

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BIYOLOJİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

727474

EYMİR GÖLÜ'NDE BIYOMANİPULASYON UYGULAMASININ FİZİKSEL,
KİMYASAL VE BİYOLOJİK PARAMETRELERLE TAKİBİ


TC YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

ÖZLEM İNCE

127474

ŞUBAT 2002

Fen Bilimler Enstitü Müdürünün onayı.



Doç. Dr. M. Yakup ARICA
Enstitü Müdürü

Bu tezin Yüksek Lisans tezi olarak Biyoloji Anabilim Dalı standartlarına uygun olduğunu onaylarım.



Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK
Anabilim Dalı Başkanı

Bu tezi okuduğumuzu ve Yüksek Lisans tezi olarak bütün gerekliliklerini yerine getirdiğini onaylarız.

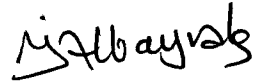

Yrd. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN
Danışman

Jüri Üyeleri

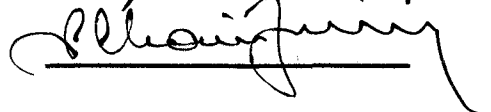
Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK

Doç. Dr. M. Yakup ARICA

Yrd. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN







**TC YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
BOKÜ MANTASYON MERKEZİ**

ÖZET

EYMİR GÖLÜ'NDE BİYOMANİPULASYON UYGULAMASININ FİZİKSEL, KİMYASAL VE BİYOLOJİK PARAMETRELERLE TAKİBİ

İNCE, Özlem

Kırıkkale Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi

Danışman : Yrd. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Ortak Danışman : Doç. Dr. Meryem Beklioğlu

Şubat 2002, 76 sayfa

Bu çalışmada, Ankara'nın 20 km güneyinde yer alan Eymir Gölü'nde, Ağustos 1998 tarihinde başlatılan biyomanipulasyon çalışmasının sonuçları değerlendirilmiştir. Uzun süre yüksek miktarda dış kaynaklı besin tuzu yüklemesine maruz kalan Eymir Gölü, yoğun fitoplankton biyokütlesiyle bulanık su konumunun gözlendiği ötrofik bir göl haline gelmiştir. 1994 yılında yüklerin önemli bir kısmı uzaklaştırılmış olmasına rağmen, halen devam eden yükleme, iyileşmeyi engellemiştir. Yaptığımız çalışmada, gölde besin zincirinde yukarıdan aşağıya olan kontrolün, planktivor balık uzaklaştırılması suretiyle etkin hale getirilmesi amaçlanmıştır. Bu uygulamanın sonucu olarak gölün bitkice zengin berrak su konumuna geçmesi öngörülmüştür.

Çalışma süresince gölün girdilerinde, çıktısında ve göliçi istasyonunda yapılan örneklemelemlerle, fiziksel ve kimyasal değişkenler analiz edilmiş, fitoplankton ve zooplankton populasyonlarındaki değişimler belirlenmiştir. Makrofit yayılışı, yavru ve ergin balık stok tayinlerinin de yapıldığı çalışmada elde edilen veriler doğrultusunda, gölde biyomanipulasyon sonrası iyileşmenin göstergesi olarak ortalama klorofil-a miktarında düşüşler, sualtı bitki yayılışında, zooplankton, (özellikle *Daphnia* sp.) miktarında ve ortalama Secchi derinliğinde artışlar olduğu tespit edilmiş, bitki yayılışı haricindeki diğer değişkenlerdeki değişimler istatistiki olarak da önemli bulunmuştur. Toplam fosfor (TP) ve çözünebilir reaktif fosfor (SRP) konsantrasyonlarında ise beklenenin aksine belirgin artışlar saptanmıştır.

Biyomanipulasyonu takip eden yılda bitki yayılışının yeterli düzeye ulaşmaması ve klorofil-a konsantrasyonları ile *Daphnia* sp. yoğunluğundaki düzensiz iniş çıkışlar, göldeki iyileşmenin yavaş olduğuna işaret etmiştir. Bunun, gölden uzaklaştırılan balık miktarının yetersiz olması ve biyomanipulasyon sonrasında yeni yıl genç balık bireylerinin artmasından kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. Ayrıca, göle halen yüksek miktarlarda giren dış kaynaklı yüklerin besin zincirinde aşağıdan yukarıya olan etkisinin, yapılmak istenen değişikliklerin (yukarıdan aşağıya kontrolün) yavaşlamasında önemli rol oynadığı saptanmıştır. Bu çalışmayla elde edilen sonuçlar itibariyle, gölde alınması gereken ilave önlemlerin tartışması yapılmıştır.

Anahtar Kelimeler : Eymir Gölü, Ötrofikasyon, Biyomanipulasyon, Besin Tuzları, Fitoplankton, Zooplankton, Planktivor Balık, Sualtı bitkileri

ABSTRACT

ASSESSING THE OUTCOMES OF BIOMANIPULATION IN LAKE EYMİR USING PHYSICAL, CHEMICAL AND BIOLOGICAL PARAMETERS

İNCE, Özlem

Kırıkkale University

The Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Biology, M. Sc. Thesis

Supervisor : Asst. Prof. Dr. İlhami TÜZÜN

Co-Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Meryem BEKLİOĞLU

February 2002, 76 sayfa

In this study, the results of biomanipulation application that was started in August 1998 in Lake Eymir (located in 20 km south of Ankara) are discussed. Lake Eymir, which has been loaded by sewage effluent for a long time, turned out to be a turbid, eutrophic lake with a very high phytoplankton biomass. Although a big mass of effluent had been diverted in 1994, prevailing load has been providing enough of nutrients to impede improvement. In this study, by reduction in planktivorous fish stock, it was aimed to give an impulse to activate top-down control forces in food chain. Cascading effect was then assumed to lead to a macrophyte dominated clear water state.

Through the study period, inflows, outflow and in-lake station were sampled to determine changes in physical and chemical parameters as well as in phytoplankton and zooplankton populations. According to the data obtained in this study in which, macrophyte coverage, juvenile and adult fish stock estimations were also made, recorded reduction in mean chlorophyll-*a* concentrations and increases in submerged plant coverage, zooplankton (especially *Daphnia* sp.) density, and mean Secchi depth values were the signs of improvement after biomanipulation. Except for the plant coverage, all the changes mentioned were determined to be statistically significant. Moreover, significant and unexpected increases in total phosphorus (TP) and soluble reactive phosphorus (SRP) concentrations were recorded in the period after biomanipulation.

In addition to the insufficient macrophyte growth represented by the low coverage, observed fluctuations in chlorophyll-*a* concentrations and *Daphnia* sp. density in the year following biomanipulation were the signs for the delayed improvement in the lake. Insufficient reduction in fish stock and increases in young of the year fish biomass were concluded to be the main reason for this delay. Bottom-up impact via nutrients still entering the lake in very high amounts were also found to be a key factor in slowing down the expected efficiency of top-down control forces. According to the results obtained in this study, additional measures to be taken were discussed.

Keywords: Lake Eymir, Eutrophication, Biomanipulation, Nutrients, Phytoplankton, Zooplankton, Planktivorous Fish, Submerged plants

TEŞEKKÜR

Bu projeyi finanse eden Orta Doğu Teknik Üniversitesi Rektörlüğü'ne teşekkür ederim. Danışmanım Yrd.Doç.Dr. İlhami Tüzün'e özellikle verilerin değerlendirilmesi ve yazım aşamasında detaycılığım karşı gösterdiği sonsuz sabır ve anlayışı, önerileri, hiçbir konuda esirgemediği yardımları, desteği ve gerçek dostluğu için teşekkür ederim. Ortak danışmanım Doç.Dr. Meryem Beklioğlu'na projenin uygulama aşamasındaki desteğinden dolayı teşekkür ederim. Projenin yürütülebilmesi ve araç temini konusundaki yardımlarından dolayı Prof.Dr. Mehmet Çalışkan'a, tez aşamasındaki yardımları ve desteği için Doç.Dr. Yakup Arıca'ya teşekkür ederim. Balık yoğunluk tespit çalışması için DSİ Su Ürünleri Baş Müdürlüğü'nden Sezgin Büyükkuşoğlu, İlhan Güven ve Ahmet Kaya'ya, EİEİ'nden çalışmalarını bizimle paylaşan İsmail Küçük'e teşekkür ederim. ODTÜ Yapı İşleri Müdürü İmdat Bey'e, Eymir Gölü'nden Devlet Bey, Ahmet Bey, Kazım Bey ve gece gündüz demeksizin, yardımları ve her zaman hazır bulunan sıcak çaylarıyla bize dostluklarını sunan tüm Eymir Gölü çalışanlarına teşekkür ederim.

