlanan suların kullanıldığı köylere göre daha az kanser mortalite oranı gözlenmiştir. Karaciğer kanseri görülme oranının en yüksek olduğu yer, yüzey sularında siyanobakterilerin bol olduğu Güneydoğu Çin'dir. Çin'de bu üç faktörün eş zamanlı olarak azalmaya başlamasıyla karaciğer kanseri oranlarının da düştüğü görülmüştür (Chorus and Bartram, 1999).

Mikrosistin-LR ayrıca idrar kesesi ve böbreği etkilemekte ve bu bölgelerde birikebilmektedir. Mikrosistin-LR böbrek fonksiyon bozukluklarına neden olmaktadır. Erkek Wistar ratları ve fareler

üzerinde yapılan çalışmalarda böbrek yetmezliğine bağlı ölümler görülmüştür (Milutinovic *et al.*, 2003).

Farelere mikrosistin-LR oral yolla uygulandığında incebağırsaklar tarafından emilir aynı zamanda safra taşıma sistemi ile de alınıp entero hepatik dolaşım vasıtasıyla incebağırsaklara taşınır. Bu durum, mikrosistin-LR ye maruz kalan insanlarda gastroenterite neden olmaktadır (Ito *et al.*, 2000).

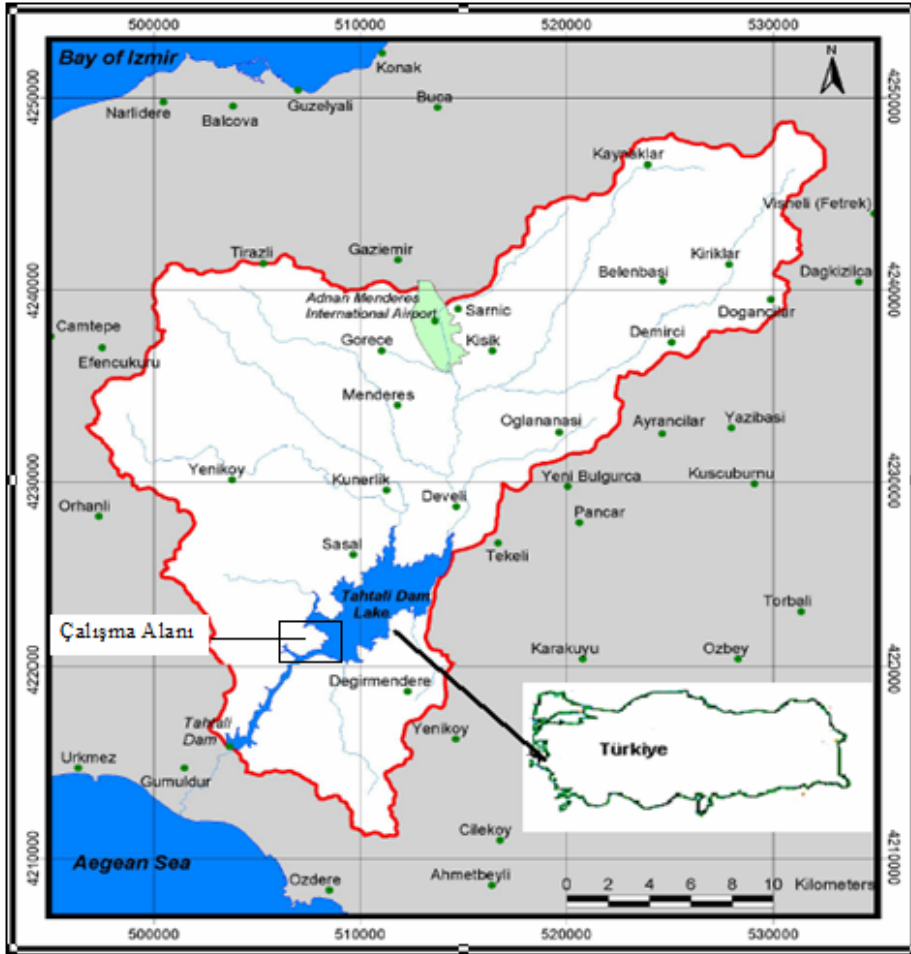
3 MATERYAL VE YÖNTEM

Bu çalışmada İzmir ilinin önemli içme suyu rezervuarlarından biri olan Tahtalı Baraj Gölü'nde bulunan toksik siyanobakteri türleri ve ürettikleri mikrosistin varyantlarından en toksik olan 5 tanesinin miktarı araştırılmış, mikrosistin'in hangi ortam şartlarında üretildiğini ortaya koymak amacı ile de çeşitli fiziko-kimyasal parametrelerin ölçümleri yapılmıştır. Bu kapsamda araştırılan varyantlar microcystin-RR, YR, LR, LW ve LF' dir (L= lösin, Y= tirosin, W= triptofan, F= fenilalanin, R= arjinin).

3.1 Çalışma Alanı (Tahtalı Barajı)

Tahtalı Havzası İzmir ili sınırları içinde olup, İzmir'in su ihtiyacının yaklaşık % 40'ını karşılamaktadır. Havza kuzeydoğuda Nif Dağı'nın batı ve güney yamaçları, batısında Çatalkaya yamaçları, güneyinde Gümüldür (Tahtalı Boğazı) ve doğusunda Küçük Menderes Nehri ile çevrilmiş verimli bir ova yapısındadır (Şekil 3.1). Tahtalı Havzası'nda yazlar sıcak ve kurak, kışlar ılık ve yağışlıdır. Yaklaşık 600 km² alana sahip havzada 17 köy bulunmaktadır ve yaklaşık nüfusu 2005 verilerine göre 75 bin kişidir.

1960 yılından sonra havza içinde bulunan Menderes ve Torbalı ilçelerinde kağıt, kimya, tekstil, metal içerikli tesisler ile Kısıkköy'de metal ve ağaç işleri sanayi tesisleri kurulmuştur. Yıllar içinde bu tesislerin ve kaçak yerleşim birimlerinin atıksuları arıtılmadan havzaya verilmiş ve bunun sonucunda da havzada kirlilik ortaya çıkmıştır. İzmir kentinin içme ve kullanma suyu ihtiyacının karşılanması amacıyla yapılan Tahtalı Barajı'nın evsel, endüstriyel, tarımsal ve hayvansal faaliyetlerinden kaynaklanan atıksular ile kirlenmesini önlemek ve halk sağlığını korumak amacıyla 1/25000 ölçekli çevre düzeni planı yürürlüğe girmiştir. Bu planla birlikte Tahtalı Baraj Gölü havza koruma alanlarında yeni taş, kil, maden ocağı açılmasına izin verilmemiş olup mevcut faaliyetler de durdurulmuştur. Tarım ve seracılık faaliyetlerine ilişkin yeni düzenlemeler yapılmıştır. Ayrıca havzada yapılan biyolojik arıtma tesisi 2004 yılında işletmeye alınmıştır (Selçuk ve Elçi, 2008).



Şekil 3.1: Tahtalı Baraj Gölü Havzası (Gündüz, 2007'den değiştirilerek).

Tahtalı Barajı, Tahtalı Çayı üzerinde, içme suyu sağlama amacıyla 1986-1999 yılları arasında inşa edilmiş bir barajdır. Tahtalı Barajı İzmir'in 40 km güneyinde Gümüldür beldesinin 5 km doğusunda yer almaktadır. Barajı besleyen en önemli yüzeysel su kaynağı Tahtalı Çayı olup bu çayı besleyen dereler ise Görece, Mersinli, Balaban, Sürmeli, Araplarönü ve Çamurlu dereleridir. Yaz aylarında bu derelerin bir kısmı kurumaktadır.

Tahtalı Barajı'nın maksimum su toplama hacmi 306 milyon m³'tür. Tahtalı Tesislerinden; Gaziemir, Karabağlar, Buca, Bozyaka, Hatay,

Basın Sitesi, Yeşilyurt, Limontep ve şehrin güneyinde kalan diğer semtlerine su verilmektedir.

Tahtalı Barajı'nın genel özellikleri aşağıdaki gibidir (İZSU, 2002):

- **Tipi** : Kaya dolgu
- **Yıllık Ortalama Akım**: 152,16 hm³
- **Nehir Tabanından Maksimum Yükseklik**: 60,50 m
- **Nehir Tabanından Minimum Yükseklik**: 43,00 m
- **Maksimum Göl Hacmi**: 306,65 hm³
- **Minimum Göl Hacmi**: 56,00 hm³
- **Minimum İşletme Kotu (İçme Suyu İçin)**: 33,00 m
- **Minimum işletme kotu (Sulama Suyu İçin)**: 28,00 m
- **Ölü Hacim (İçme Suyu İçin)**: 23,20 hm³
- **Ölü Hacim (Sulama Suyu İçin)**: 17,8 hm³
- **Aktif Hacim (60,50-43,00 kotları Arası)**: 250,65 hm³
- **Gövde hacmi**: 2 972 000 m³
- **Normal su kotunda göl alanı** 23.52 km²
- **Yıllık içme suyu**: 205 hm³

3.2 Fiziko-kimyasal Parametreler

Sıcaklık, pH, iletkenlik, çözünmüş oksijen ve oksijen doygunluğu gibi parametreler WTW Multi 340 i model pH metre ile yerinde ölçülmüştür. Nutrient analizleri ve klorofil-a ölçümleri HACH marka DR/2000 model ISO 9001 sertifikalı spektrofotometre ile yapılmıştır. Klorofil-a tayini aseton ekstraksiyonundan sonra spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (Lorenzen, 1967). Sülfat iyonu (mg SO₄⁻².L⁻¹) HACH sülfat kiti kullanılarak 0-70 mg.L⁻¹ ölçüm aralığında ölçülmüştür. HACH sülfat kitinde Sulfaver 4 metodu kullanılmıştır. Amonyum azotu (mg NH₄⁺-N.L⁻¹) 0-0,50 mg.L⁻¹ ölçüm aralığında salisilat metodu ile, nitrit (mg NO₂⁻-N.L⁻¹) 0-0,3 mg.L⁻¹ ölçüm aralığında diazotat metodu ile, nitrat (mg NO₃⁻-N.L⁻¹) 0-4,5 mg.L⁻¹ ölçüm aralığında kadmiyum

indirgeme metodu ile yapılmıştır. Fosfat tayini Strickland ve Parsons (1972)'a göre yapılmıştır. Bulanıklık HACH 2100 a türbidimetre ile ölçülmüştür.

3.2.1 Önlem

Mikrosistinler yüksek toksisiteye sahip olduklarından analiz sırasında eldiven giyildi ve maske takıldı.

3.2.2 Hücre materyali

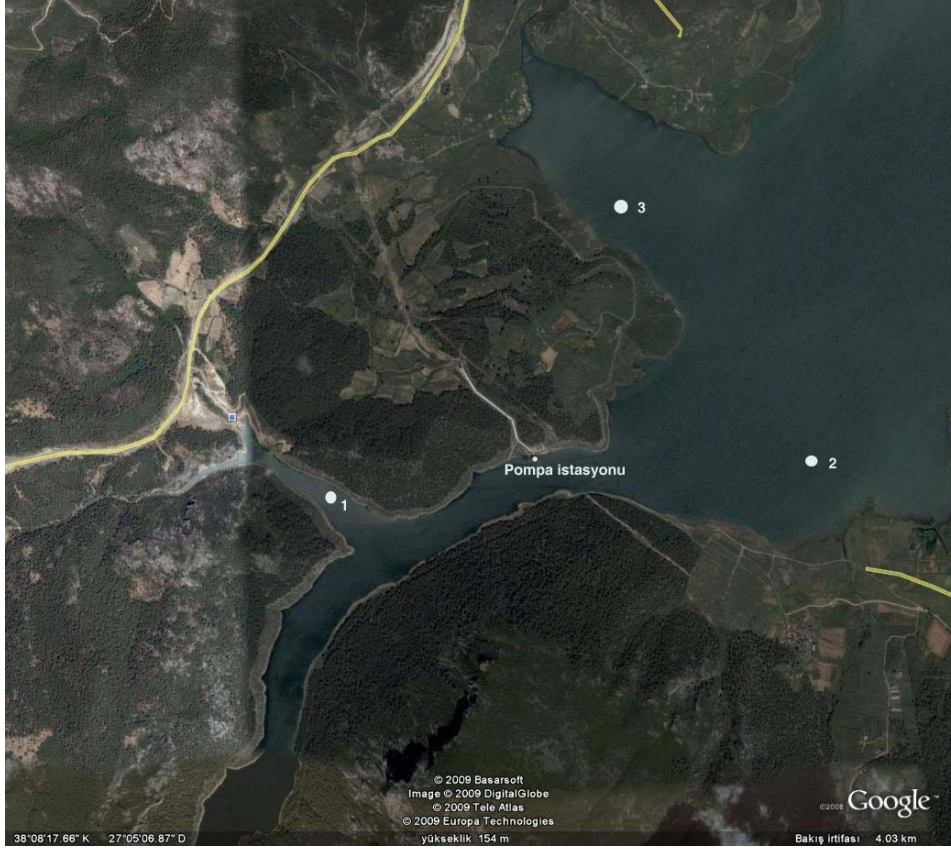
Plankton örnekleri 3 çalışma alanı arasında plankton çekimi yapılarak toplandı. Birinci çalışma alanı 38° 08' 13.30" K, 27°04' 23.40" D, ikinci çalışma alanı 38° 08' 05.31" K, 27°06' 02.22" D, üçüncü çalışma alanı 38° 08' 49.81" K, 27°05' 35.59" D koordinatlarında bulunmaktadır.

Çalışma alanlarında toplam 30 dakika olmak üzere, 45 µm göz açıklığına, 28 cm ağız çapına sahip Hensen tipi plankton kepçesi ile, 1 deniz mili hızındaki tekneden plankton çekimleri yapılmıştır. Çalışma alanlarından her örnekleme işleminde 19 m³ su süzül­düğü hesaplanmıştır.

Siyanobakteriyel saha örnekleri 2006 Nisan ortasından 2007 Şubat başına kadar toplam 12 örnekleme periyodunda gerçekleştirilmiştir. Nisan-Mayıs'da bir kez, Haziran-Ağustos aylarında 2 haftada bir, Temmuz ayında 3 kez, Eylül, Kasım, Aralık, Şubat aylarında birer kez örnekleme yapılmıştır.