Analizler ve örneklemeler konusundaki yardımları için laboratuvar arkadaşlarım Can Ozan Tan, Çağrı Muluk, Levent Burnak ve Murat Kılıcı'ya, bitki haritası için sıcağa rağmen yardıma geldikleri için Pınar Tektaş'a ve Aslı'ya çok teşekkür ederim. Kırıkkale Üniversitesi Biyoloji Bölümü

elemanlarına çalışmalarım sırasındaki hoşgörülerinden ve yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

İşler ters gittiğinde ve her zaman inatla beni güldürmeyi başaran, her türlü yardımına koşan arkadaşım Ali Akın Akyol'a, görüşemesek de mesaj yoluyla manevi desteğini ve önerilerini eksik etmeyen arkadaşım Emel Şahan'a ve diğer arkadaşlarıma ayrıca teşekkür ederim. Hiçbir zaman hiçbir fedakarlıktan kaçınmayan aileme; kekleri ve börekleriyle manevi desteğini her zaman yanımda ve midemde hissettiğim anneme ve beni gelip aldığı için geç saatlere kadar laboratuvarında çalışabilmeyi borçlu olduğum, her daim güvenini hissettiren babama ve her zaman en iyi dostum olan biricik ablama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Anneme, Babama ve Ablam Melteme



İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	v
İTHAF	vii
İÇİNDEKİLER	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
KISALTMALAR	xiv
1. GİRİŞ	1
1.1. Ötrofikasyonun Tanımı	1
1.2. Fitoplankton	3
1.3. Zooplankton	4
1.4. Balık	5
1.5. Makrofitler	6
1.6. Biyomanipulasyon	7
1.7. Çalışmanın Amacı	9
2. MATERYAL VE YÖNTEM	11
2.1. Çalışma Alanı	11

2.2. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler	11
2.3. Klorofil-a	14
2.4. Zooplankton	15
2.5. Fitoplankton	15
2.6. Balık	16
2.7. Sualtı ve Suüstü Bitkileri	17
2.8. Sukuşları	17
2.9. İstatistiki Analizler	18
3. ARAŞTIRMA BULGULARI	19
3.1. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler	19
3.2. Zooplankton	28
3.3. Fitoplankton	31
3.4. Sualtı ve Suüstü Bitkileri	37
3.5. Balık	37
3.6. Sukuşları	41
4. TARTIŞMA VE SONUÇ	42
4.1. Besin Tuzları	42
4.2. Işık Geçirgenliği, <i>Daphnia</i> sp. ve Sualtı Bitki Yoğunluğu	46
4.3. Yavru Balıkların Etkisi	49
4.4. Besin Tuzu–Fitoplankton Kompozisyonu–Zooplankton İlişkisi	50

4.5. Zooplankton Komunitesi	53
4.6. Sonuç ve Öneriler	54
KAYNAKLAR	56
EK-1	72
EK-2	74



ÇİZELGELER DİZİNİ

ÇİZELGE

2.1. Eymir Gölü'nün coğrafi özellikleri	12
3.1. Çeşitli değişkenlerin biyomanipulasyon öncesi (B.Ö.) ve sonrası (B.S.) ortalama değerleri ve standart hataları ile iki dönem arasındaki farklılığın tek yönlü ANOVA testiyle karşılaştırma sonuçları	25
3.2. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon A) sonrası ve B) öncesi değişkenler arasındaki korelasyon değerleri	26
3.3. 1994 yılındaki besin tuzu uzaklaştırması öncesi (U.Ö.), biyomanipulasyon öncesi (B.Ö.) ve sonrasındaki (B.S.) besin tuzu konsantrasyonları ve sualtı bitkilerinin kapladığı alan yüzdeleri	27

ŞEKİLLER DİZİNİ

ŞEKİL

2.1. Eymir Gölü'nde örnekleme istasyonları	13
3.1. Eymir Gölü'nde Mart 1997 ve Aralık 1999 tarihleri arasındaki a) Çözünmüş oksijen konsantrasyonları (mg/l) ve b) Sıcaklık (°C) verilerinin derinliğe bağlı değişim grafikleri	20
3.2. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında a) Klorofil-a – Secchi derinliği, b) <i>Daphnia pulex</i> yoğunluğu – ortalama boy uzunluğu değerleri	23
3.3. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında a) TP – SRP, b) Nitrat+nitrit – DIN, c) Silikat konsantrasyonları	24
3.4. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında a) Toplam Calanoida – Toplam Cladocera, b) Toplam Rotifera – Toplam Cyclopoida yoğunlukları	30
3.5. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında fitoplankton gruplarının aylara göre hacimsel dağılımı ve dominant türler	33
3.6. Biyomanipulasyon öncesi (1) ve sonrası (2) dönemlerde, toplam fitoplankton biyohacmindeki artışlar üzerinde grup biyohacimlerdeki artışların katkılarını ve yönünü gösteren regresyon ilişkisi grafikleri ve denklemleri	34

3.7. Eymir Gölü'nün biyomanipulasyon öncesine ait (Temmuz 1998) makrofit haritası	38
3.8. Eymir Gölü'nün biyomanipulasyon sonrasına ait (Ağustos1999) makrofit haritası	39
3.9. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında birim iş gücü ve zamanda yakalanan balık miktarı değerlerinin saplı kutu dağılımı ile karşılaştırılması	40



KISALTMALAR

P	Fosfor
N	Azot
Klo-a	Klorofil-a
TP	Toplam fosfor
SRP	Çözünebilir reaktif fosfor (İnorganik fosfor)
DIN	Çözünmüş inorganik azot
YOY	Yeni yıl yavru balıkları
TDS	Toplam çözünmüş katı madde
Abs	Absorbans

1. GİRİŞ

1.1. Ötrofikasyonun Tanımı

Son çeyrek yüzyılda sanayi devrimiyle birlikte antropojenik etkenlerin yoğun baskısı altında kalan su kitlelerinde, su kalitesinin bozulması ile ilgili problemler yaşanmaya başlanmıştır. Bu problemlerin temel sebebi, sucul ekosistemlerin evsel atıklar, tarımsal ve endüstriyel faaliyetler gibi farklı kaynaklardan gelen yüksek miktarlardaki besin tuzları ve toksik maddeler için alıcı bir ortam oluşturmalarıdır. Atıkların su kitlelerine ulaşarak problemlere neden olmaları için, doğrudan ortama bırakılmaları gerekli değildir. Yağmur suları ile yıkanma ve rüzgar erozyonu gibi doğal faktörler bu atıkları su kitlelerine ulaştırır. Doğrudan ya da dolaylı olarak sucul ortamlara ulaşan atıkların sebep olduğu en yaygın ve etkili kirlilik problemlerinden birisi "ötrofikasyon"dur⁽¹⁾. Ötrofikasyon, su kalitesinin azalması, ekosistemdeki doğal dengenin bozularak sistemin istenen kullanım amaçlarına (sulama, içme, balıkçılık, rekreasyon) hizmet edemeyecek hale gelmesi ve hatta söz konusu sucul ekosistemin uzun vadede yok olma tehlikesiyle karşı karşıya kalması gibi problemlere neden olmaktadır⁽²⁾.

Geleneksel olarak, su kitlelerinin besin tuzlarınca zenginleşmesi anlamına gelen ötrofikasyon, aslında doğal bir fenomendir. Göllerin jeolojik oluşum sürecinin başlangıcında çok az miktarda besin tuzu bulundurdukları için genellikle oligotrofik oldukları ve az miktarda canlı biyokütlesini barındırabilecekleri düşünülür. Canlıların hayatında yapısal ve fonksiyonel olarak işlev gördüğü için çok miktarda kullanılan özellikle fosfor (P) ve azot

(N), doğada çok miktarda bulunmalarına rağmen, su ortamlarında sınırlayıcı element konumundadırlar. Bunun nedeni, kayalık ve toprak yapısında mevcut olan fosforun çözünürlüğünün düşük olması, atmosferde gaz halinde bulunan azotun ise, canlı organizmaların büyük bir çoğunluğu tarafından amonyum veya nitrat iyonları formunda kullanılabilmesidir. Ancak doğal süreçte, rüzgar erozyonu ve yağmur suları ile taşınarak sucul ortamlardaki konsantrasyonları zamanla dereceli olarak artabilir. Bitki ve alglerden başlayarak canlı biyokütlesinin artışına sebep olan bu durum, su kitlesinin verimliliği artacağı için başlangıçta faydalıdır. Ancak, uzun vadede aşırı hale gelen verimlilik, su kalitesinin de bozulmasıyla sonuçlanan problemler ortaya koyar. Böylesi sulardaki aşırı biyokütle, sedimentasyonla hipolimnionda artan organik maddelerin bakteriler tarafından ayrıştırılması sırasında oksijen kullanılması nedeniyle, sonunda oksijen tükenmesine yol açabilecektir. Özellikle yaz aylarında primer üretimin maksimum olmasıyla birlikte oksijen tüketimi balık ölümlerine yol açacak en yüksek seviyesine ulaşır. Biyokütledeki artışlar ayrıca tür çeşitliliğinde azalmaya ve aralarında toksik cyanobacter türlerinin de bulunduğu alg patlamalarına yol açar⁽³⁾.