Toplanan yoğun mikroalg örneklerinin her birinden 100 ml alt örnek ayrılarak içine 1 ml lugol iyodin solüsyonu damlatılıp mikroskobik inceleme için ayrılmıştır. Mikroskobik inceleme ışık mikroskobunda (Olympus marka, U-SDO model) alan taranarak yapılmıştır. Türlerin teşhisinde ilgili kaynaklardan faydalanılmıştır (Desikachary, 1959; Bourrelly, 1970; Whitford and Schumacher, 1973).

Kalan mikroalg örnekleri GF/C filtre kağıtlarından süzülerek liyofilize edilmiş ve ekstraksiyona kadar -20°C'de saklanmıştır.



Şekil 3.2. Tahtalı Baraj Gölü çalışma alanları 1,2,3 (Google Earth).

3.2.3 Kimyasallar ve standartlar

Bu çalışmada kullanılan bütün kimyasallar ve solventler HPLC kalite (grade) saflığındadır. Kullanılan standartlar MCYST-LF, MCYST-LW, MCYST-YR, MCYST-LR ve MCYST-RR (**Alexis**, Lausen, İsviçre) dir.

Kimyasal olarak; ultra saf su (**Merck**, Darmstadt, Almanya), Acetonitrile (ACN) ve metanol (MeOH) (**Sigma Aldrich**, Steinheim, Almanya), trifluoroacetic acid (TFA) (**Pancreac Sintesis**, Barcelona, İspanya) kullanılmıştır.

3.2.4 Solüsyon hazırlama

% 70 MeOH (v/v)

70 ml MeOH + 30 ml HPLC grade su

%0,1 TFA (suda)

1 ml TFA + 999 ml HPLC grade su

%0,1 TFA (ACN'de)

1 ml TFA + 999 ml ACN

3.2.4.1 Ana stok standartların hazırlanması

MCYST-LF, LW ve YR için; 1 ml saf MeOH ile çözündürülüp 25 ppm elde edildi.

MCYST-LR için; 2 ml saf MeOH ile çözündürülüp 50 ppm elde edildi.

MCYST-RR için; 2 ml %80 aqueous MeOH ile çözündürülüp 50 ppm elde edildi.

3.2.4.2 Ara stok standartların hazırlanması

10 ppm MCYST-LF, LW ve YR için; 400 µl ana stok standart + 600 µl % 70'lik MeOH

10 ppm MCYST-LR ve RR için; 200 µl ana stok standart + 800 µl % 70'lik MeOH

3.2.4.3 Standart çalışma solüsyonlarının hazırlanması

250 ppb için; 25 µl ara stok standart + 975 µl %70 MeOH

500 ppb için; 50 µl ara stok standart + 950 µl %70 MeOH

750 ppb için; 75 µl ara stok standart + 925 µl %70 MeOH

1000 ppb için; 100 ara stok standart + 900 µl %70 MeOH

3.2.5 Kalibrasyon eğrisi

Günlük kalibrasyon eğrileri 0-1000 ppb aralığında hazırlanmıştır. Kalibrasyon eğrisi standart çalışma solüsyonları ile 250-500-750-1000 ppb'den oluşturulmuştur.

$$r^2 \text{ LW}=0,992$$

$$r^2 \text{ LF} =0,993$$

$$r^2 \text{ RR}=0,997$$

$$r^2 \text{ YR}=0,997$$

$$r^2 \text{ LR}= 0,997$$

3.2.6 Ekstraksiyon

75 mg liyofilize madde alınarak 1,5 ml %70 MeOH ile çözündürülmüştür. Daha sonra çözündürülen bu materyal 10 dakika çoklu vortekste (**Heidolph**, Almanya) karıştırılmıştır. Ardından 10 dakika ultrasonikasyon (**Beco Technic**, Almanya) işlemine tabi tutulup sonrasında 10 dakika 14.000 g'de santrifüj (**Sigma**, 2 K 15, Almanya) edilmiştir. Numunenin üst fazı alınıp farklı bir tüpte saklanmıştır. Alt faz tekrar 1,5 ml %70 MeOH ile çözündürülerek aynı işlemlere tabi tutulmuştur. Santrifüjden sonra tekrar numunenin üst fazı alınarak önceki üst fazla birleştirilmiştir. Elde edilen ekstrakt vortekslendikten sonra içinden 100 µl alınıp kolona enjekte edilmiştir.

3.2.7 Mikrosistin Analizi

Mikrosistin analizleri, surveyor HPLC-PDA (high-performance liquid chromatography ve photodiode array detection) (Thermo Finnigan, Cambridge, İngiltere) sistem ile yapıldı. Ayırma işlemi için C18 (4 x 250 mm, 5 µm partikül büyüklüğü) (**Supelco**, Bellefonte, USA) kolon kullanılmıştır (Lawton *et al.*, 1994).

3.2.8 Yöntem

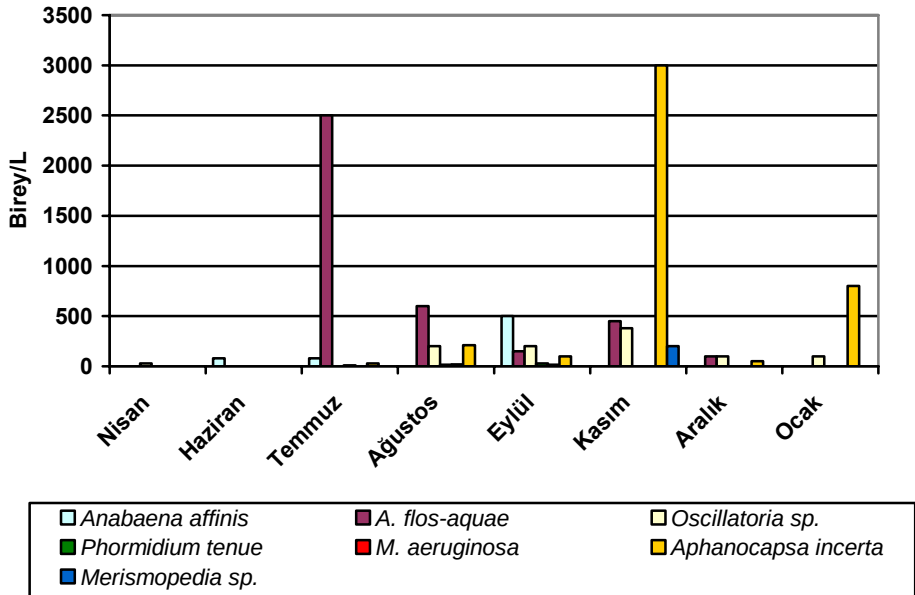
Mobil faz olarak (I) ultra saf su %0,1 (v/v) trifluoraacetic acid (TFA) ve (II) acetonitril plus %0,1 (v/v) TFA kullanılmıştır.

Akış hızı 0.7 ml.dk^{-1} olarak ayarlanmıştır. Kolon fırın sıcaklığı 30°C , otomatik örnekleyici bölmesinin sıcaklığı ise 4°C olarak belirlenmiştir. Her numune enjeksiyonundan sonra 1 mg.kg^{-1} standart enjeksiyonu yapılarak 4°C sıcaklıkta standardın bozulup bozulmadığı ve çıkış zamanları değişimi incelenmiştir. Çıkış zamanlarının 2002/657 EC'ye göre $\pm \%2.5$ aralığında kaldığı gözlenmiştir (Anonim, 2002).

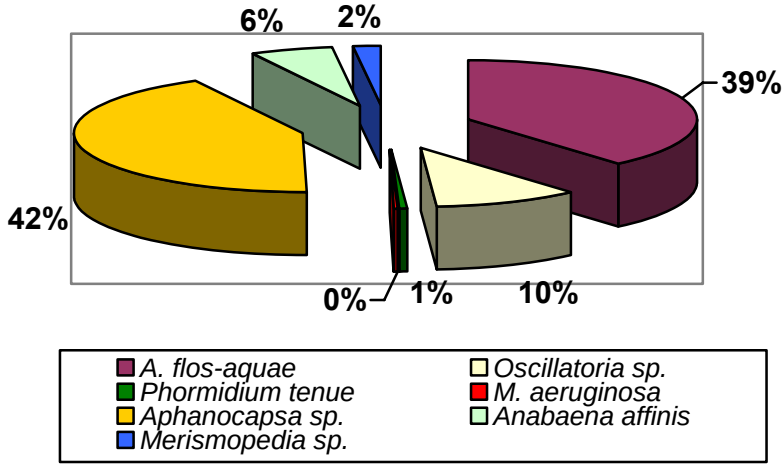
Mikrosistin-RR,YR ve LR için isocratic gradient (su-acetonitril) $\%60$ 'da (I) ve $\%40$ 'da (II) olarak 20 dakikalık periyotlarda gerçekleştirilmiştir. Mikrosistin-LW ve LF için ise isocratic gradient (su-acetonitril) $\%50$ 'de (I) ve $\%50$ 'de (II) olarak 25 dakikalık periyotlarda gerçekleştirilmiştir. Ekstrakte edilmiş olan numunenin üst fazından $100 \mu\text{l}$ alınıp HPLC kolonuna enjekte edilmiştir. Mikrosistinler 238 nm ve PDA spektra ($200\text{-}300 \text{ nm}$)'da tespit edilmiş ve standartlar ile karşılaştırılmıştır.

4 BULGULAR

Tahtalı Baraj Gölü'nde 12 örnekleme periyodunda gerçekleştirilen çalışma süresince su kütlesinde siyanobakterilerden (Cyanophyta) *Aphanocapsa* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* (Lemmermann) Ralfs, *Oscillatoria* sp., *Anabaena affinis* Lemmermann, *Phormidium tenue* Gomont, *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger ve *Merismopedia* sp. türleri tespit edilmiştir (Bkz. şekil 4.1 ve 4.2). Bunlardan *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria* sp., *Anabaena affinis* ve *Microcystis aeruginosa* toksin üretebilen siyanobakterilerdir. Örnekleme periyodu süresince Nisan ve Mayıs ayları haricinde yeşil alglerin (Chlorophyta) baskın grup olduğu gözlenmiştir. Nisan ayında Dinophyceae üyelerinden *Peridinium* sp.'nin baskın olduğu görülmüştür. Mayıs ayında ise Chrysophyceae üyelerinden *Dinobryon* sp. baskındır. Tahtalı Baraj Gölü'nde gözlemlenen diğer fitoplanktonik gruplar ise Diatomlar (Bacillariophyta) ve Dinoflagellatlar (Dinophyta)'dır. Bu çalışmada özellikle toksik siyanobakteri türleri üzerine yoğunlaşmıştır.



Şekil 4.1: Tahtalı Baraj Gölü'nde görülen siyanobakteri türlerinin aylara göre dağılımı.



Şekil 4.2: Tahtalı Baraj Gölü’nde bulunan siyanobakterilerin tür sayısı yönünden yüzde dağılımları.

Tahtalı Baraj Gölü’ndeki çözünmüş oksijen değerleri 2,6 - 4,71 mg.L⁻¹, seki diski derinlikleri ise 2-3 m aralıklarında değişim gösterdi. Klorofil-a ve nutrient analizlerine ait maksimum ve minimum değerler tablo 4.1’de verilmiştir. Göllerin trofik seviyelerinin belirlenmesi amacıyla 3 temel parametre kullanılmaktadır. Bunlar; toplam fosfor, klorofil-a ve seki diski derinliğidir. Bu yüzden Tahtalı Baraj Gölü’nün trofik durum indeksi (TDİ) de klorofil-a, seki diski derinliği ve toplam fosfor miktarlarından belirlenmiştir. Carlson (1977) trofik durum indeksine göre Tahtalı Baraj Gölü, örneklem periyodu boyunca klorofil-a yönünden oligotrof özellik, seki derinliğine göre ise genellikle mezotrof özellik göstermiştir. Tahtalı Baraj Gölü toplam fosfor yönünden değerlendirildiğinde ise örneklem periyodu boyunca Aralık ayında ötrof, Şubat ayında mezotrof, yılın geriye kalan zamanında ise oligotrof özellik göstermiştir. Carlson (1977) trofik durum indeksi tablo 4.2’de verilmiştir.

Tablo 4.1: Tahtalı Baraj Gölü'nün su kalitesi karakteristikleri.

	Minimum	Maksimum
Sıcaklık (°C)	9,2	28,4
Renk (PtCo)	11	39
pH	8,14	9,25
Sechi derinliği (m)	2	3
İletkenlik ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	290	373
Çözünmüş O ₂ ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	2,6	4,71
O ₂ Doygunluğu (%)	30,9	61,4
Sülfat iyonu ($\text{mg SO}_4^{-2}.\text{L}^{-1}$)	30	34
Amonyum azotu ($\text{mg NH}_4^{+}.\text{N}.\text{L}^{-1}$)	TE*	0,29
Nitrit azotu ($\text{mg NO}_2^{-}.\text{N}.\text{L}^{-1}$)	0,004	0,013
Nitrat azotu ($\text{mg NO}_3^{-}.\text{N}.\text{L}^{-1}$)	TE	0,6
Klorofil-a ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	0,5	1,6
Fosfat fosforu ($\text{PO}_4^{-3}.\text{P } \mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	1	21

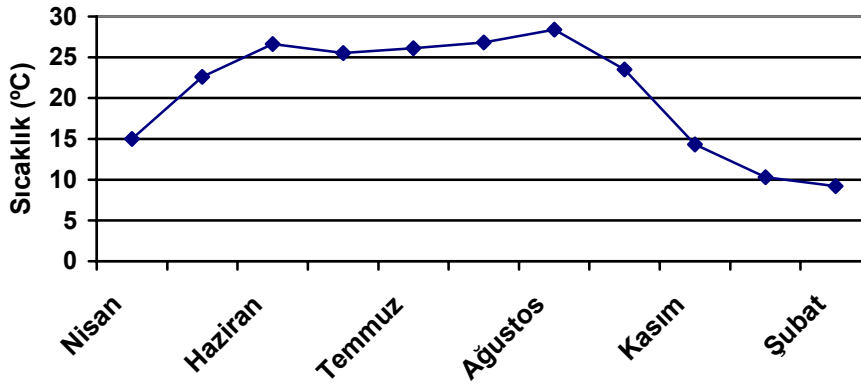
*TE: Tespit edilmedi

Tablo 4.2: Carlson (1977)'a göre trofik durum indeksine göre göllerin özellikleri (Carlson and Simpson, 1996).

TDİ	KI-a ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	SD (m)	TP ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	Gölün Niteliği
<30 ya da 30-40	<0.95 ya da 0.95-2.6	>8 ya da 8-4	<6 ya da 6-12	Oligotrof
40-50	2.6-7.3	4-2	12-24	Mezotrof
50-60 ya da 60-70	7.3-20 ya da 20-56	2-1 ya da 0.5-1	24-48 ya da 48-96	Ötrof
70-80 ya da >80	56-155 ya da >155	0.25-0.5 ya da <0.25	96-192 ya da 192-384	Hiperötrof

4.1 Sıcaklık

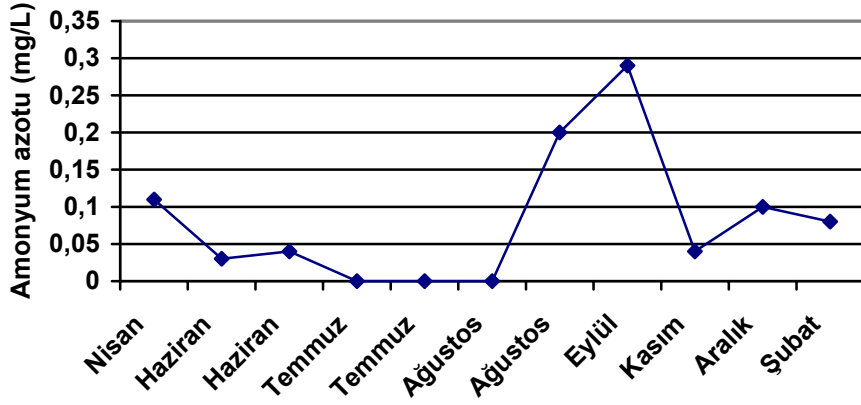
Tahtalı Baraj Gölü'nde ölçülen sıcaklık değerleri 9,2 – 28,4°C arasında olup, en düşük sıcaklık değeri Şubat ayında, en yüksek sıcaklık değeri ise Ağustos ayında gözlemlendi (Şekil 4.3).



Şekil 4.3: Tahtalı Baraj Gölü'nün sıcaklık değişimleri.

4.2 Amonyum Azotu

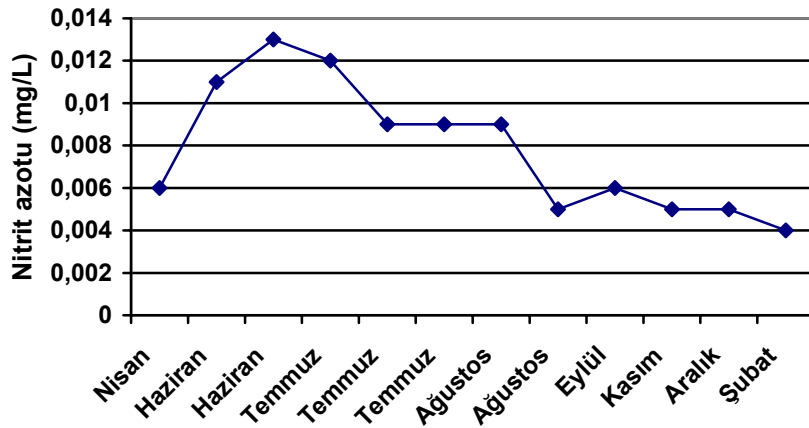
Çalışma bölgesinde belirlenen en düşük amonyum azotu değeri tespit limitlerinin altında olduğu için belirlenemedi. En yüksek amonyum azotu değeri de 0,29 mg.L⁻¹ olup Eylül ayında tespit edildi (Şekil 4.4).



Şekil 4.4: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait amonyum azotu değerleri.

4.3 Nitrit Azotu

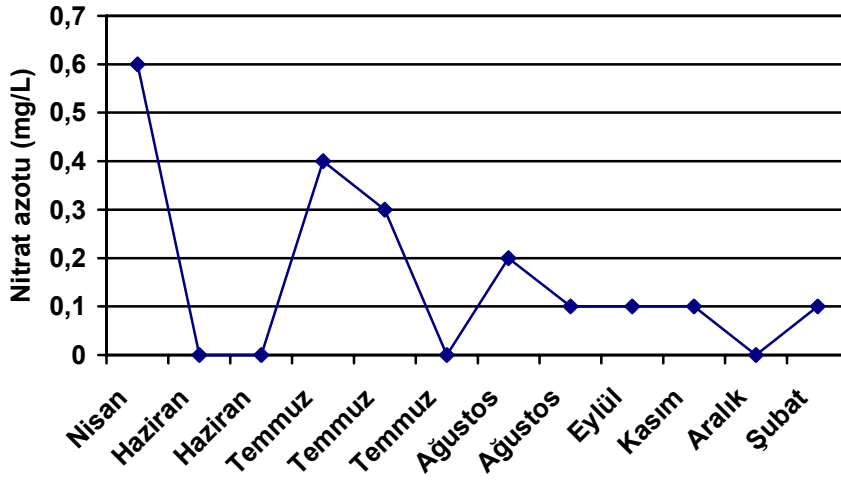
Tahtalı Baraj Gölü'nde ölçülen nitrit azotu değerleri 0,004 – 0,013 mg.L^{-1} arasında olup, en düşük değer Şubat ayında, en yüksek değer ise Haziran ayında ölçüldü (şekil 4.5).



Şekil 4.5: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait nitrit azotu değerleri.

4.4 Nitrat Azotu

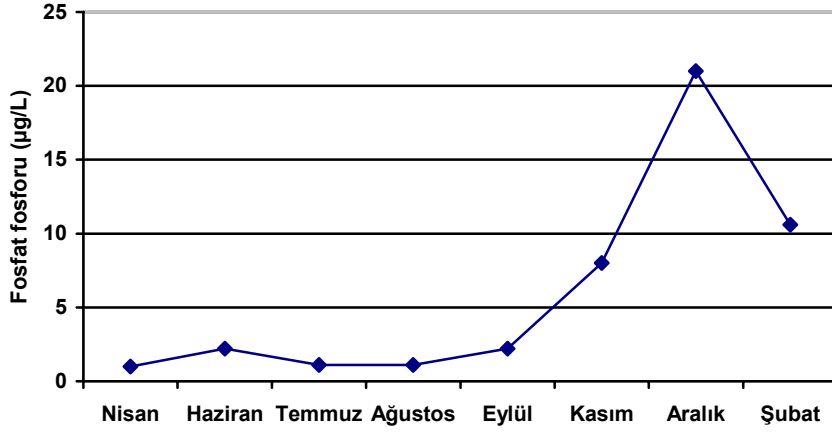
Çalışma bölgesinde belirlenen en düşük nitrat azotu değeri tespit limitlerinin altında olduğu için belirlenemedi. En yüksek nitrat azotu değeri ise $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ olup Nisan ayında ölçüldü (şekil 4.6).



Şekil 4.6: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait nitrat azotu değerleri.

4.5 Fosfat Fosforu

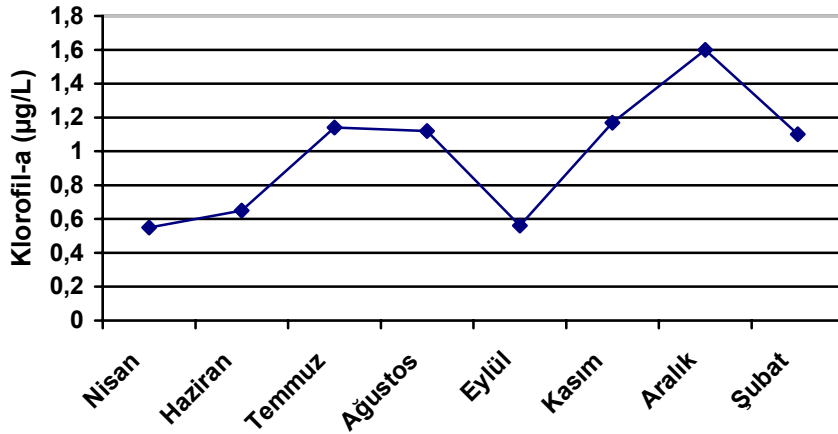
Tahtalı Baraj Gölü'nde ölçülen fosfat fosforu değerleri $1\text{-}21 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ arasında olup, en düşük değer Nisan ayında, en yüksek değer ise Aralık ayında ölçülmüştür (şekil 4.7).



Şekil 4.7: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait fosfat fosforu değerleri.

4.6 Klorofil-a

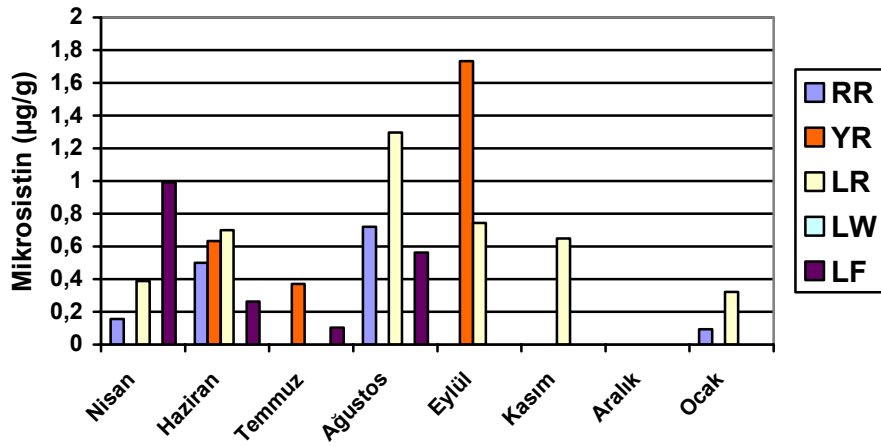
Çalışma bölgesinde ölçülen klorofil-a değerleri $0,5-1,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ arasında olup, en düşük klorofil-a değeri Nisan ayında, en yüksek klorofil-a değeri ise Aralık ayında belirlenmiştir (şekil 4.8).



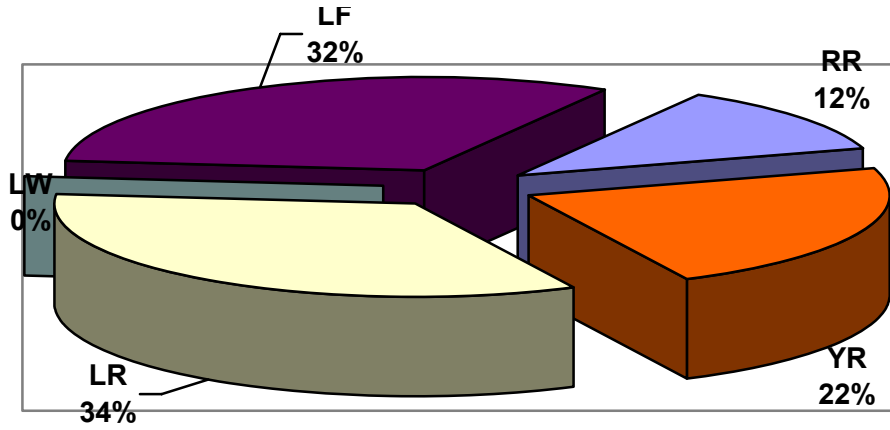
Şekil 4.8: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait klorofil-a değerleri.

4.7 Mikrosistin

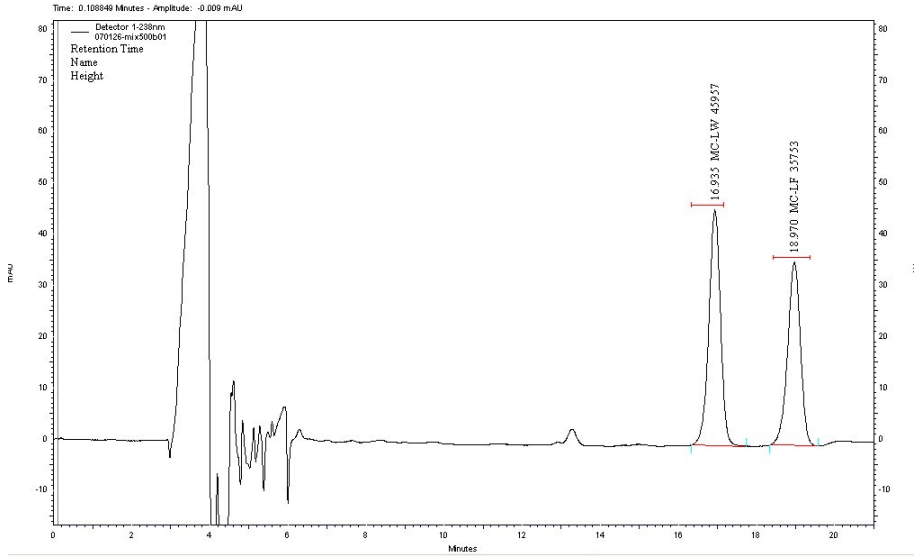
Tahtalı Baraj Gölü'nden elde edilip liyofilize edilen örneklerin HPLC-PDA cihazında referans standartlarla karşılaştırılmalı yapılan mikrosistin analizi sonuçlarına göre, 12 yoğun mikroalg örneğinin 9'undan çeşitli miktarlarda mikrosistin-RR, YR, LR ve LF varyantları tespit edilmiştir. Örnekleme periyodu boyunca bu varyantlara ait elde edilen sonuçlar şekil 4.9 ve 4.10'da gösterilmiştir. Referans standartlara ait kromatogramlar Şekil 4.11 ve 4.12'de verilmiştir.