Yukarıda anlatılan süreç, aslında uzun zaman periyotları içerisinde gelişen ve endişe verici olmayan doğal ötrofikasyonu ifade etmektedir. Söz konusu su kitlesi yine doğal olarak kendi içinde bu süreci geri çevirme şansına da sahip olabilmektedir (selfpurifikasyon). Ancak, besin tuzu miktarlarındaki artış insan aktiviteleri neticesinde olduğunda gelişen "kültürel ötrofikasyon", bir kaç yıl gibi kısa bir sürede endişe verici boyutlara ulaşabilmektedir ki, son yıllarda global ölçekte bir su kalitesi problemi haline

gelen bu kirlilik çeşidinin önlenmesi, insan faaliyetlerinden kaynaklanan dış etkilerin kontrol altına alınmasıyla mümkündür⁽³⁾.

Tarımda gübre uygulamaları, evsel ve endüstriyel atıklar, deterjanlar ve toprak erozyonu gibi dış etkenler neticesinde su kitlelerinde ortaya çıkan (kültürel) ötrofikasyon, birincil üreticiler olan fitoplankton biyokütlesinin artmasına neden olarak⁽⁴⁾, ekosistemdeki besin zinciri ilişkilerini bozmaktadır. Buna ek olarak, (dengede olmayan) ekosistemdeki iç faktörler, mevcut ötrofikasyonu hızlandırıcı yönde etki etmektedirler⁽⁵⁾. Bu iç faktörlerin işlev mekanizmaları, aşağıda sırasıyla ele alınan besin zinciri halkalarıyla birlikte anlatılmaktadır.

1.2. Fitoplankton

Oligotrofik göllerde, düşük besin seviyesi nedeniyle fitoplankton büyümesi besin miktarıyla sınırlıdır. Böyle göller az miktarda fitoplankton biyokütlesini besleyebilmesine rağmen, çok sayıda farklı türü barındırmaktadır. Özellikle diatomlar ve yeşil algler bu popülasyonlara hakim olurken mavi-yeşil algler neredeyse bulunmamaktadır⁽⁶⁾.

Ötrofik göllerde ise durum, artan besin tuzu miktarlarının neden olduğu aşırı fitoplankton artışı yanında, özellikle yaz aylarında (bazı türleri toksik olan) mavi-yeşil alg ve ilkbahar aylarında da diatom patlamalarıyla karakterize edilmektedir⁽⁷⁾.

Yaz aylarında ortaya çıkan ve beraberinde su kalitesiyle ilgili diğer birçok problemi de getiren mavi-yeşil alg patlamaları ile azot-fosfor oranı

arasında çok sıkı bir ilişki vardır. Bu besin tuzlarının fitoplankton büyümesi üzerinde sınırlayıcı etkiye sahip olması, özellikle derin göllerin restorasyonunda kullanılan önemli bir teknik bilgidir. Ancak, besin tuzu konsantrasyonlarının çok yüksek olduğu göllerde, fitoplankton biyokütlesinin sıcaklık veya radyasyon tarafından sınırlandırıldığı ve böyle göllerde çok sık toplu populasyon ölümlerinin meydana geldiği kaydedilmiştir⁽⁷⁾.

1.3. Zooplankton

Zooplankton populasyonları, üzerinden beslendikleri fitoplanktonun kontrolünde belirleyici bir role sahiptirler⁽⁸⁾. Ancak, zooplankton gruplarından suyu filtre ederek beslenen cladocerler, otlayarak beslenen copepod ve rotifer gruplarına göre daha yüksek beslenme etkisine sahiptirler. Bu nedenle, cladocer türleri, özellikle iri vücut yapısına sahip *Daphnia* sp. ile su kalitesi arasında çok sıkı bir ilişki mevcuttur⁽⁹⁻¹¹⁾.

Ortamdaki besin miktarı ve kalitesi, sıcaklık, bulanıklılık gibi çevresel faktörler ve populasyondaki tür içi ve türler arası rekabet, zooplankton populasyon yapısını ortaya koyan önemli faktörlerdir. Ancak, mevcut planktivor balık populasyonunun, özellikle de yavru balıkların predasyon etkisi bu konuda çok daha belirgin bir özelliğe sahiptir⁽¹²⁻¹⁴⁾. Benzer trofik yapıya sahip karnivor balıkların dominant olduğu sistemlerle karşılaştırıldığında, planktivor balıkların dominant olduğu sistemlerde, toplam zooplankton biyokütlesinin daha düşük olduğu ve zooplankton komünitesini küçük vücut yapılı, düşük beslenme etkisine sahip copepod ve rotifer türlerinin oluşturduğu bilinmektedir⁽¹⁵⁾.

1.4. Balık

Balık populasyonlarının yapısı (biyokütle, kompozisyon ve diğer populasyon dinamikleri), farklı balık türü populasyonlarının kendi aralarındaki ve besin zincirinin daha alt basamaklarında yer alan diğer populasyonlarla (zooplankton, fitoplankton) arasındaki ilişkilerin kalitatif ve kantitatif olarak ortaya koyulabilmesi için gereklidir. Belirlenen besin zinciri ilişkileri doğrultusunda, su kitlesinin kullanım amacı veya amaçlarına hizmet edecek göliçi manipulasyonları konusunda doğru kararlar alınabilecektir⁽⁵⁾.

Balık faunasında, artan ötrofikasyona bağlı olarak, yüksek oksijen ve düşük sıcaklık gereksinimleri olan salmonid ve caregoneid türlerinden, düşük oksijen seviyelerine toleranslı percid ve cyprinid gibi ticari değeri daha az olan türlere doğru geçiş olduğu, çok sayıda araştırmada ortaya koyulmuştur^(5,16). Bu planktivor balık türlerinin, özellikle iri vücutlu zooplankton (*Daphnia* sp.) üzerindeki yoğun av baskısı, zooplanktonun fitoplankton üzerindeki etkisini azaltmakta, bu da doğrudan su kalitesine yansımaktadır⁽¹⁷⁻²⁰⁾. Otçul ve dipte yaşayan detritivor balıkların ötrofikasyonu hızlandırıcı diğer bazı etkileri de bilinmektedir. Bu balık türlerinin atıkları ile su ortamına dönen fosfor konsantrasyonları ve dipte yaşarken sedimanın tahribiyle buradan su ortamına geçen fosfor konsantrasyonlarının^(17,21-23) fitoplankton artışını desteklemesi, bu etkilerin en belirgin olanlarındandır. Bu nedenle, son yıllarda su kalitesini iyileştirmek için yapılan restorasyon çalışmaları, su kitlelerine dışarıdan olan etkilerin önlenmesine ek olarak besin zinciri ilişkilerinin biyolojik olarak manipulasyonu (biyomanipulasyon) üzerinde yoğunlaştırılmıştır^(2,24-28).

1.5. Makrofitler

Ötrofikasyonun başlangıcında artan besin tuzu miktarıyla artış gösteren fitoplankton ve makrofitler arasında, her iki grubun da primer üreticiler olması ve besin tuzlarına ve fotosentez için ışığa ihtiyaç duymaları nedeniyle bir rekabet ortaya çıktığı bilinmektedir^(29,30). Besin tuzu miktarlarının kültürel ötrofikasyon sonucu çok yüksek konsantrasyonlara ulaştığı durumlarda ise, suyun ışık geçirgenliğini (Secchi disk derinliği) azaltan fitoplankton biyokütlesi nedeniyle bitkilerin yeterli ışık alamayarak yok oldukları görülmüştür⁽³¹⁾. Bitkilerin yok olmasıyla birlikte dolaylı olarak işleyen ve suyun berrak konumunu koruması için gerekli olan bazı mekanizmaların da çalışmaz hale geldiği yapılan çalışmalarda ortaya koyulmuştur. Lammens⁽³²⁾ bitki yoğunluğunun balık kompozisyonunu belirleyen en önemli faktörlerden birisi olduğunu belirtmiştir. Bitkilerin yok olmasıyla birlikte, düşük oksijen konsantrasyonlarının yüksek oksijen gereksinimi olan ve gölde besin zincirinin en üst tabakasında yer alan karnivor balık türleri için yok olma tehlikesi anlamına gelmesi, buna iyi bir örnektir⁽³³⁾. Bu tehlikenin bir diğer nedeni de, özellikle turna gibi bazı karnivor balık türlerinin bitkilerin arasında saklanarak avlarını beklemeleridir. Bundan başka, yok olan bitkilerle birlikte, fitoplankton üzerinden beslendiği için suyun berraklığıyla birinci dereceden ilişkili olan ve gündüzleri balıkların av baskısından saklanmak için bitkileri barınak olarak kullandıkları, yapılan pek çok çalışmada ifade edilen zooplankton popülasyonları da (özellikle *Daphnia* sp. gibi iri vücutlu türler) bitkilere bağlı olarak yaşayan türlerle birlikte barınaklarını ve yaşam ortamlarını kaybetmiş olurlar^(9,34,35). Bu mekanizmalar, böylesi göllerde yapılan bazı çalışmalarda, besin tuzu konsantrasyonlarının bitki baskın temiz

su konumundaki bazı göllere benzer seviyelere düşürülmesi durumunda dahi, fitoplanktonun baskın olduğu bulanık su konumundan berrak su konumuna geçişin sağlanamamasını^(36,37) açıklar niteliktedir. Dolayısıyla, ötrofik göllerde yapılan restorasyon çalışmalarında tüm bu mekanizmaların işler hale gelmesini sağlayacak özellikle sualtı bitki büyümesi, önemli bir kriter ve su kalitesinin iyileşmesinde olumlu bir gösterge olarak görülmektedir.