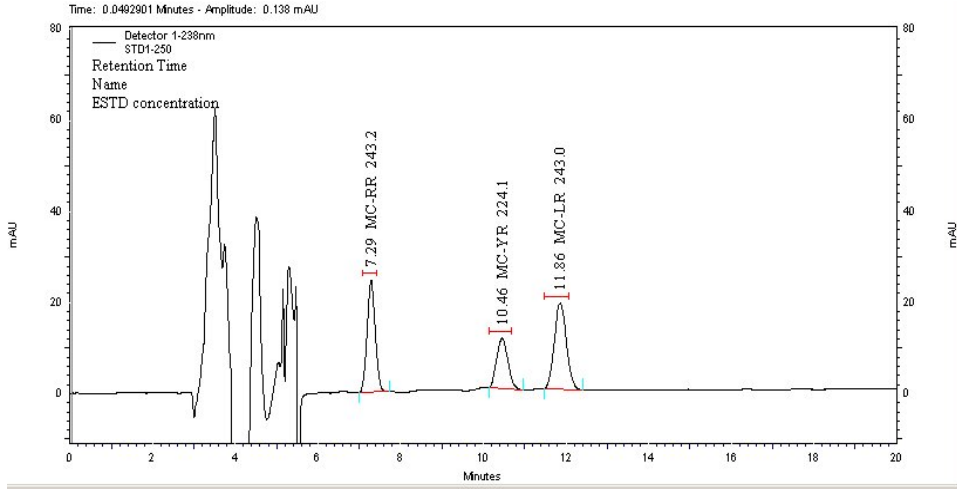
Şekil 4.9: Tahtalı Baraj Gölü'nden ölçülen mikrosistin miktarlarının aylara göre değişimi.



Şekil 4.10: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait mikroalg örneklerinden ölçülen mikrosistin-RR, YR, LR, LW ve LF miktarlarının yüzde dağılımları.



Şekil 4.11: Mikrosistin-LW ve LF standartlarına ait kromatogramlar.



Şekil 4.12: Mikrosistin-RR, YR ve LR standartlarına ait kromatogramlar.

Tablo 4.3’de verilen mikrosistin ölçüm sonuçlarına göre, en yüksek miktar ($1,733 \mu\text{g.g}^{-1}$ mikrosistin-YR) Eylül ayında tespit edildi. Ayrıca mikrosistin-LR’ye ait elde edilen en yüksek değer ($0,743 \mu\text{g.g}^{-1}$) de Eylül ayında belirlendi. Yıl boyunca en sık gözlenen ve miktarı en çok olan mikrosistin varyantı mikrosistin-LR oldu. Aralık ve Temmuz aylarına ait örneklerde mikrosistin-RR, YR, LR, LW ve LF varyantları tespit edilmedi.

Tablo 4.3: Tahtalı Baraj Gölü'ne ait mikroalg örneklerinden ölçülen mikrosistin-RR, YR, LR, LW ve LF miktarları ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Tarih	RR	YR	LR	LW	LF	Toplam
13.04.2006	0,157	TE	0,389	TE	0,992	1,538
16.06.2006	0,206	TE	0,065	TE	0,263	0,534
29.06.2006	0,277	0,633	0,669	TE	TE	1,581
03.07.2006	TE	0,370	TE	TE	0,104	0,474
20.07.2006	TE	TE	TE	TE	TE	TE
27.07.2006	TE	TE	TE	TE	TE	TE
03.08.2006	0,151	TE	0,701	TE	0,462	1,314
17.08.2006	0,569	TE	0,596	TE	0,1	1,266
28.09.2006	TE	1,733	0,743	TE	TE	2,476
30.11.2006	TE	TE	0,650	TE	TE	0,650
28.12.2006	TE	TE	TE	TE	TE	TE
01.02.2007	0,094	TE	0,321	TE	TE	0,416

4.8 Tahtalı Baraj Gölü'nün Doluluk Oranları

Tahtalı Baraj Gölü, Tahtalı, Görece, Mersinli gibi derelerin yanı sıra yağmurlarla da büyük oranda beslenmektedir. Bu nedenle iklim koşullarındaki değişiklikler Tahtalı Baraj Gölü'nün doluluk oranlarını büyük ölçüde etkilemektedir. Tahtalı Baraj Gölü'nün 1999-2007 yılları arasındaki doluluk oranları ve su seviyesi değişimleri tablo 5.2 ile 5.3'de verilmiştir.

Tablo 4.4: Tahtalı Baraj Gölü'nün 1999-2007 yılları arasındaki toplam su miktarı ve oranları

	Hacim (milyon m³)	Doluluk Oranı
1999	185,18	60
2000	136,5	45
2001	87,11	28
2002	134,28	44
2003	224,28	73
2004	183,45	60
2005	170,9	56
2006	169,21	55
2007	106,64	35

Tablo 4.5: Tahtalı Baraj Gölü'nün 2006 ve 2007 yılları arasındaki su seviyelerinin karşılaştırılması

Yıl	Ay	Kot (m)	Hacim (hm ³)	Yıl	Ay	Kot (m)	Hacim (hm ³)
2006	Ocak	52,49	142,85	2007	Ocak	51,53	132,69
	Şubat	52,60	144,02		Şubat	51,26	129,84
	Mart	53,20	150,37		Mart	50,94	126,45
	Nisan	55,87	178,62		Nisan	50,66	123,49
	Mayıs	55,87	178,62		Mayıs	50,26	119,25
	Haziran	55,63	176,08		Haziran	49,70	113,71
	Temmuz	54,98	169,21		Temmuz	48,94	106,64
	Ağustos	54,36	162,64		Ağustos	48,02	98,09
	Eylül	53,61	154,70		Eylül	46,98	88,41
	Ekim	52,89	147,08		Ekim	46,03	79,58
	Kasım	52,41	142,00		Kasım	veri yok	
	Aralık	52,06	138,30		Aralık		

5 TARTIŞMA

Bu araştırma kapsamında Tahtalı Baraj Gölü siyanobakteri türleri ve bu türlerin ürettikleri mikrosistin varyantları yönünden ilk kez incelenmiştir. Mikrosistinlerin insan sağlığı üzerinde ani ölümlerden, karaciğer kanserine kadar bilinen birçok toksik etkisi söz konusudur. Tahtalı Baraj Gölü'nün İzmir İli'nin % 40'ına içme ve kullanma suyu sağlayan önemli rezervuarlarımızdan biri olduğu için bu çalışma halk sağlığı açısından çok önemlidir.

Sivonen and Jones (1999)'a göre, omurgalılarda toksik etkiye neden olan en az 46 tür vardır. Tahtalı Baraj Gölü'nde Nisan 2006 – Şubat 2007 tarihleri arasında yapılan örneklemelerde siyanobakterilere ait 7 takson tespit edilmiştir. Tahtalı Barajı'ndan tespit edilen siyanobakteri türlerinden *Merismopedia* sp. toksin üretmemektedir. Kouzminov (2001) ve Baudin *et al.* (2006)'ya göre *Phormidium tenue*'den henüz tanımlanmış herhangi bir toksin yoktur. Yine Baudin *et al.* (2006) ve Hobson *et al.* (2006)'ya göre *Aphanocapsa* cinsi tarafından üretilen herhangi bir toksin yoktur. Ancak toksik olmamalarına rağmen bütün siyanobakteriler gibi dış duvarları lipopolisakkarit içermektedir ve bu da temas halinde deri iltihabına ve gözde konjoktivite neden olabilmektedir. *Aphanizomenon flos aquae* türü ise anatoksin-a, silindrospermopsin, saksitoksin üretmesine rağmen mikrosistin üretmemektedir. Bu yüzden Temmuz ayında Tahtalı Baraj Gölü'nde, *A. flos-aquae* sayıca fazla olmasına rağmen, çok az mikrosistin tespit edildi. Temmuz ayında *A. flos-aquae*'nin yanısıra az miktarda (80 birey.litre⁻¹) *Anabaena affinis* tespit edildi ve muhtemelen tespit edilen az miktardaki toksini de bu tür üretmiştir. *Oscillatoria* sp., *Anabaena affinis* ve *Microcystis aeruginosa* mikrosistin üreten türlerdir (Baudin *et al.*, 2006) ve bu türler Tahtalı Baraj Gölü'nde tespit edildiler. Ancak çalışma süresi boyunca bu toksik siyanobakterilerin aşırı üremesi söz konusu olmadı.

Yapılan çalışmalara göre, siyanobakteriler büyümeleri için en uygun çevresel koşullarda daha fazla toksin üretirler (Chorus and Bartram, 1999). Yine son zamanlarda yapılan çalışmalardaki ortak görüş de çevresel faktörlerin siyanobakterilerin toksin içeriğini etkilediği yönündedir (Kotak *et al.*, 2000; Oh *et al.*, 2001, Kurmayer *et al.*, 2003; White *et al.*, 2003; Albay *et al.*, 2005'den). Ayrıca Vezie *et al.* (2002)'ye göre toksik olmayan *Microcystis* ırkları büyümeleri için daha az nutriende

(özellikle fosfor ve azot) ihtiyaç duyarken, toksik ırklar nutrient oranlarının yüksek olduğu ortamlarda daha iyi büyümektedirler (Albay *et al.*, 2005).

Şekil 4.3’de de görüldüğü gibi örnekleme periyodu süresince yüzey suyunun sıcaklığı 9,2°C ile 28,4°C arasında değişmektedir. En düşük sıcaklık 9,2°C ile Şubat ayında, en yüksek sıcaklık ise 28,4°C ile Ağustos ayında ölçüldü. Robarts and Zohary (1987)’e göre bir çok siyanobakteri türü 25°C’nin üzerindeki sıcaklıklarda maksimum büyüme oranına erişirler. Ancak Chorus ve Bartram (1999)’e göre siyanobakterilerin toksin içeriğinin en yüksek olduğu sıcaklıklar 18-25°C° arasındadır. Ayrıca düşük (10°C) ya da çok yüksek (30°C) sıcaklıklarda toksin içeriği azalır. Sıcaklık değişimleri toksin içeriğini 2-3 kat değiştirir. Van der Westhuizen and Eloff (1985), toksisite üzerine en etkili çevresel faktörün sıcaklık olduğunu belirtmiştir. Laboratuvar kültürlerinde en yüksek büyüme oranı 32°C’de gözlenmiş olmasına rağmen en yüksek toksisite 20°C’de tespit edilmiştir. Ancak burada sıcaklık 32°C’den 20°C’ye hızlı bir şekilde düşmüştür. Van der Westhuizen and Eloff (1985), 20°C’nin üzerindeki sıcaklıklarda stresin azalmasına toksin üretimini azaltmış olabileceğini düşünmüşlerdir. Tahtalı Baraj Gölü’nde de Van der Westhuizen and Eloff (1985) tarafından yapılan çalışmayla benzer şekilde sıcaklık 28,4°C (Ağustos)’den 23,5°C’ye (Eylül) düşmüştür ve hücreler 1,733 µg.g⁻¹ mikrosistin-YR ve 0,743 µg.g⁻¹ mikrosistin-LR ile en yüksek toksin içeriğine 23,5°C’de sahip olmuşlardır.

pH değerleri 8,14 – 9,25 arasında ölçülmüştür. Siyanobakteriler genellikle 6-9 pH aralığında aşırı ürerler (WHO, 2004). pH’ın toksin üretimine etkisi incelendiğinde ise düşük ve yüksek pH’larda toksin içeriğinin daha da arttığı tespit edilmiştir (Van der Westhuizen and Eloff, 1983). Tahtalı Baraj Gölü’nde Temmuz ayında yapılan ölçümlerde pH 9’un üzerinde bulunmasına rağmen temmuz ayına ait iki örneklemede mikrosistin tespit edilmedi.

Klorofil-a bütün fitoplankton bireylerinde bulunan bir pigmenttir. Bu nedenle klorofil-a fitoplankton biyomasının bir ölçütü olarak kullanılabilir. Tahtalı Baraj Gölü’nde klorofil-a en yüksek (1,6 µg.L⁻¹) değerine Aralık ayında ulaşıldı. Aralık ayında siyanobakterilerden *Oscillatoria* sp. ve *A. flos aquae* görülmesine rağmen bunlar sayıca oldukça azdır (100 hücre.L⁻¹) ve dolayısıyla klorofil-a’daki artış siyanobakterilere bağlı değildir. Aralık ayında sayıca en çok artış Chlorophyceae üyelerinde görüldü (40.000 hücre.L⁻¹) ve klorofil-a’nın

Aralık ayında yüksek olmasının nedeni Chlorophyceae üyelerinin fazla olmasından kaynaklanıyor olabilir.

Örnekleme periyodu sürecinde Tahtalı Baraj Gölü'nün fosfat fosforu değerleri $1-21 \mu\text{g.L}^{-1}$ arasında ölçüldü. Rapala *et al.*, 1993 ve Lehtimäki *et al.*, 1997'e göre fosfor konsantrasyonunun yüksek olduğu durumlarda hepatotoksik ırklar daha çok toksin üretirler. Tahtalı Barajı'ndan ölçülen en yüksek fosfat değeri aralık ayına ait olmasına rağmen bu aya ait toksin üretimi fazla olmamıştır. Bunun nedeni mikrosistin üreten siyanobakteri türlerinden Aralık ayında sadece *Oscillatoria* sp.'nin bulunması ve sayıca az olması, aynı zamanda sıcaklığın da düşük olması olabilir. Yine Rapala *et al.*, 1993 ve Lehtimäki *et al.*, 1997'e göre *Microcystis* ve *Oscillatoria* gibi azot fikse etmeyen cinsler azotça zengin ortamlarda daha çok toksin üretirler. Azot fikse eden türlerin toksin üretimi ise azota bağlı değildir. En yüksek Amonyum miktarı 0.29 mg.L^{-1} ile Eylül ayına aittir ve yine en yüksek toksin içeriği de bu ayda ölçüldü. Bunun nedeni azot fikse etmesine rağmen *Anabaena affinis*'in Eylül ayında sayıca artmış olması olabilir.