1.6. Biyomanipulasyon

Yukarıda detaylı olarak anlatılan ve göllerde ötrofikasyonun tespiti için önemli görülen toplam fosfor ve azot, Secchi derinliği (ışık geçirgenliği), hipolimnetik çözünmüş oksijen miktarı, sualtı bitki yoğunluğu, fitoplankton miktarı ve bunun bir çeşit göstergesi olan klorofil-a gibi değişkenlerin belirlenmesiyle ortaya koyulan trofik yapı ve ötrofikasyon düzeyi, uygulanacak restorasyon tekniğinin belirlenmesinde oldukça önemlidir. Bu teknikler arasında hipolimniyona oksijen pompalanması, suya demir eklenerek fosforun çökeltilmesi, su seviyesinin değiştirilmesi, sedimanın dreçlenmesi, göle daha temiz bir su akışı sağlanarak besin tuzu konsantrasyonlarının düşürülmesi gibi teknikler sayılabilir⁽³⁸⁻⁴³⁾. Oksijensizleşmeye, bulanıklılığa, bataklaşmaya neden olan aşırı fitoplankton artışını önlemek üzere dış kaynaklı besin tuzu yüklerinin azaltılması suretiyle dünyanın birçok ülkesinde (Amerika, Kanada, İngiltere, Danimarka, İsviçre vb.) gerçekleştirilen restorasyon çalışmalarında, göl tabanından sediman kaynaklı besin tuzu salınımının (iç yükleme) devam etmesi, başarısızlığın

nedeni olarak gösterilmiştir⁽⁴³⁻⁴⁵⁾. İç yüklemeyi önlemek için uygulanan kimyasal metotlar da başarısızlıkla sonuçlanmıştır^(39,46).

Ötrofik göllerin restorasyonundaki bu zorluklar, besin tuzlarının azaltılması yerine ya da onunla birlikte biyolojik yöntemleri kullanmak suretiyle ekosistemi yeniden yapılandırmayı hedefleyen ve bir eko-teknolojik metot olan biyomanipulasyona olan ilgiyi artırmıştır⁽⁴⁷⁾. Biyomanipulasyon, zooplankton üzerinden beslenen (planktivor) balık yoğunluğunun azaltılması ve zooplankton biyokütlesinin artırılması (yukarıdan aşağıya kontrol) ve bunun sonucu olarak, aşırı gelişen ve ötrofikleşmenin olumsuz etkilerini ortaya çıkaran fitoplankton biyokütlelerinin kontrol altına alınmasına dayanır. Bu yöntem, ötrofikleşme ile bozulan besin zinciri ilişkilerini bütüncül yaklaşım kullanarak ve döngülere müdahale ederek çözmeye çalıştığı için birçok sığ gölde başarılı olmuştur^(12,48,49). Biyomanipulasyonla, fitoplanktonların yukarıdan aşağıya kontrol kullanılarak azaltılması, bazı göllerde göl suyu içinde bulunan besin tuzu miktarlarına göre de değişiklik (aşağıdan yukarıya olan etki) göstermektedir. Bu durum, her bir gölün kendisine özgü dinamiklerine bağlı olarak farklı davranabileceğini ve biyomanipulasyondaki başarının bu dinamiklerin bilinmesine bağlı olduğunu göstermektedir⁽⁵⁰⁾. Ancak, şu ana kadar yapılan başarılı biyomanipulasyon çalışmalarında, makrofitlerin çok büyük bir paya sahip olduğu gözlenmiştir. Bunun nedeni, makrofitlerin özellikle de sualtı bitkilerinin ötrofikleşmeye karşı tampon görevi üstlenmesidir^(9,11,21).

1.7. Çalışmanın amacı

Türkiye’de göllerin limnolojik yapıları ve sorunları ile ilgili çeşitli çalışmalar yapılmış ve yapılmaktadır. Ancak yapılan çalışmaların bir çoğunda bir tür canlı grubunun (balık, zooplankton gibi) taksonomik belirlenmesi ve mevsimsel değişiminin takibi ön planda tutulmuştur. Bu çalışmada ise, göllerin, buldukları havzalar içinde ekolojik sistemin dinamik bir parçası olarak görüldüğü bütünsel yaklaşımla, göl içinin ve havzasının fiziksel ve kimyasal özellikleri ile besin zinciri ilişkileri arasındaki etkileşimlerin, biyomanipulasyon uygulaması sonrasında nasıl bir değişim gösterdiği belirlenmeye çalışılmıştır.

Eymir Gölü’nde, Ağustos 1998’de başlatılan biyomanipulasyon uygulaması ile;

- i. Göldeki planktivor (adi sazan, *Cyprinus carpio* ve kadife, *Tinca tinca*) balık popülasyonunun büyük miktarlarda avlanarak uzaklaştırılması suretiyle, zooplanktonlar (özellikle *Daphnia* sp.) üzerindeki otlama baskısının hafifletilmesi;
 - ii. Ortamda artacak *Daphnia* sp. popülasyonunun, besin zincirinin bir alt basamağında, gölde bulanık ve oksijensiz su ortamının oluşmasından sorumlu olan fitoplanktonu azaltması;
 - iii. Fitoplanktonun azalışına paralel olarak artacak ışık geçirgenliğiyle, gölde güneş ışınlarının ulaştığı derinliklerin artması ve sualtı bitkilerinin kapladığı alanın genişlemesi,
- suretiyle, gölde bulanık su konumundan, bitkice zengin berrak su konumuna geçişin sağlanması hedeflenmiştir.

Yukarıdaki hedeflerin ne ölçüde gerçekleştirilebildiğinin ortaya konulması amacıyla yapılan incelemelerde;

- a) Biyomanipulasyon sonrasında fiziksel ve kimyasal özellikler üzerinde ortaya çıkan değişikliklerin belirlenmesi ile gölde besin tuzlarının (nutrientler) rolü ve diğer değişkenlerle olan ilişkilerinin tespit edilmesi,
 - b) Fitoplankton ve zooplankton komunitelerinde meydana gelen değişikliklerin izlenmesi,
 - c) Sualtı bitkilerinin göl alanı içerisindeki yayılış alanı ve çeşitliliğinin izlenmesi, olası değişikliklerin, ışık geçirgenliği, besin tuzları, fitoplankton ve zooplankton popülasyonlarıyla olan bağlantılarının tetkik edilmesi,
 - d) Balık popülasyonunda (özellikle yavru balık) ortaya çıkan farklılıkların takip edilerek, biyomanipulasyonun sonuçları üzerine (varsa) olumsuz etkilerinin tespiti ve ilave önlemlerin geliştirilmesi,
- planlanarak uygulanmıştır.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma alanı

Ankara il merkezinin yaklaşık 20 km güneyinde yer alan ve Orta Doğu Teknik Üniversitesi kampüs arazisi içerisinde yer alan Eymir Gölü'nün bulunduğu bölge, soğuk ve yağışlı geçen kış ayları ve sıcak ve kurak yaz aylarıyla, İç Anadolu Bölgesi'nin tipik karasal iklim özelliklerini göstermekte ve yağış rejimi açısından yarı-kurak bölge olarak tanımlanmaktadır (Çizelge 2.1.). Göl esas olarak İmrahor nehrinin yatağı olan ve 1900'lerin başlarında alüvyon birikmesi sonucu, su birikimi yoluyla oluşmuş bir aluvial baraj gölüdür. Gölün en önemli su girdisini oluşturan Eymir-anagiriş, gölün birkaç kilometre güneyinde yer alan ve aynı nehir yatağında benzer şekilde oluşan Mogan Gölü'nün çıkışından, açık bir kanal vasıtasıyla Eymir Gölü'ne ulaşan su ile beslenmektedir. Gölün diğer girdisi olan ve yaz aylarında akış görülmeyen Kışlakçı deresi ise, gölün kuzey ucuna su taşımaktadır. Gölün kuzey ucunda bir tek çıktısı bulunmaktadır. Havzada yaklaşık 2500 kişinin barındığı Türkiye Elektrik Kurumu lojmanları, Polis Akademisi ve küçük ölçekli sanayi tesisleri yer almakta ve tarımsal faaliyetler sürdürülmektedir. Göl, üniversite mensupları tarafından rekreasyonel amaçlı kullanılmaktadır.

2.2. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler

Bu çalışma, Eymir Gölü'nde Mart 1997 - Nisan 1998 tarihleri arasında yapılan izleme çalışmasının⁽⁵¹⁾ devamı olarak 16 Haziran 1998 - 12 Aralık

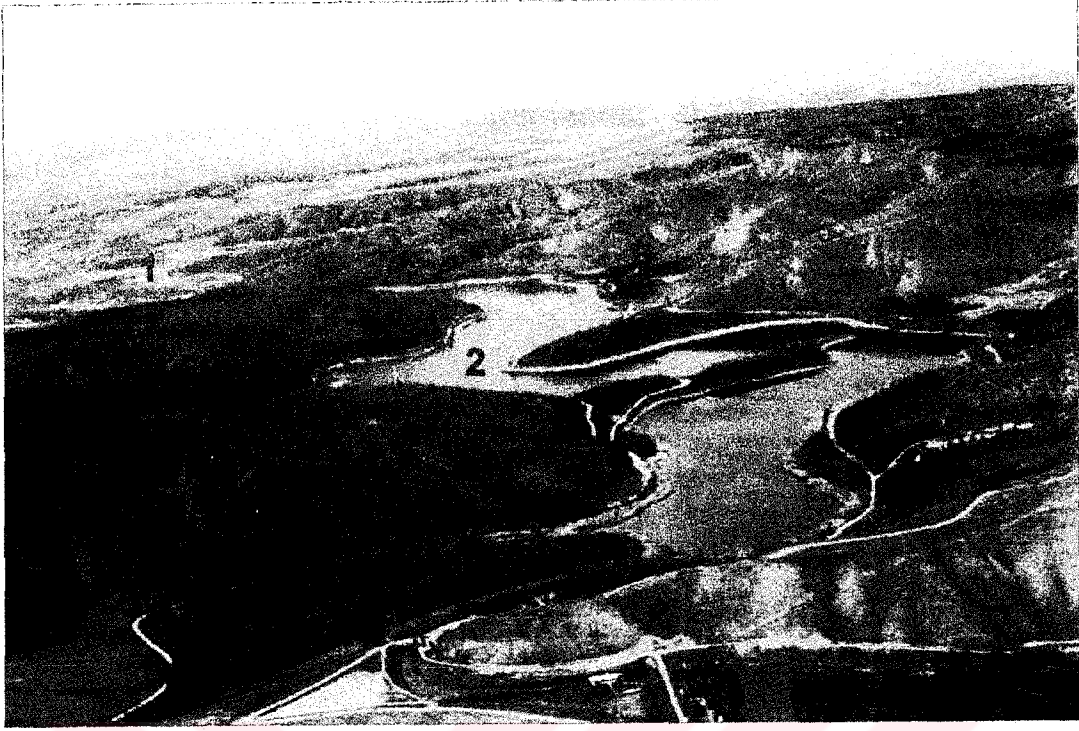
Çizelge 2.1. Eymir Gölü'nün coğrafi özellikleri⁽⁵²⁾

Rakım (m)	969
Coğrafi Koordinatlar	39° 57` K - 32° 53` D
Yüzey alanı (km ²)	1,25
Hacim (m ³)	3,88 x 10 ⁶
Uzunluk (km)	4,5
Genişlik (m)	300
Maksimum derinlik (m)	6
Ortalama derinlik (m)	3,1
Yağış alanı (km ²)	971
Yıllık ortalama yağış (mm)	373

1999 tarihleri arasında gerçekleştirildi. Elde edilen veriler, biyomanipulasyon uygulamasının sonuçlarını karşılaştırmalı olarak gösterebilmek amacıyla izleme çalışması⁽⁵³⁾ süresince toplanan verilerle birlikte bütün olarak yerildi. Sazan ve kadife balık populasyonlarının gölden uzaklaştırmasını kapsayan biyomanipulasyon uygulaması 10 Ağustos 1998'de başlatıldı. Bu çalışmanın bittiği tarihte uygulama devam ediyordu.

Veriler, önceki çalışmada kullanılan ve gölün en derin kısmında (Şekil 2.1.) bulunan göliçi istasyondan ve gölün ana girdileri ve çıktısından (Eymir-anagiriş, Kışlakçı deresi ve Eymir-çıktı), aylık ya da daha sık yapılan örneklemelemlerle elde edildi.

Su örnekleri, göliçi istasyonunda, epilimniyondan ucuna kurşun ağırlık bağlanmış hortum kullanılarak sütun şeklinde, diğer istasyonlarda ise, akışın



Şekil 2.1. Eymir Gölü'nde örnekleme istasyonları (1: Eymir-anagiriş; 2: Göliçi istasyonu; 3: Kışlakçı deresi; 4: Eymir-çıktı)

hızlı olduğu kısımlardan alındı. Bütün su örnekleri analizler tamamlanıncaya kadar asitle yıkanmış 1 litrelik Schott şişelerde 4 °C'de saklandı.

Çözünmüş oksijen ve su sıcaklıkları yüzeyden dibe kadar 0,5 m aralıklarda WTW OXI 197 oksijen metre kullanılarak ölçüldü. İletkenlik, tuzluluk ve toplam çözünmüş katı madde (TDS) miktarlarının ölçümünde ORION 115 iletkenlik/TDS metre kullanıldı. pH ölçümleri ise NEL pH 890 pH metre ile yapıldı.

Secchi derinliğinin tespitinde 20 cm çapındaki siyah-beyaz metal disk kullanıldı ve diskin gözden kaybolduğu ve yukarıya çekilirken tekrar görüldüğü derinlikler kaydedilerek, bu iki derinliğin ortalaması Secchi derinliği olarak ifade edildi.

Toplam fosfor (TP), çözünebilir reaktif fosfor (SRP) ve nitrat+nitrit ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 - \text{N}$) azotu tayinleri, sırasıyla % 3, % 3 ve % 8 kesinlik değerlerindeki Mackereth, Heron ve Talling⁽⁵⁴⁾ uyarınca yapıldı. Amonyum azotu ($\text{NH}_4 - \text{N}$) tayininde % 4 kesinlik değeri olan Chaney ve Morbach⁽⁵⁵⁾ metodu kullanıldı. Çözünmüş inorganik azot (DIN) miktarı amonyum ve nitrat+nitrit azotu değerlerinin toplamından elde edildi. Silikat ise Golterman ve diğerleri⁽⁵⁶⁾'ne göre % 1-2 kesinliğinde tayin edildi.

Filtre edilmemiş su örneklerinin kullanıldığı toplam fosfor analizi haricindeki diğer bütün analizler için kullanılan su örnekleri, Whatman GF/C filtre kağıdından süzülerek filtre edildi.

2.3. Klorofil-a

Klorofil-a tespiti için 47 mm çapındaki GF/C Whatman filtre kağıdından 300 ml su örneği süzüldü. Filtre kağıdı plastik bir kaba yerleştirilerek üzerine 10 ml % 70'lik etanol eklendi ve ağzı sıkıca kapatıldı. Işık almaması için alüminyum folyo ile sarıldı ve 2 saat çalkalandıktan sonra 4 °C'deki buzdolabında 3 saat bekletildi. Süre sonunda ekstraksiyon 10 ml'lik sentrifüj tüpüne aktarılarak 3000 rpm'de (devir/dakika), 30 dakika sentrifüj edildi. Süpernetant, 750, 663, 480, 430 ve 410 nm'de % 70'lik etanole karşı spektrometrik ölçüm yapılmak üzere 1 cm'lik küvetlere aktarıldı. 750 nm'de ölçülen değer herhangi bir kolloidal madde⁽⁵⁷⁾ etkisini ortadan kaldırmak üzere, diğer bütün ölçüm değerlerinden çıkarıldı.

Klorofil-a konsantrasyonu Talling ve Driver⁽⁵⁸⁾ uyarınca aşağıdaki Şekilde hesaplandı;

$$\text{Klorofil-a } (\mu\text{g/l}) = 11,0 * [\text{Abs (663)} - \text{Abs (750)}] * v / V$$

Burada; v, kullanılan etanolün mililitre cinsinden miktarını ve V, filtre edilen suyun litre cinsinden miktarını ifade etmektedir.

2.4. Zooplankton

Zooplankton örnekleri 45 µm göz açıklığındaki ipek plankton kepçesiyle, göliçi istasyonundan alınan su örnekleriyle aynı tarihlerde ve aynı derinliklerden alındı. Cam saklama kaplarına aktarılan örnekler hemen lugol solüsyonuyla sabitlendi. Sayım için 100 ml'lik altörnekleyiciyle örneklerin durumuna göre gerekli seyreltme yapılarak sayım çemberinde sayıldı. Stereo mikroskop altında yapılan sayımlarda, altörneklerde en sık rastlanan türden en az 100 birey sayıldı⁽⁵⁹⁾. Sayım, standart çalışmalardan faydalanılarak^(60,61), mümkün olduğunca tür düzeyinde yapılmaya çalışıldı. *Daphnia pulex* ortalama boy (gözün üst sınırından, kuyruğun başlangıcına kadar) ve yumurta sayısı tespiti için bulunduğu sürece en az 200 bireyde ölçüm yapıldı⁽⁶²⁾.