Selçuk ve Elçi (2008) arazi kullanımındaki değişikliklerin su kalitesine etkisini incelemek amacıyla 1997 - 2005 yılları arasında Tahtalı Baraj Gölü'nden ve havzadaki 6 ayrı dereden numune almışlar ve su kalitesi parametrelerinin değişiminde artan/azalan bir eğilim olup olmadığına Mevsimsel Kendall Testi ile bakmışlardır. Eğilim analizi neticesinde; toplam fosfor konsantrasyonunda bir eğilim olmadığı; bor ve nitrat konsantrasyonlarında azalan bir eğilim, kimyasal oksijen miktarı (KOİ) ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) parametrelerinde ise artan bir eğilim olduğunu belirtmişlerdir (tablo 5.1). Nitrat konsantrasyonundaki iyileşmenin ana sebebini seralarda gübre kullanımının kontrol altına alınmasıyla açıklamışlardır. KOİ ve BOİ parametrelerindeki artışı ise evsel ve endüstriyel atıkların artmasıyla ilişkilendirmişlerdir.

Tablo 5.1: Tahtalı Havzası'nda ölçülmüş su kalitesi parametrelerinin değerleri (Selçuk ve Elçi, 2008).

	Fosfor (mg.L ⁻¹)	Bor (mg.L ⁻¹)	Nitrat (mg.L ⁻¹)
Kış-1997	0,077	0,22	9,70
Bahar-1997	0,041	0,18	6,01
Kış-2005	0,000	0,13	0,23
Bahar-2005	0,000	0,10	0,85

2006 Nisan ortasından 2007 Şubat başına kadar Tahtalı Baraj Gölü'nden alınan su örnekleriyle yapılan nutrient analizlerinin sonuçlarına göre de Tahtalı Baraj Gölü'nde aşırı bir nutrient artışı gözlenmemiştir.

Genellikle birçok ırk içeren doğal örneklerde ya da birden fazla toksin üreten türlerde farklı mikrosistin kombinasyonları bulunabilir. Örneğin Amerika'da bulunan Homer Gölü'nde aşırı *Microcystis* üremesi gözlenmiş ve ardından da 19 farklı mikrosistin varyantı tespit edilmiştir (Namikoshi *et al.*, 1992, 1995). Yine Avustralya'daki bir gölden 23 mikrosistin varyantı tespit edilmiştir (Jones *et al.*, 1995). Bu çalışmada 12 yoğun mikroalg örneğinin 9'unda araştırılan 5 mikrosistin varyantından mikrosistin-RR, YR, LR ve LF varyantları tespit edildi. Örneklerin hiçbirinde mikrosistin-LW varlığı belirlenmedi. En yüksek mikrosistin miktarı 1,733 µg.g⁻¹ ile mikrosistin-YR ve 0,743 µg.g⁻¹ ile mikrosistin-LR varyantları olup Eylül ayında ölçüldüler. Bunun nedeni Eylül ayında *Anabaena affinis* (500 hücre.L⁻¹), *Oscillatoria* sp. (200 hücre.L⁻¹) ve *Microcystis aeruginosa*'nın (15 hücre.L⁻¹) sayıca diğer aylardan daha fazla olmasıdır. Örnekleme periyodu boyunca, ölçülen mikrosistin varyantları toksin içeriği açısından sırasıyla mikrosistin-LR, YR, LF ve RR'dir. Mikrosistin-LR 12 numunenin 8'inde tespit edilmiştir. mikrosistin-YR ise 12 numunenin sadece 3'ünden tespit edilmiş olmasına rağmen miktar olarak fazladır.

Mikrosistin için içme suyu standardı $1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ 'dir (WHO, 2004). Falconer (1994)'e göre, fare ve domuzlarda yapılan toksisite denemeleri temel alındığında, tümör oluşumu gibi uzun zamanda ortaya çıkabilecek toksik etkiler için içme sularında bulunabilecek mikrosistin değerin 0.1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, karaciğer hasarı gibi kısa zamanda ortaya çıkabilecek toksik etkiler için ise $1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ olması yeterlidir. Tahtalı Baraj Gölü'nden ölçülen değerlerin hiçbiri $1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ 'nin üzerinde bulunmadı. Yaptığımız araştırma sonuçlarına göre Tahtalı Baraj Gölü mikrosistin-YR, RR, LR, LW ve LF yönünden Nisan 2006 – Şubat 2007 tarihleri arasında güvenli görünmektedir.

Her ne kadar Tahtalı Baraj Gölü, çalışmanın yapıldığı tarihler itibariyle mikrosistin- RR, YR, LR, LW ve LF varyantları yönünden güvenli bulunmuş olsa bile bu durum süreklilik arz etmez ve gelecekte değişebilir. Çünkü toksik siyanobakteriler sahip oldukları bir takım rekabetçi avantajlar (heterosist, akinet, gaz vakuolleri) sayesinde olumsuz çevre koşullarını kendi lehlerine çevirebilmekte ve uzun süre hayatta kalabilmektedirler. Ayrıca diğer nutrinetlerin kullanılır olduğu fakat azotun baskın olarak limitlendiği koşullarda azot fikse eden siyanobakteriler avantajlı duruma geçmekte ve aşırı üreyebilmektedirler (Chorus and Bartram, 1999). Gaz vakuolleri bu organizmalara buoyansi yeteneği kazandırmaktadır. Planktonik türler, bu özellik sayesinde vertikal su kolonundaki pozisyonlarını ayarlayabilmektedirler. Pozisyonlarını en iyi şekilde ayarlayarak büyümeleri ve hayatta kalmaları için en uygun ortamı bulurlar, siyanobakteriler ipucu olarak farklı çevresel uyaranları (örneğin; fotik, termal, kimyasal, yerçekimsel) kullanırlar (Walsby, 1987). Akinetlerin fonksiyonu olumsuz çevre koşullarına dayanmak ve şartlar düzeldiğinde yeni hücrelere dönüşebilmektir (Chorus and Bartram, 1999). Çevre koşullarının kendileri için optimum olduğu ilk fırsatta da aşırı üreyerek ötrofikasyona neden olabilmektedirler. Ayrıca Izydorczyk *et al.* (2008) tarafından 2003-2004 yılları arasında Sulejow Rezervuarında (Polonya) yapılan çalışmada 2003 ilkbaharında siyanobakteriyel biyomas çok olmasına rağmen mikrosistin içeriği düşük bulunmuş, aksine 2004 ilkbaharında ise siyanobakteriyel biyomas düşük olmasına rağmen mikrosistin içeriği yüksek bulunmuştur. Ayrıca siyanobakteriler yavaş büyüme oranına sahip oldukları için aşırı çoğalabilmek için suda uzun bir süre bekleme yapmalıdırlar. Yani siyanobakteriler kısa süreli bekleme zamanlarında aşırı üreyemez (Reynolds, 1997).

Sonuç olarak Tahtalı Baraj Gölü'nde toksik siyanobakteri türleri vardır ve bunlar toksin üretmektedirler. Çalışmanın yapıldığı periyotta ölçülen mikrosistin değerleri $1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ 'nin altında ölçülmüştür ancak yukarıda bahsedilen nedenlerden dolayı bu durum zaman içinde çevre koşullarına bağlı olarak değişebilir. Ayrıca Tahtalı Baraj Gölü Tahtalı Deresi'nin yanısıra, yağmurlarla da büyük ölçüde beslenmektedir. Son yıllarda iklimin kurak geçmesi nedeniyle barajın doluluk oranı oldukça etkilenmiştir (Tablo 5.2) (DSİ, 2008). Yine DSİ (2008) verilerine göre tablo 5.3'de 2006 ve 2007 yıllarının kot seviyeleri ve su hacmi karşılaştırılmıştır. Buna göre 2007'nin sonunda Tahtalı Baraj Gölü'nün su seviyesi yarı yarıya azalmıştır. Bu da nutrient miktarını, ışık geçirgenliğini, sıcaklık ve pH miktarlarını etkileyen önemli bir durumdur. Bu yüzden insanlara içme ve kullanma suyu temin eden Tahtalı Baraj Gölü gibi su rezervuarlarında mikrosistin takibinin sürekli yapılması gerekmektedir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Albay, M.**, 1996, The investigation of pollution levels from the point of view of biology of Lake Iznik, Doctorate Thesis, Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes, M. Albay, R. Akcaalan, H. Tufekci, J. S., Metcalf, K. A., Beattie, G.A., Codd (Eds), *Hydrobiologia* **505**: 89-95.
- Albay, M., Akcaalan, R., Tufekci, H., Metcalf, J. S., Beattie, K. A., Codd, G.A.**, 2003a, Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia* **505**: 89-95.
- Albay, M., Akcaalan, R., Aykulu, G., Tufekci, H., Beattie K.A. and Codd, G.A.**, 2003b, Occurrence of toxic cyanobacteria before and after copper sulphate treatment in a water reservoir, Istanbul, Turkey, *Arch. Hydrobiol. Suppl. Algol. Stud.* **109** (2003), pp. 67–78.
- Albay, M., Matthiensen, A. and Codd, G.A.**, 2005, Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.
- Anonim**, 2002, Commission Decision of 12 August 2002 implementing Council Directive 96/23/EC concerning the performance of analytical methods and the interpretation of results, Off. J. Eur. Comm. 2002, L221, 8-36.
- Baganz, D., Staaks, G., Steinberg, C.**, 1998, Impact of the cyanobacteria toxin, microcystin-LR, on the behavior of zebrafish, *Danio rerio*. *Wat. Res.*, **32**: 948-952.
- Baker, J.A., Entsch, B., Neilan, B.A., McKay, D.B.**, 2002, Monitoring changing toxigenicity of a cyanobacterial bloom by molecular methods, *Appl Environ Microbiol.* **68**:6070-76.
- Baudin, I., Cagnard, O., Grandguillaume, J.J. and Do-Quang, Z.**, 2006, Algae and associated toxins & metabolites: methodology for risk assessment and risk management, *Water Practice & Technology*, **1**, 4.
- Beattie, K.A., Kaya, K., Sano, T. and Codd, G.A.**, 1998, Three dehydrobutyrine (Dhb)- containing microcystins from the cyanobacterium *Nostoc* sp. *Phytochemistry*, **47**(7), 1289-1292.
- Bell, S.G., Codd, G.A.**, 1994, Cyanobacterial toxins and human health, 256–64, Development and Validation of Microcystin Biomarkers for

- Exposure Studies, M.Billam (Ed.), PhD Thesis, Graduate Faculty of Texas Tech University, 234p.
- Best, J.H., Eddy, F.B., Codd, G.A.**, 2003, Effects of *Microcystis* spp. cells, cell extracts and lipopolysaccharide on drinking and liver function in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum. *Aquat Toxicol.* **64(4)**:419-26.
- Billam, M.**, 2006, Development and Validation of Microcystin Biomarkers for Exposure Studies, PhD Thesis, Graduate Faculty of Texas Tech University, 234p.
- Botes, D.P., Wessels, P.L., Kruger, H., Runnegar, M.T.C., Santikarn, S., Smith, R.J., Barna, J.C.J. and Williams, D.H.**, 1985, Structural studies on cyanoginosins-LR, -YR, -YA, and -YM, peptide toxins of *Microcystis aeruginosa*, 2747-2748, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Bourrelly, P.**, 1970, Les Algues D'eau Douce, Initiation a la Systematique, Tome III: Les Algues bleues et rouges, Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines, Paris, 512p.
- Bourne D, Jones GJ, Blakeley RL, Jones A, Negri AP, Riddles P.**, 1996, Enzymatic pathway for the bacterial degradation of the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Appl Env Microbiol.* **62**:4086-94.
- Brock, T.D.**, 1973, Lower pH limit for the existence of blue-green algae: evolutionary and ecological implications, 3-480, Development and Validation of Microcystin Biomarkers for Exposure Studies, M.Billam (Ed.), PhD Thesis, Graduate Faculty of Texas Tech University, 234p.
- Bryant, D.A.**, 1994, Gene nomenclature recommendations for green photosynthetic bacteria and heliobacteria. *Photosynthesis Res.* **41**: 27-28.
- Bury, N.R., Flik, G., Eddy, F.B. and Codd, G.A.**, 1996, The effects of cyanobacteria and the cyanobacterial toxin microcystin-LR on Ca^{2+} transport and $\text{Na}^{+}/\text{K}^{+}$ -ATPase in Tilapia gills, *J. Exp. Biol.*, **199**:1319-1326.
- Carbis, C.R., Rawlin, G.T., Grant, P., Mitchell, G.F., Anderson, J.W. and McCauley, I.**, 1997, A study of feral carp *Cyprinus carpio* L., exposed to *Microcystis aeruginosa* at Lake Mokoan, Australia, and possible implication on fish health. *J. Fish Diseases*, **20**, 81-91.

- Carlson, R.E.**, 1977, A trophic state index for lakes, 22:361-369 in The Great North American Secchi Dip-In, 2008, B. Carlson (Ed), [<http://dipin.kent.edu/tsi.htm#A%20Trophic%20State%20Index>].
- Carlson, R.E. and Simpson, J.**, 1996, A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods, North American Lake Management Society, 96 pp.
- Carmichael, W.W.**, 1992, Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *J Appl Bacteriol.* **72**: 445–59.
- Carmichael, W.W.**, 1994, The toxins of cyanobacteria. *Sci Amer.* **270(1)**:78-86.
- Carmichael, W.W., Namikoshi, M., Rinehart, K.L., Sakai, R., Stotts, R.R., Dahlem, A.M., Beasley, V.R., and Evans, W.R.**, 1992, Identification of 12 hepatotoxins from a Homer lake bloom of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii*; nine new microcystins. *J. Org. Chem.*, **57**, 866-872.
- Carpenter, E.J., Capone, D.G. and Reuter, J.G.**, [Eds] 1992, Marine Pelagic Cyanobacteria: *Trichodesmium* and other *Diazotrophs*. NATO ASI Series C, Mathematical and Physical Sciences, Vol. 362. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Chen, T., Zhao, X., Liu, Y., Shi, Q., Hua, Z., Shen, P.**, 2004, Analysis of immunomodulating nitric oxide, iNOS and cytokines mRNA in mouse macrophages induced by microcystin-LR. *Toxicology.* **197(1)**:67-77.
- Chorus I.**, 2001, Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences. Springer –verlag Bderlin Heidelberg, Germany.
- Chorus, I. and Bartram, J.**, 1999, Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, edited by I. Chorus and J. Bartram. Published on behalf of WHO by: F and FN Spon, London.
- Cirik, S. ve Gökpınar, Ş.**, 1993, Plankton Bilgisi ve Kültürü, E.Ü. Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 269 s.
- Codd, G.A., Morrison, L.F., Metcalf J.S.**, 2004, Cyanobacterial toxins: risk management for health protection, *Toxicology and Applied Pharmacology* 203 (2005) 264– 272.
- Cohen, S.G. and Reif, C.B.**, 1953, Cutaneous sensitization to blue-green algae, 452-457, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health

Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.