2.5. Fitoplankton

Su kimyası için göliçi istasyonundan alınan su örneklerinden 25 ml'lik saklama kaplarına alınan fitoplankton örnekleri son konsantrasyonu % 1

olacak şekilde Lugol solüsyonuyla sabitlendi⁽⁶²⁾. Inverted mikroskopta yapılan sayımlar için sedimantasyon tekniği uygulandı. Sayımda, bazı araştırmacıların⁽⁶³⁻⁶⁵⁾ kullandıkları modelde üretilmiş sayım çemberleri kullanıldı. 1,4 mm'lik çapı ve 70 mm'lik yüksekliğiyle 11 ml hacmi olan bu çemberlere 10 ml iyice karıştırılmış altörnekler koyularak Olympos IMT2 inverted mikroskopta, teşhisi yapılan türlerin büyüklüğüne göre, simetrik olarak seçilen dikine kesitlerde en az 30 komşu alan gözlenecek şekilde, 100X ila 400X arasında gerekli görülen büyütmelelerde sayım yapıldı. Tür teşhisleri Bellinger⁽⁶⁶⁾, Belcher ve Swale⁽⁶⁷⁾, Pentecost⁽⁶⁸⁾ ve Prescott⁽⁶⁹⁾'a göre yapıldı. Her bir tür için tespit edilen hücre boyutları, hücre şekillerine en yakın geometrik şeklin belirlenmesini sağladı. Böylelikle, sayım sonuçlarından, tahmini populasyon hacimleri hesaplandı^(70,62).

2.6. Balık

Eymir Gölü'nde Mayıs 1998'de 100 m boyunda ve 3,5 m genişliğinde olan ve 18, 36, 40, 50, 60 ve 70 mm göz açıklıklarındaki yüzgeç ağlarıyla, 7 gün süreyle yoğunluk tespit çalışması yapılmıştır⁽⁵³⁾. Bunu takiben, göldeki planktivor balık populasyonunu azaltmak amacıyla, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Rektörlüğü'nün izni ve kontrolünde, bir balıkçı ekibinin ticari balık avcılığı yapması sağlanarak, 10 Ağustos 1998'den itibaren balık uzaklaştırma uygulaması başlatıldı. Bu çalışmanın bittiği tarihte, uzaklaştırma uygulaması halen devam etmekteydi.

Mayıs 1998'de yapılan balık yoğunluk tespit çalışması, aynı metot ve ağlar kullanılarak Mayıs 1999'da 5 gün süre ile tekrarlandı. Her iki çalışmada

da, bir gece boyunca gölde kalan ağlar, ertesi günün sabahı toplandı. Çıkarılan balıkların boy ve ağırlık tespitleri yapıldı.

Yavru balık (YOY) stok belirleme çalışması Ağustos 1999'da göl littoral bölgesindeki 3 farklı istasyonda ıgırıp atılarak yapıldı. Kıyı şeridine paralel 40 m ve dikey 15 m olmak üzere her seferinde 600 m²'lik ve toplam 1800 m²'lik alan taranmış oldu. Yavru balıklar laboratuvarda türlerine göre gruplandırıldıktan sonra, 100'den daha az rastlanan türlerde hepsinin, diğerlerinden ise 100 bireyin, boy ve ağırlıkları kaydedildi. Diğer yavrular sayılarak hepsinin toplam ağırlığı tespit edildi.

2.7. Sualtı ve Suüstü Bitkileri

Sualtı ve suüstü bitki türlerinin yayılışı, biyomanipulasyon başlamadan hemen önce Temmuz 1998'de ve biyomanipulasyon sonrası Ağustos 1999'da olmak üzere iki kez incelendi. Bitkilerin teşhisinde, Haslam ve ark.⁽⁷¹⁾ ve Altınayar⁽⁷²⁾'ın bitki teşhis anahtarları kullanıldı. Bitkilerin göl yüzey alanına oranla kapladığı alan yüzdeleri, harita fotokopi suretinin ağırlığı tartılarak hesaplandı⁽⁵¹⁾.

2.8. Sukuşları

Gölün littoral bölgesinde mevcut sukuşu populasyonunu belirlemek amacıyla Temmuz 1999'da kıyıda dürbün kullanılarak yapılan sayımda, yaklaşık 1 hektar alanda bulunan sakarmeke (*Fulica atra* L.) sayısı tespit edildi.

2.9. İstatistiki analizler

Biyomanipulasyon öncesi ve sonrasına ait verilerin ortalamalarının istatistiki farklılıkları ANOVA testi kullanılarak analiz edildi. Değişkenler arasındaki ilişkilerin ölçülmesinde ise % 95 güven aralığı esas alınarak korelasyon analizi yapıldı. Tüm istatistiki hesaplamalarda SPSS (10.0 versiyon) paket programı kullanıldı.

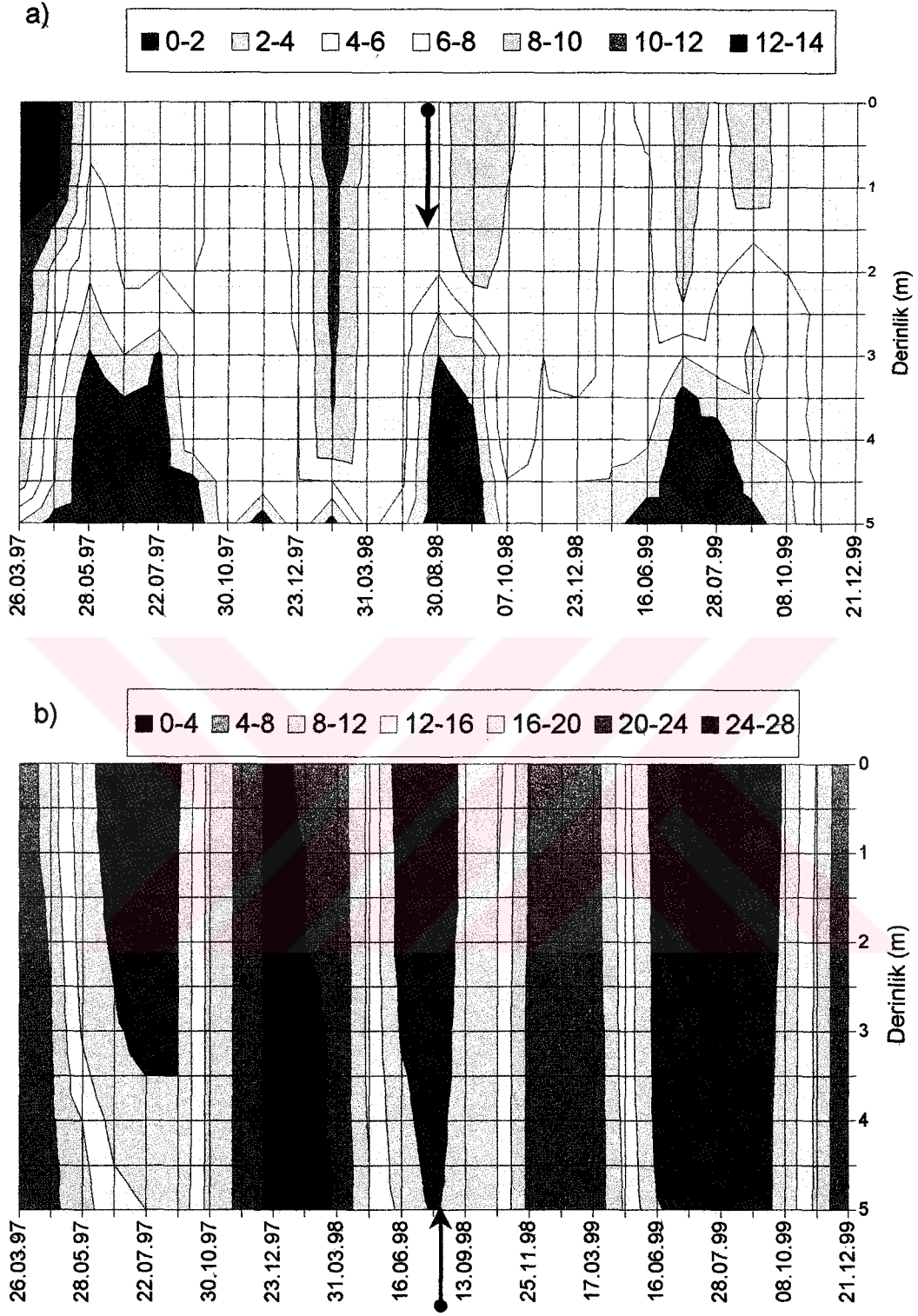


3. ARAŞTIRMA BULGULARI

3.1. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler

Çalışma süresince tespit edilen sıcaklık ve oksijenin derinliğe bağlı değişimleri Şekil 3.1'de gösterilmiştir. Gölde tabakalaşmanın yaklaşık olarak Nisan ve Eylül ayları arasında olduğu gözlemlendi. Hipolimniyon tabakasının başladığı ~3m'den itibaren oksijenin belirgin bir şekilde azaldığı ve dipte genellikle anoksik şartların olduğu belirlendi. Çalışma süresince, yüzey ve dip arasındaki su sıcaklığı farkı 6 °C'ye kadar ulaşmasına rağmen, termal tabakalaşmanın oksijen tabakalaşması kadar belirgin olmadığı ve daha kısa sürdüğü saptandı. Minimum ve maksimum su sıcaklıkları, Aralık ve Temmuz aylarında, sırasıyla 1997'de 2,5 °C ve 23,5 °C iken, 1998'de 4 °C ve 25,5 °C, 1999'da ise 3,9 °C ve 26,5 °C olarak ölçüldü. Birbirini takip eden yıllarda, göl su seviyelerinde önemli bir değişiklik olmadığı saptandı (1997: 109 cm; 1998: 128 cm; 1999: 121 cm –Devlet Su İşleri ve Elektrik İşleri Etüt İdaresi verileri).

Göl suyunun pH değeri biyomanipulasyon öncesinde 8,21 ila 8,94 arasında, biyomanipulasyon sonrası dönemde ise 8,21 ila 8,70 arasında ölçülmüş, iki dönem arasında belirgin bir değişim gözlenmemiştir. İletkenlik ise biyomanipulasyon öncesinde 1,96 mS ila 2,93 mS arasında, sonrasında ise 2,01 mS ila 2,38 mS arasında değişim göstermiştir. Toplam çözünmüş katı madde miktarı, biyomanipulasyon öncesinde 971 mg/l ila 1440 mg/l arasında olmak kaydı ile ortalama 1083 mg/l olarak tespit edilmiş, sonrasında ise 996 mg/l ila 1180 mg/l arasında değişim göstermiş, ortalama 1109 mg/l



Şekil 3.1. Eymir Gölü'nde Mart 1997 ve Aralık 1999 tarihleri arasındaki a) Çözünmüş oksijen konsantrasyonları (mg/l) ve b) Sıcaklık (°C) verilerinin derinliğe bağlı değişim grafikleri (ok işareti biyomanipulasyonun başlangıcını ifade etmektedir)

olarak ölçülmüştür. Biyomanipulasyon öncesinde ölçülen minimum, maksimum ve ortalama tuzluluk değerleri, sırasıyla ‰ 1,0, ‰ 1,5 ve ‰ 1,10, sonrasında ise ‰ 1,1, ‰ 1,2 ve ‰ 1,14 olarak tespit edilmiştir.

Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi dönemle karşılaştırıldığında, balık çıkarma işleminin başlangıcını takiben Secchi derinliğinde artışlar ve klorofil-a miktarlarında düşüşler kaydedildi (Şekil 3.2.a). Çizelge 3.1'de gösterildiği gibi iki dönemde ölçülen Secchi derinlikleri ve klorofil-a değerlerinin ortalamaları arasındaki fark, istatistiksel olarak önemli bulundu ($P < 0,05$, Tek yönlü ANOVA). Ayrıca, her iki dönemde de klorofil-a ve Secchi derinliği değerleri arasında, negatif bir korelasyon tespit edildi (Çizelge 3.2.). Ancak korelasyon, sadece biyomanipulasyonu takip eden döneme ait veriler için istatistiksel olarak önemli bulundu. Biyomanipulasyonun başlatıldığı yaz döneminde, ışık geçirgenliğindeki artış ve klorofil-a konsantrasyonlarındaki azalışa rağmen, bu parametrelere ait değerlerin, göldeki koşulların kararsızlığına işaret edecek şekilde belirgin iniş çıkışlar gösterdiği saptandı (Şekil 3.2.a).

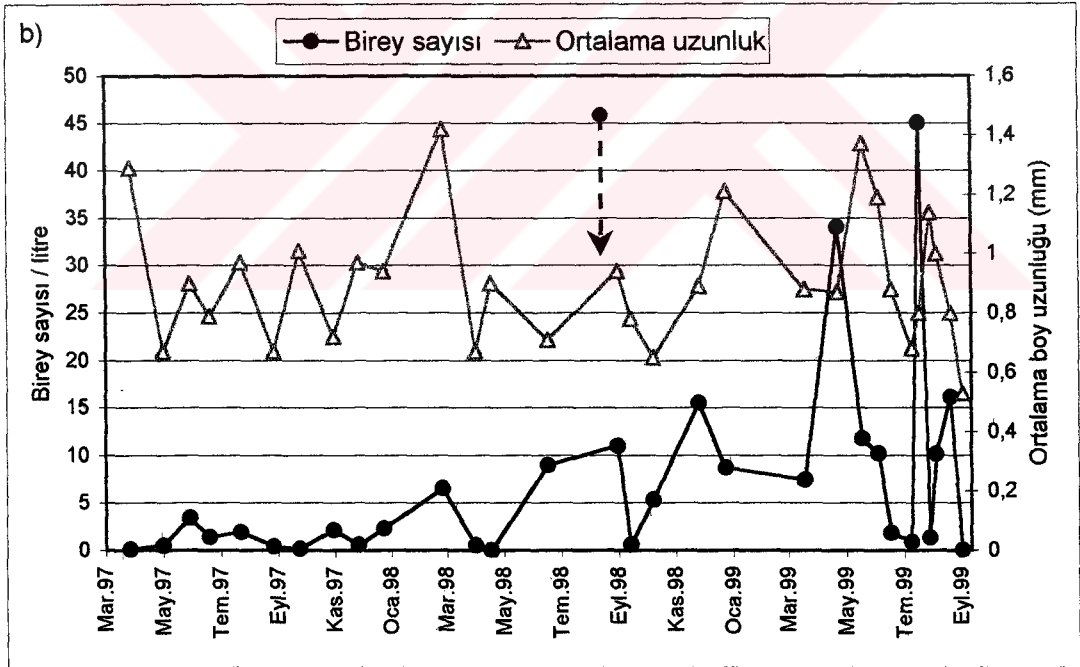
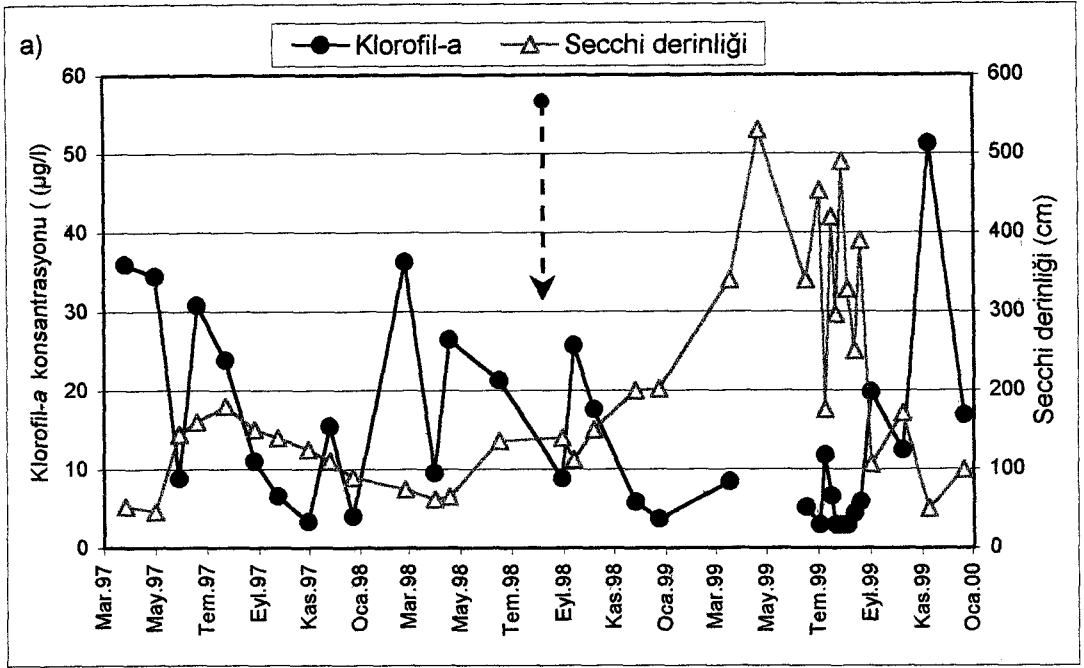
Biyomanipulasyon öncesinde TP ve SRP konsantrasyonları, yaz dönemindeki nispeten yüksek değerler ve kış dönemindeki daha düşük değerlerle, ötrofik göllerde tipik olan mevsimsel iniş çıkışlar gösterdi (Şekil 3.3.a). Bununla birlikte, biyomanipulasyon sonrası dönemdeki TP ve SRP konsantrasyonlarında çalışmanın sonuna kadar küçük salınımlarla birlikte sürekli bir artış gözlemlendi. Böylelikle, çalışma süresince TP ve SRP konsantrasyonlarındaki en düşük değerler çalışmanın başlangıç tarihi olan 16 Haziran 1998'de, TP ve SRP için sırasıyla 0,23 ve 0,06 mg/L olarak tespit

edildi. En yüksek değerler ise, TP için son örnekleme tarihi olan 21 Aralık 1999'da 0,54 mg/L olarak ve SRP için son örneklemeden iki ay önce 8 Kasım 1999 tarihinde 0,37 mg/L olarak ölçüldü. Her iki değişken de biyomanipulasyon sonrasında beklenmedik bir şekilde artış gösterdi ve çalışma süresince yüksek kaldı. Bu dönemde, göliçi konsantrasyonlarındaki artışlar, dış kaynaklı yüklerdeki TP ve SRP konsantrasyonlarındaki artışlarla paralellik gösterdi.