Cohen-Bazire, G. and Bryant, D.A., 1982, Phycobilisomes: composition and structure, *The Biology of Cyanobacteria* N.G. Carr and B.A. Whitton [Eds], Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Collerson, K.D. and Kamber, B.S., 1999, Evolution of the continents and the atmosphere inferred from Th-U-Nb systematics of the depleted mantle. *Science* **283**, 1519-1522.

Cousins, I.T., Healing, D.J., James, H.A., Sutton, A., 1996, Biodegradation of microcystin- LR by indigenous mixed bacterial populations, *Wat. Res.*, **30**: 481-485.

Dahlmann, J., Budakowski W.R., Luckas, B., 2003, L liquid chromatography–electrospray ionisation-mass spectrometry based method for the simultaneous determination of algal and cyanobacterial toxins in phytoplankton from marine waters and lakes followed by tentative structural elucidation of microcystins, *Journal of Chromatography A*, **994**: 45–57.

Dawson R.M., 1998, Toxicology of microcystins. *Toxicon* 1998; **7**: 953–62.

Desikachary, T.V., 1959, *Cyanophyta*, Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.

Dittmann, E., Neilan, B.A., Erhard, M., von Döhren, H., Börner, T., 1997, Insertional mutagenesis of a peptide synthetase gene that is responsible for hepatotoxin production in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Mol Microbiol.* **26**: 779-87.

DSİ, 2008, Tahtalı Barajı İşletme ve Bakım Yönergesi, DSİ II. Bölge Müdürlüğü, İzmir.

Eat on Algae Network, 1999, Super Blue Green® Algae Your Cell Tech Connection. [wysiwyg:// 4http://www.eatonalgae.com].

Eriksson, J.E., Grönberg, L., Nygård, S., Slotte, J.P., Meriluoto, J.A.O., 1990, Hepatocellular uptake of 3H-dihydroMCLR, a cyclic peptide toxin, *Biochim Biophys Acta*. **1025**:60–66.

Eriksson, J.E., Hägerstrand, H., Isomaa, B., 1987, Cell selective cytotoxicity of a peptide toxin isolated from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Biochim Biophys Acta*. **930**: 304- 10.

- Eriksson, J.E., Meriluoto, J.A., Lindholm, T.,** 1989, Accumulation of peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anadonta cygnea*. *Hydrobiologia*, **183**, 211-216.
- Falconer, I.R. and Humpage, A.R.,** 1996, Tumour promotion by cyanobacterial toxins, *Phycologia*, **35**(6 supplement), 74-79.
- Falconer, I.R.,** 1994, Health problems from exposure to cyanobacteria and proposed guidelines for drinking and recreational water, Detection methods for Cyanobacterial Toxins, G.A. Codd, T.M. Jefferies, C.W. Keevil and E. Potter [Eds], Royal Society of Chemistry, Cambridge, 3-10.
- Falconer, I.R., Yeung, D.S.K.,** 1992, Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by *Microcystis* spp. toxins and their relation to hyperphosphorylation of cell proteins. *Chem Biol Interact.* **81**: 181-96.
- Fawell, J.K., James, C.P. and James, H.A.,** 1994, Toxins from Blue-Green Algae: Toxicological Assessment of Microcystin-LR and a Method for its Determination in Water, Water Research Centre, Medmenham, UK, 1-46.
- Fay, P. and Van Baalen, C. [Eds],** 1987, The Cyanobacteria, Elsevier, Amsterdam, 534 pp.
- Fay, P.,** 1965, Heterotrophy and nitrogen fixation in *Chlorogloea fritschii*, *J. Gen. Microbiol.* **39**, 11-20, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I. Chorus and J. Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Francis, G.,** 1878, Poisonous Australian lake, 11-12, Recreational Exposure to Freshwater Cyanobacteria: Epidemiology, Dermal Toxicity and Biological Activity of Cyanobacterial Lipopolysaccharides, I. Stewart, University of Queensland, 418 p.
- Fritsch, F.E.,** 1945, The Structure and Reproduction of the Algae, Cambridge, 1-939.
- Fujiki, H., Suganuma, M., Suguri, H., Yoshizawa, S., Takagi, K., Nakayasu, M., Ojika, M., Yamada, K., Yasumoto, T., Moore, R.E. and Sugimura, T.,** 1990, New tumor promoters from marine natural products. In: S. Hall and G. Strichartz [Eds] *Marine Toxins, Origin, Structure and Molecular Pharmacology*, Vol. 418, American Chemical Society, Washington D.C., 232-240.

- Gaete, V., Canelo, E., Lagos, N., and Zambrano, F.,** 1994, Inhibitory effects of *Microcystis aeruginosa* toxin on ion pumps of the gill of freshwater fish. *Toxicon.*, **82**, 121-127.
- Garcia, G.O.,** 1989, Toxicity of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* strain 7820 to trout and tilapia: a clinical and histopathological study. MSc Thesis, University of Stirling, UK.
- Gibbons, N.E. and Murray, G.E.,** 1978, Proposals concerning the higher taxa of bacteria. *Intl J Syst Bacteriol.* **28**:1-6.
- Gons, H.J.,** 1977, On the light-limited growth of *Scenedesmus protuberans* Fritsch. Thesis, University of Amsterdam, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Google Earth,** 2009, www.googleearth.com.
- Gupta, S.,** 1998, Cyanobacterial toxins, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Gündüz, O.,** 2007, Tahtalı Barajı ve Havzası, [http://kisi.deu.edu.tr/orhan.gunduz/turkce/dersler/tbt101_odev1.pdf].
- Harada, K-I., Tsuji, K, Watanabe, M.F.,** 1996, Stability of microcystins from cyanobacteria - III. Effect of pH and temperature. *Phycologia*, **35**(6 Supplement), 83-88.
- Hauman, J.H.,** 1982, *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystins in drinking water, P.J.Oberholster, A.M.Botha, J.U.Grobbelaar (Eds), *African Journal of Biotechnology*, Vol. 3 (3), pp. 159-168.
- Health Canada,** 1999, Information: Blue-green Algae, [<http://www.hc-sc.gc.ca/english/archives/warnings/9969ebk.htm>].
- Herry, S.E., Fathalli, A., Rejeb, A.J.B., Bouai"cha, N.,** 2007, Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* spp. and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia, *Science Direct*, Vol:**42(2008)**:1263-1273.
- Hobson, P., Burch, M., Pilotto, L., Ranmuthugala, G., Weightman, W. And Attewell, R.,** 2006, Acute Skin Irritant Effects of Blue-Green Algae in Healthy Volunteers, Australian Water Quality Centre NCEPH (Australian National University), 53 p.

- Hoeger, S.J., Dietrich, D.R., Hitzfeld, B.C.,** 2002, Effect of ozonation on the removal of cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environ. Health Perspect.* **110**: 1127-1132.
- Hoogenhout, H. and Ames, J.,** 1965, Growth rates of photosynthetic microorganisms in laboratory cultures. *Arch. Microbiol.*, **50**, 10-15, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Hooser, S.B., Beasley, V.R., Lovell, R.A., Carmichael, W.W., Haschek, W.M.,** 1989, Toxicity of microcystin LR, a cyclic heptapeptide hepatotoxin from *Microcystis aeruginosa*, to rats and mice. *Vet Pathol.* **26(3)**:246-52.
- Hooser SB, Beasley VR, Waite LL, Kuhlenschmidt MS, Carmichael WW, Haschek WM.,** 1991b, Actin filament alterations in rat hepatocytes induced in vivo and in vitro by microcystin-LR, a hepatotoxin from the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Vet Pathol.* **28(4)**:259-66.
- Hooser, S.B., Kuhlenschmidt, M.S., Dahlem, A.M., Beasley, V.R., Carmichael, W.W., Haschek, W.M.,** 1991a, Uptake and subcellular localization of tritiated dihydro-MCLR in rat liver. *Toxicol.* **29(6)**:589-601.
- Hooser, S.B., Beasley, V.R., Basgall, E.J., Carmichael, W.W. and Haschek, W.M.,** 1990, Microcystin-LR-induced ultrastructural changes in rats. *Vet. Pathol.*, **27(1)**, 9-15.
- Humpage, A.R., Hardy, S.J., Moore, E.J., Froscio, S.M., Falconer. I.R.,** 2000, Microcystins (cyanobacterial toxins) in drinking water enhance the growth of aberrant crypt foci in the mouse colon, *J Toxicol Environ Health A.* **61(3)**:155-65.
- Ito, E., Kondo, F., Terao, K., Harada, K.,** 1997, Neoplastic nodular formation in mouse liver induced by repeated intraperitoneal injections of MCLR. *Toxicol.* **35(9)**:1453-7.
- Ito, E., Kondo, F., Harada, K.,** 2000, First report on the distribution of orally administered MCLR in mouse tissue using immunostaining method. *Toxicol.* **38**:37-48.
- Izydorczyk, K., Jurczak, T., Wojtal-Frankiewicz, A., Skowron, A., Mankiewicz-boczek J., Tarczyńska, M.,** 2008, Influence of abiotic and biotic factors on microcystin content in *Microcystis aeruginosa*

- cells in a eutrophic temperate reservoir, *Journal of Plankton Research*, **30(4)**:393-400.
- İZSU**, 2002, Tahtalı Su Alma Yapısı, Pompa İstasyonu Arıtma Tesisi ve İsale Hattı Sistemi, [<http://www.izsu.gov.tr/indextr.htm>].
- Jochimsen, E.M., Carmichael, W.W., An, J.S., Cardo, D.M., Cookson, S.T., Holmes, C.E., Antunes, M.B., de Melo Filho, D.A., Lyra, T.M., Barreto, V.S., Azevedo, S.M., Jarvis, W.R.**, 1998, Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil, *N Engl J Med*. 338:873-78.
- Jones, G.J. and Orr, P.T.**, 1994, Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.*, **28**, 871-876.
- Jones, G.J.**, 1990, Biodegradation and removal of cyanobacterial toxins in natural waters. Proc. Sydney Water Board Blue-Green Algae Seminar, pp. 33-36, Sydney, November 21 and 22.
- Jones, G.J., Falconer, I.F. and Wilkins, R.M.**, 1995, Persistence of cyclic peptide toxins in dried cyanobacterial crusts from Lake Mokoan, Australia. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, **10**, 19-24.
- Källqvist, T.**, 1981, Hydroecological field experiment 1981, Incubation of Natural Phytoplankton in Lake Gjersjøen. Norwegian Institute for Water Research, F-80402, Oslo, 21 pp.
- Kerr, T., Jones, G.J. and Negri, A.**, 1995, Hydroxy fatty acid analysis of lipopolysaccharides in cyanobacteria. CSIRO Division of Water Resources, Australia, Summer Studentship report, 73 pp.
- Kiviranta, J., Sivonen, K., Niemela, S.I.**, 1991, Detection and toxicity of cyanobacteria by *Artemia salina* bioassay. *Environ Toxicol Water Qual.* **6**: 423-26.
- Kotak, B.G., Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Hrudey, S.E.**, 2000, Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes, 1584-1593, M.Albay, A.Matthiensen, G.A.Codd (Eds.), Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.

- Kouzmanov, A.**, 2001, personal communication from Dr David Stirling and Dr Penny Truman, Biotoxin Research Scientists, ESR, Kenepuru Science Centre.
- Kurmayer, R., Christiansen, G., Chorus, I.**, 2003, The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in *Microcystis* sp. and determines its microcystin net production in lake Wannsee, 787–795, M.Albay, A.Matthiensen, G.A.Codd (Eds.), Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.
- Lahti, K., Niemi, M. R., Rapala J. and Sivonen, K.**, 1997a, Biodegradation of cyanobacterial hepatotoxins - characterization of toxin degrading bacteria. Proceedings of the VII International Conference on Harmful Algae.
- Lam, A.K.Y., Fedorak, P.M. and Prepas, E.E.**, 1995, Biotransformation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR, as determined by HPLC and protein phosphatase bioassay. *Environ. Sci. Technol.*, **29**(1), 242-246.
- Lambert, T.W., Holmes, C.F.B., Hrudey, S.E.**, 1996, Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment, *Water Res.* **30**: 1411-1422.
- Lawton, L.A., Edwards, C., Codd, G.A.**, 1994, Extraction and high-performance liquid chromatographic method for the determination of microcystins in raw and treated waters. *Analyst* **119**:1525–1530.
- Lehtimäki, J., Moisander, P., Sivonen, K., and Kononen, K.** 1997, Growth, Nitrogen Fixation, and Nodularin Production by Two Baltic Sea Cyanobacteria. *Appl Environ Microbiol* **63**: 1647-1656.
- Liu, Y., Song, L., Li, X., Liu, T.**, 2002, The toxic effects of microcystin-LR on embryo-larval and juvenile development of loach, *Misgurnus mizolepis* Gunthe. *Toxicon*. **40**(4):395-9.
- Lorenzen, C.J.**, 1967, Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equation. *Limnol Oceanogr* **12**:343–346.
- Lukac, M., Aegerter, R.**, 1993, Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*. **31**:293-305.
- Lyck, S., Gjølme, N. and Utkilen, H.**, 1996, Iron-starvation increases toxicity of *Microcystis aeruginosa* CYA 22/1 (Chroococcales, Cyanophyceae), *Phycologia*, **35**(6 Supplement), 120-124.

- Metcalf, J.S and Codd, G.A.**, 2004, Cyanobacterial Toksins In The Water Environment, FR/R0009, U.K., 5p.
- Milutinovic, A., Zivin, M., Zorc-Pleskovic, R., Sedmak, B., Suput, D.**, 2003, Nephrotoxic effects of chronic administration of microcystins - LR and -YR. *Toxicon*. 42(3): 281-8.
- Mur, L.R., Gons, H.J, Van Lieere L.**, 1978, Competition of the green alga *Scenedesmus* and the blue-green alga *Oscillatoria* in light limited environments, *FEMS Microbiol. Letters*. **1**: 335-8, Development and Validation of Microcystin Biomarkers for Exposure Studies, Billam M. (Ed.), PhD Thesis, Graduate Faculty of Texas Tech University, 234p.
- Mynderse, J.S., Moore, R.E., Kashiwagi, M. and Norton, T.R.**, 1977, Antileukemia activity in the *Oscillatoriaceae*, isolation of debromoaplysiatoxin from *Lyngbya*. *Science*, **196**:538-540, Ecophysiology of Marine Cyanobacterial Blooms, Watkinson, A., 1999, University of Queensland, 52 p.
- Namikoshi, M., Sivonen, K., Evans, W.R., Sun, F., Carmichael, W.W. and Rinehart, K.L.**, 1992, Isolation and structures of microcystins from a cyanobacterial water bloom (Finland). *Toxicon*, **30**, 1473-1479.
- Namikoshi, M., Sun, F., Choi, B.W., Rinehart, K.L., Carmichael, W.W., Evans, W.R. and Beasley, V.R.**, 1995, Seven more microcystins from Homer lake cells: application of the general method for structure assignment of peptides containing -dehydroamino acid unit(s). *J. Org. Chem.*, **60**, 3671-3679.
- Negri, A.P. and Jones, G.J.**, 1995, Bioaccumulation of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathyria condola*. *Toxicon*, **33**(5), 667-678.
- Newman, J.R., Barret, P.R.F.**, 1993, Control of *Microcystis aeruginosa* by decomposing barley straw. *J. Acq. Plant Manage.* **31**: 203-206.
- Nishiwaki, R., Ohta, T., Sueoka, E., Suganuma, M., Harada, K., Watanabe, M.F., Fujiki, H.** 1994, Two significant aspects of microcystin LR: specific binding and liver specificity. *Cancer Lett.*, **83**(1-2), 283-289.
- Nishizawa T, Asayama M, Fujii K, Harada KI, Shirai M.**, 1999, Genetic analysis of the peptide synthetase genes for a cyclic heptapeptide microcystin in *Microcystis* sp. *J Biochem* **126**: 520-9.

- Oberholster, P.J.**, 2004, Assessing genetic diversity and identification of *Microcystis aeruginosa* strains through AFLP and PCR-RFLP analysis. M.Sc. Thesis, University of the Free State, Bloemfontein, p. 114.
- Oberemm, A., Fastner, J. and Steinberg, C.**, 1997, Effects of microcystin-LR and cyanobacterial crude extracts on embryo-larval development of zebrafish (*Danio rerio*). *Wat. Res.*, **31**(11), 2918-2921.
- Oh, H.M., Lee, S.J., Kim, J.H., Kim, H.S., Yoon, B.D.**, 2001, Seasonal variations and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea, 1484–1489, M.Albay, A.Matthiensen, G.A.Codd (Eds.), Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.
- Ohta, T., Sueoka, E., Iida, N., Komori, A., Suganuma, M., Nishiwaki, R., Tatematsu, M., Kim, S.-J., Carmichael, W.W., Fujiki, H.**, 1994, Nodularin, a potent inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A, is a new environmental carcinogen in male F344 rat liver. *Cancer Res.* **54**:6402–6406.
- Pearson, M.J., Ferguson, A.J.D., Codd, G.A., Reynolds, C.S., Fawell, J.K., Hamilton, R.M., Howard, S.R., Attwood, M.R.**, 1990, Toxic Blue-Green Algae. A report by the National Rivers Authority, Water Quality Series No. 2, London, England, 128 pp.
- Pilotto, L.S., Douglas, R.M., Burch, M.D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G.R., Robinson, P., Kirk, M., Cowie, C.T., Hardiman, S., Moore, C. and Attewell R.G.**, 1997, Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Aust. N. Zealand J. Public Health*, **21**:562-566.
- Prepas, E.E., Kotak, E.G., Campbell, L.M., Evans, J.C., Hruday, S.E. and Holmes, C.F.B.**, 1997, Accumulation and elimination of cyanobacterial hepatotoxins by the freshwater clam *Anodonta grandis simpsoniana*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **54**, 41-46.
- Puschner, B., Galey, F.D., Johnson, B., Dickie, C.W., Vondy, M., Francis, T., Holstege, D.M.**, 1998, Blue-green algae toxicosis in cattle. *J Am Vet Med Assoc.* **213**(11):1605-7.
- Råbergh, C.M.I., Bylund, G., Eriksson, J.E.**, 1991, Histopathological effect of microcystin LR a cyclic polypeptide from the

- cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquat. Tox.*, **20**:131-146.
- Rai, A.N.**, 1990, CRC Handbook of Symbiotic Cyanobacteria. CRC Press, Boca Raton, 253 pp.
- Rao, P.V., Gupta, N., Bhaskar, A.S., Jayaraj, R.**, 2002, Toxins and bioactive compounds from cyanobacteria and their implications on human health, *J. Environ. Biol.* **23**: 215–224.
- Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K. and Niemelä, S. I.**, 1994, Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in Applied Microbiol.*, **19**, 423-428.
- Rapala, J., Sivonen, K., Luukkainen, R. and Niemelä, S.I.**, 1993, Anatoxin-a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* at different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non-toxic *Anabaena* strains, a laboratory study, *J. App. Phycol.*, **5**:581-591.
- Raven, P.H., Evert, R.F. and Eichhorn, S.E.**, 1992, *Biology of Plants*. Worth Publishers, New York.
- Reynolds, C.S.**, 1984, *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Reynolds, C.S.**, 1997, *Vegetation Processes in the Pelagic. A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, D-21385 Oldendorf/Luhe, ISSN 0932-2205.
- Rinehart, K.L., Harada, K-I., Namikoshi, M., Chen, G., Harvis, C., Munro, MHG., Blunt, J.W., Mulligan, P.E., Beasley, V.R., Dahlem, A.M., Carmichael, WW.**, 1988, Nodularin, microcystin and the configuration of ADDA, *J Am Chem Soc* **110**:8557-58.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J.B., Herdman, M., Stanier R.Y.**, 1979, Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria, *Journal of General Microbiology*, **111**:1-61.
- Robarts, R.D. and Zohary, T.**, 1987, Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, **21**, 391-399.

- Rodger, H.D., Turnbull, T., Edwards, C. and Codd, G.A.,** 1994, Cyanobacterial bloom associated pathology in brown trout *Salmo trutta L.* in Loch Leven, Scotland. *J. Fish Dis.*, **17**: 177-181.
- Rothschild, L.J. and Mancinelli, R.L.,** 1990, Model of carbon fixation in microbial mats from 3,500 Myr ago to the present. *Nature* **345**, 710-712.
- Runnegar, M., Berndt, N., Kaplowitz, N.,** 1995, Microcystin uptake and inhibition of protein phosphatases: effects of chemoprotectants and self-inhibition in relation to known hepatic transporters. *Toxicol Appl Pharmacol.* **134**:264-72.
- Runnegar, M.T.C., Gerdes, R.G., Falconer, I.R.,** 1991, The uptake of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by isolated rat hepatocytes, *Toxicon* **29**: 43–51.
- Schatz, D., Keren, Y., Hadas, O., Carmeli, S., Sukenik, A., Kaplan, A.,** 2005, Ecological implications of the emergence of non-toxic subcultures from toxic *Microcystis* strains, *Environmental Microbiology* **7**:798-805.
- Schreurs, H.,** 1992, Cyanobacterial dominance, relation to eutrophication and lake morphology. Thesis, University of Amsterdam.
- Schwabe, W., Weihe, A., Börner, T., Henning, M., Kohl, J.G.,** 1988, Plasmids in toxic and non-toxic strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*, 133-137, *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystins in drinking water, P.J.Oberholster, A.M.Botha, J.U.Grobbelaar (Eds), *African Journal of Biotechnology*, Vol. 3 (3), pp. 159-168.
- Scott, W.E., Chutter, F.M.,** 1981, Introduction: Infection and predators. Wastewater for Aquaculture. Proceedings of a Workshop on Biological Production Systems and Waste Treatment, Bloemfontein, 1980, *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystins in drinking water, P.J.Oberholster, A.M.Botha, J.U.Grobbelaar, *African Journal of Biotechnology*, Vol. 3 (3), pp. 159-168.
- Sedmak, B. and Kosi, G.,** 1997, Microcystins in Slovene freshwaters (Central Europe): first report. *Nat Toxins* 1997; **5**: 64–73.
- Selçuk, P., ve Elçi, Ş.,** 2008, Arazi Kullanımının Su Kalitesine Olan Etkilerinin Tahtalı Havzası'nda İncelenmesi, Beşinci Dünya Su Forumu Bölgesel Hazırlık Süreci Türkiye Bölgesel Su Toplantıları, Havza Kirliliği Konferansı, DSİ II. Bölge Müdürlüğü, İzmir, 130 s.

- Shi, L., Carmichael, W.W., Miller, I.**, 1995, Immuno-gold localization of hepatotoxins in cyanobacterial cells, *Arch. Microbiol.* **163**: 7-15.
- Sivonen, K. and Jones, G.**, 1999, Cyanobacterial toxins, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Sivonen, K.**, 1996. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, **35**(6 Supplement), 12-24.
- Sömek, H., Ustaoglu, M. R., Yağcı, M.**, 2008, A case report: algal bloom of *Microcystis aeruginosa* in a drinking-water body , Eğirdir Lake, Turkey, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science* **8**: 177-179.
- Stewart, W.D.P.**, 1973, Nitrogen fixation by photosynthetic microorganisms. *Ann. Rev. Microbiol.*, **27**, 283-316, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Strickland, J.D.M., T.R. Parson**, 1972, A Pratical Seawater Analysis, Bulletin 167, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Sugaya, Y., Yasuno, M. and Yani, T.**, 1990. Effects of toxic *Microcystis viridis* and isolated oxins on goldfish. *Jpn J. Limnol.*, **51**(3), 149-153.
- SWCSMH**, 2007, The Blue-Green Algae (Cyanobacteria) [<http://www.chebucto.ns.ca/ccn/info/Science/SWCS/cyano.html>].
- Takenaka, S. and Watanabe, M.F.**, 1997, Microcystin-LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline phosphatase, *Chemosphere*. **34**:749-57.
- Tencalla, F.G., Dietrich, D.R. and Schlatter, C.**, 1994, Toxicity of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin to yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Aqua. Toxicol.*, **30**(3), 215-224.
- Tiffany, L.H.**, 1958, Algae, The Grass of Many Waters, 199 pp Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Tillett, D., Parker, D.L., Neilan, B.A.**, 2001, Detection of toxigenicity by a probe for the icrocystin synthetase A gene (*mcyA*) of the cyanobacterial genus *Microcystis*:comparison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (phycocyanin intergenic spacer) phylogenies, *Appl Environ Microbiol.* **67**: 2810-18.

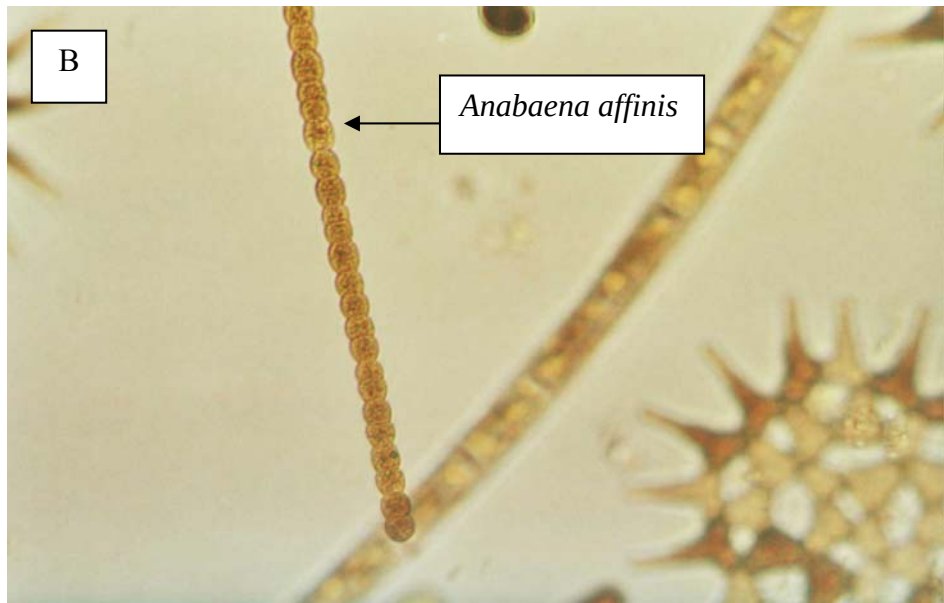
- Tisdale, J.**, 1931, Epidemic of intestinal disorders in Charleston (West Virginia) occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions, 198-200, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- Tsuji, K., Naito, S., Kondo, F., Ishikawa, N., Watanabe, M.F., Suzuki, M., Harada, K-I.**, 1993, Stability of microcystins from cyanobacteria: Effect of light on decomposition and isomerization. *Environ. Sci. Technol.* **28**, 173-177.
- Ueno Y, Nagata S, Suttajit M, Mebs D and Visconcelos V.**, 1998, Immunochemical survey of microcystins in environmental water in various countries, Mycotoxins and Phycotoxins developments in chemistry, toxicology and food safety, M.Miragala, Hvan Egmond, C.Brera and J.Gilbert (Eds.), Alaken Inc. Fort Collins, Colorado.
- Utkilen, H. and Gjølme, N.**, 1992, Toxin Production by *Microcystis aeruginosa* as a Function of Light in Continuous Cultures and Its Ecological Significance, *Appl. Envir. Microbiol.* **58**: 1321-25.
- Utkilen, H. and Gjølme, N.**, 1995, Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. *App. Environ. Microbiol.*, **61**, 797-800.
- Vakeria, D., Codd, G.A., Bell, S.G., Beattie, K.A., Priestley, I.M.**, 1985, Toxicity and extrachromosomal DNA in strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *FEMS Microbiol. Lett.* **29**: 69-72.
- Van der Westhuizen, A.J., Eloff, J.N.**, 1985, Effect of temperature and light on the toxicity and growth of blue-green alga *M. aeruginosa* (UV-006), *Planta* **163**:55-59.
- Van der Westhuizen, A.J. and Eloff, J.N.**, 1983, Effect of culture age and pH of culture medium on the growth and toxicity of the blue green alga *Microcystis aeruginosa*, *Zeit. Pflanzenphysiol.*, **110**, 157-163.
- Van Liere, L. and Walsby, A.E.**, 1982, Interactions of cyanobacteria with light. In: N.G. Carr and B.A. Whitton [Eds] *The Biology of the Cyanobacteria*. Blackwell Science Publications, Oxford, 9-45.
- Van Liere, L., Mur, L.R., Gibson, C.E. and Herdman, M.**, 1979, Growth and physiology of *Oscillatoria agardhii* and some related species, a survey. *Dev. Hydrobiol.*, **2**, 67-77, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.

- Vezie, C., Rapala, J., Vaitomaa, S.J., Sivonen, K.,** 2002, Effects of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and non-toxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations, 443–454, M.Albay, A.Matthiensen, G.A.Codd (Eds.), Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.
- Verhoeven, R.L., Eloff, J.N.,** 1979, Effect of lethal concentrations of copper on the ultrastructure and growth of *Microcystis*, 161-162, *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystins in drinking water, P.J.Oberholster, A.M.Botha, J.U.Grobbelaar (Eds.), *African Journal of Biotechnology*, Vol. 3 (3), pp. 159-168.
- Vezie C, Brient L, Sivonen K, Bertru G, Lefeuvre JC, Salkinoja-Salonen M.,** 1998, Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Grand-Lieu lake (France). *Microbiol Ecol.* **35**: 126-35.
- Walsby, A.E.,** 1981, Cyanobacteria: planktonic gas-vacuolated forms, The Prokaryotes, M.Star, H.Stolp, A.Balows and H.G.Schlegel [Eds] Springer Verlag, New York, 224-235.
- Walsby, A.E.,** 1987, Mechanisms of buoyancy regulation by planktonic cyanobacteria with gas vesicles, The Cyanobacteria, P.Fay and C.Van Baalen [Eds], Elsevier, Amsterdam, 377-414.
- Watanabe, M. F.,** 1996, Production of Microcystins, Toxic *Microcystis*, M.F.Watanabe, H.Harada, W.W.Carmichael and H.Fujiki, [Eds], CRC Press, London, 262 pp.
- Watanabe, M.F., Park, H-D., Kondo, F., Harada, K-I., Hayashi, H. and Okino, T.,** 1997, Identification and estimation of microcystins in freshwater mussels, *Nat. Toxins*, **5**: 31-35.
- Weckesser, J. and Drews, G.,** 1979, Lipopolysaccharides of photosynthetic prokaryotes, *Ann. Rev. Microbiol.*, **33**: 215-239.
- Welker, M., Von Dohren, H., Tauscher, H., Steinberg, C.E.W., Erhard, M.,** 2003, Toxic *Microcystis* in shallow lake Muggelsee (Germany) - dynamics, distribution, diversity. *Arch Hydrobiol.* **157**: 227-48.
- Welker, M. and Steinberg, C.E.W.,** 1998, Indirect photolysis of cyanotoxins: one possible mechanism of their low persistence. *Wat. Res.*

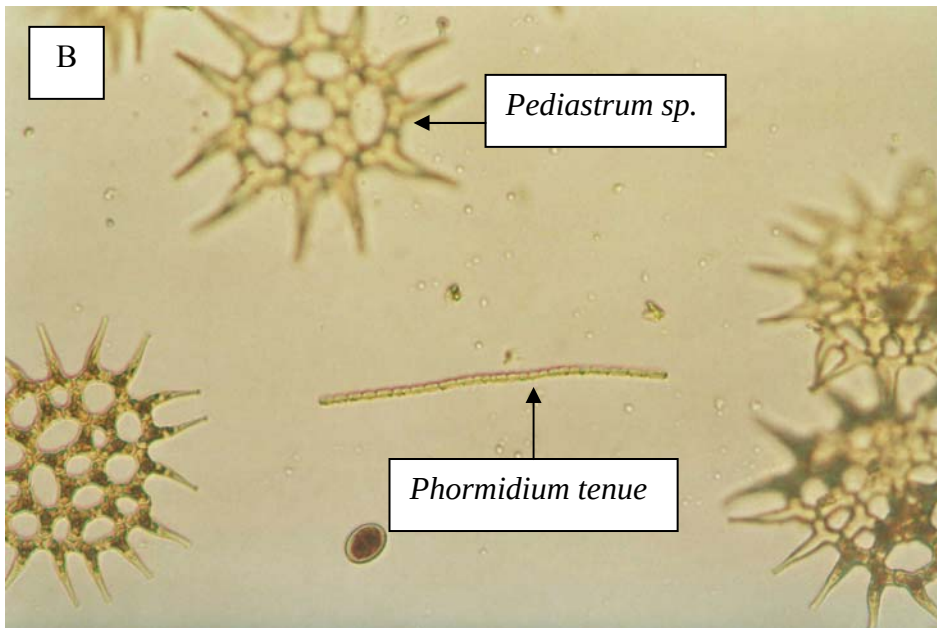
- White, S.H., Fabbro, L.D., Duivenvoorden, L.J.,** 2003, Changes in cyanoprokaryote populations, *Microcystis* morphology, and microcystin concentrations in lake Elphinstone (Central Queensland, Australia), 403–412, M.Albay, A.Matthiensen, G.A.Codd (Eds.), Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ. Toxicol.*, **20**: 277-284.
- Whitford, L. A. and Schumacher, G.J.,** 1973, A manual of freshwater algae, Sparks Press, Raleigh, NC.
- WHO,** 2004, Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd ed., World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Wilhelm, S.W. and Trick, C.G.,** 1994, Iron-limited growth of cyanobacteria: Multiple siderophore production is a common response. *Limnology & Oceanography* **8**, pp.
- Williams, D.E., Craig, M., Dawe, S.C., Kent, M.C., Holmes, C.F.B. and Anderson, R.J.,** 1997, Evidence for a covalently bound form of microcystin-LR in salmon larvae and dungeness crab larvae. *Chem. Res. Toxicol.*, **10**, 463-469.
- Winner, M.,** 1997, Perfect food or pond scum? [<http://lumberjack.humboldt.edu>].
- Yoshida, T., Makita, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Yoshida, F., Sekijima, M., Tamura, S.-I. and Ueno, Y.,** 1997, Acute oral toxicity of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in mice, *Nat. Toxins*, **5**: 91-95.
- Zilberg B.,** 1966, Gastroenteritis in Salisbury European children – a five year study, 164-68, Guidelines for Drinking Water Quality, World Health Organization, I.Chorus and J.Bartram (Eds.), 3rd ed., Geneva, Switzerland.

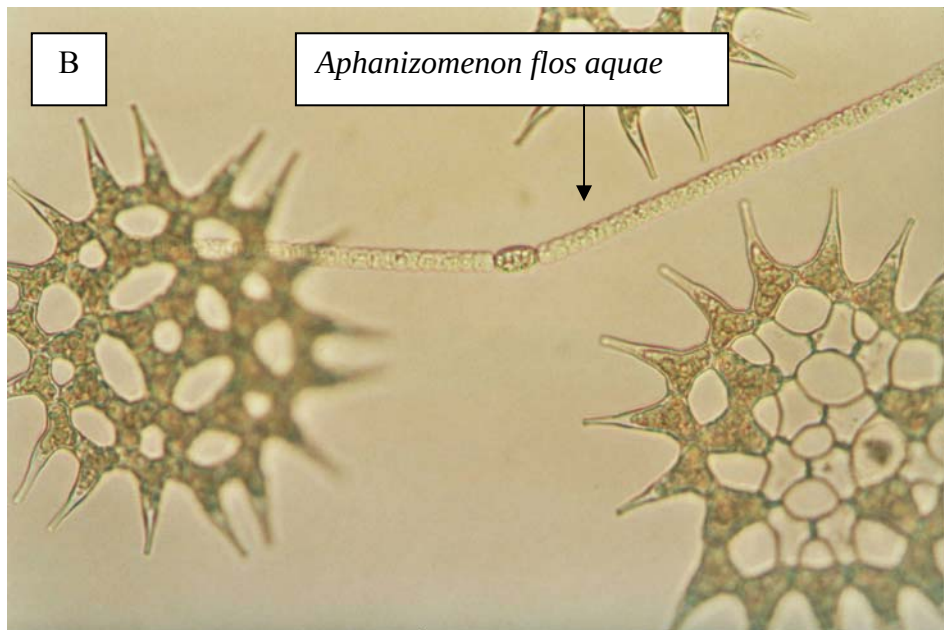
EKLER

EK-1: *Anabaena affinis* (A,B) (MB:150x, 600x)

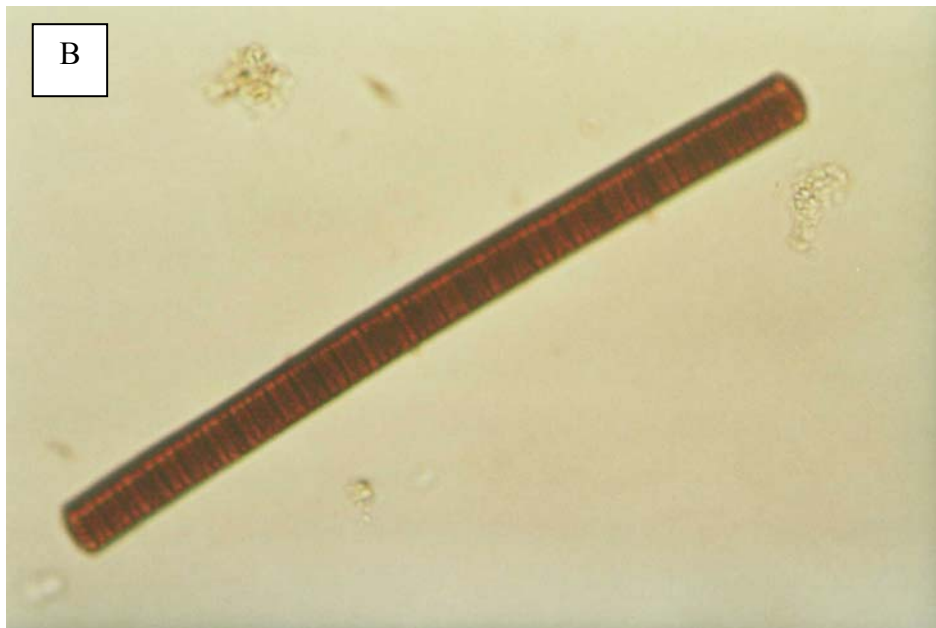


EK-2: *Phormidium tenue* (A, B) (MB: 300x)

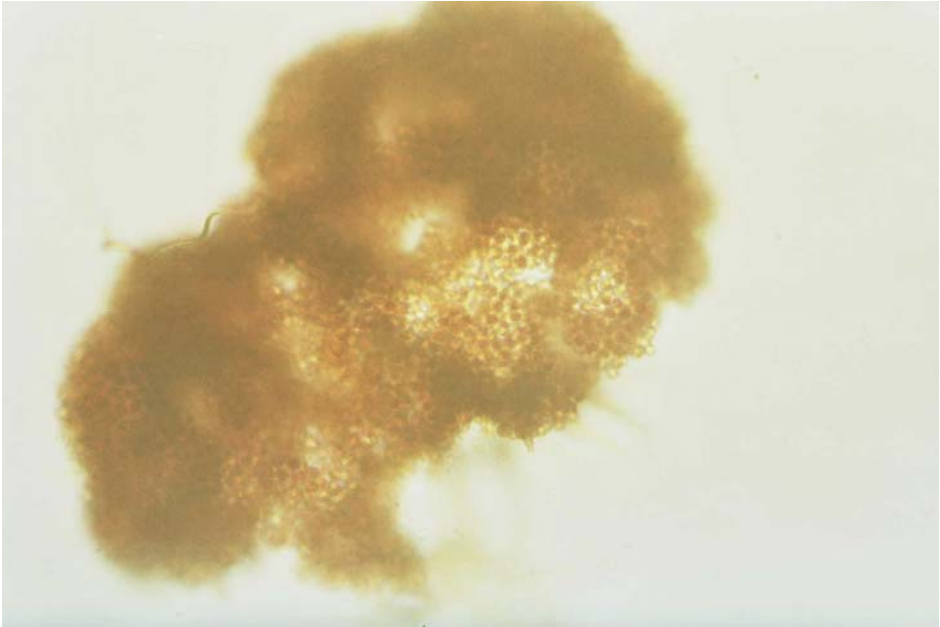


EK-3: *Aphanizomenon flos aquae* (A, B) (MB: 600x)

EK-4: *Oscillatoria* sp. (A, B) (MB: 150x, 600x)



EK-5: *Microcystis aeruginosa* (MB: 300x)



EK-6: *Dinobryon* sp. (MB: 600x)



ÖZGEÇMİŞ

1976 yılında Artvin’de doğdu. İlkokul, ortaokul ve lise öğrenimini Artvin’de tamamladı. 1994 yılında Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi’ni kazandı. Aynı yıl içerisinde Bursa Karacabey Devlet Hastanesi’ne hemşire olarak atandı. 1996 yılında İzmir Urla Devlet Hastanesi’ne atanarak görevine 2000 yılına kadar burada devam etti. 1998 yılında lisans öğrenimini tamamladı ve aynı yıl E.Ü. Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler Anabilim Dalında yüksek lisansa başladı. 2000 yılında İzmir Bölge Hıfzısıhha Enstitüsüne atanarak Parazitoloji Laboratuvarında çalışmaya başladı. 2001’de yüksek lisansı tamamlayıp 2003 yılında E.Ü. Su Ürünleri Fakültesi Yetiştiricilik Anabilim Dalında doktora başladı. 2005 yılında Bornova Veteriner Kontrol ve Araştırma Enstitüsüne Su Ürünleri Mühendisi olarak atandı. Halen bu enstitüde, Toksikoloji Laboratuvarında görev yapmaktadır.