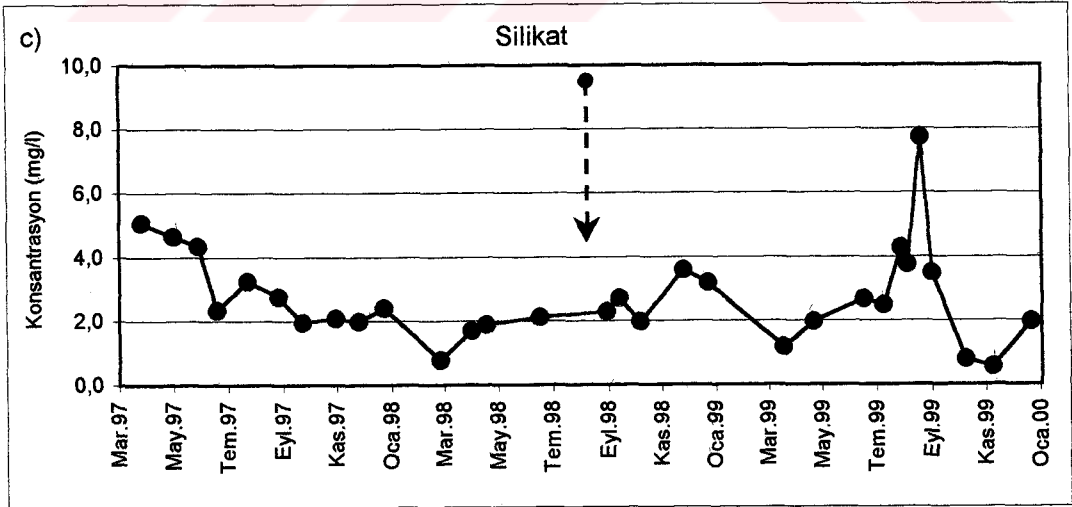
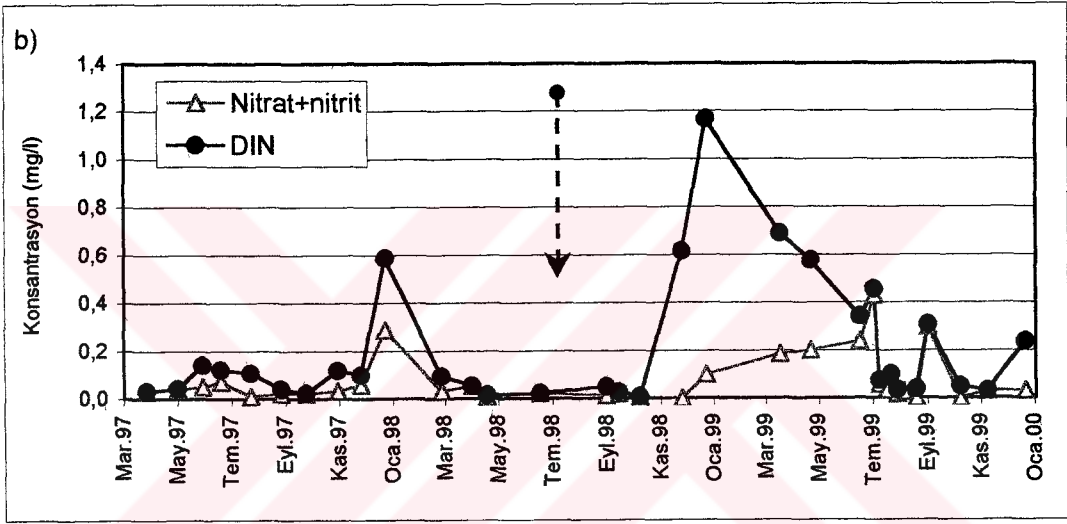
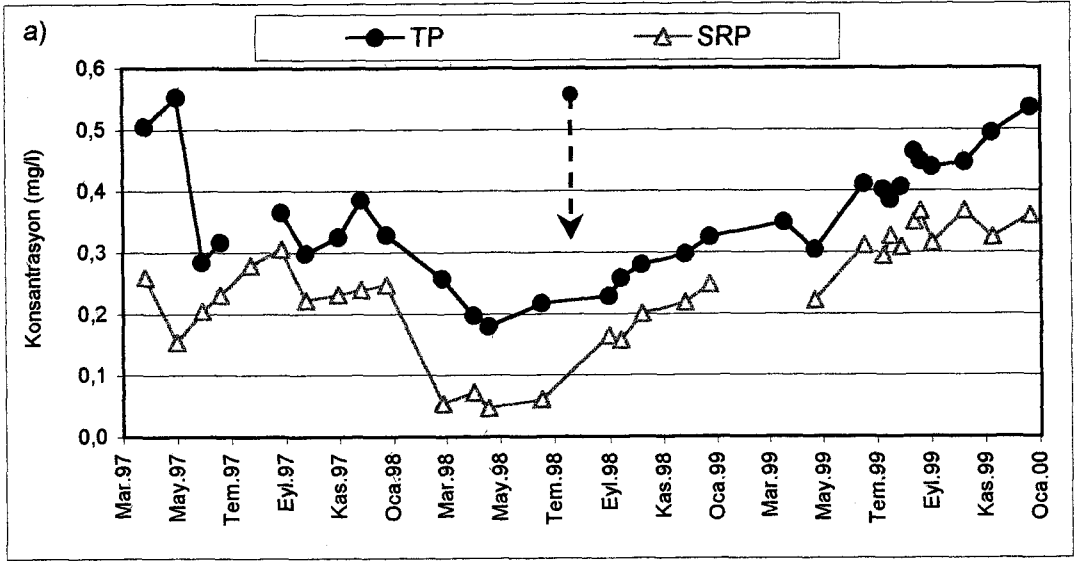
Ancak, biyomanipulasyon sonrasında, öncesiyle karşılaştırıldığında girdi yoluyla göle giren ortalama TP ve SRP değerlerinde 2 kat artış gözlenmesine rağmen, bu artış göliçi konsantrasyonlarına aynı düzeyde yansımada (Çizelge 3.3.).

Girdi için ölçülen ortalama TP ve SRP değerleri biyomanipulasyon öncesinde sırasıyla 0,64 mg/L ve 0,40 mg/L iken sonrasında 1,10 mg/L ve 0,96 mg/L olarak ölçüldü. Göliçi TP ve SRP konsantrasyonları biyomanipulasyon öncesi dönemde, girdi değerleriyle yüksek oranda pozitif korelasyon gösterdi (sırasıyla, $r = 0,88$ ve $r = 0,78$; $P < 0,01$). Biyomanipulasyon sonrası dönemde TP ve SRP'ye ait göliçi ve girdi konsantrasyonları arasında, istatistiki olarak önemli bulunmamasına rağmen, negatif bir korelasyon olduğu görüldü. Bu, girdi konsantrasyonlarındaki artışın, göliçi değerlere aynı miktarlarda yansımadağını gösterdi. Ayrıca, göl su seviyesi verileri incelendiğinde, çalışma süresince yıllar arasında önemli bir fark olmadığı tespit edildi (ANOVA $P > 0,05$).

Eymir Gölü'nde, nitrat+nitrit ve DIN konsantrasyonları biyomanipulasyon sonrası dönemde daha yüksek olmasına rağmen, azot



Şekil 3.2. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında a) Klorofil-a -Secchi derinliği, b) *Daphnia* yoğunluğu - ortalama boy uzunluğu değerleri (ok işareti biyomanipulasyonun başlangıcını ifade etmektedir)



Şekil 3.3. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında a) TP - SRP, b) Nitrat+nitrit - DIN, c) Silikat konsantrasyonları (ok işareti biyomanipulasyonun başlangıcını ifade etmektedir)

Çizelge 3.1. Çeşitli değişkenlerin biyomanipulasyon öncesi (B.Ö.) ve sonrası (B.S.) ortalama değerleri ve standart hataları ile iki dönem arasındaki farklılığın tek yönlü ANOVA testiyle karşılaştırma sonuçları (P<0,05, önemli; P<0,01, çok önemli; P<0,001, çok çok önemli)

Değişkenler	Ortalama ± Standart hata		P değeri
	B. Ö.	B. S.	
<i>Daphnia pulex</i> (birey/l)	2,07 ± 0,71	11,27 ± 3,17	0,022
Calanoida (birey /l)	1,17 ± 0,28	5,17 ± 0,88	0,000
<i>Cerodaphnia</i> sp. (birey /l)	1,36 ± 0,49	5,20 ± 3,64	0,387
Cyclopoida (birey /l)	0,17 ± 0,06	0,20 ± 0,09	0,824
Rotifera (birey /l)	2,13 ± 0,91	40,67 ± 24,51	0,188
Klorofil-a (µg/l)	17,83 ± 3,24	11,37 ± 2,69	0,005
Secchi derinliği (cm)	109,71 ± 11,78	262,20 ± 31,95	0,000
TP (mg/l)	323,97 ± 30,55	380,95 ± 21,28	0,125
SRP (mg/l)	186,59 ± 24,29	283,78 ± 17,86	0,003
DIN (mg/l)	0,11 ± 0,03	0,26 ± 0,07	0,103
Nitrat+nitrit (mg/l)	0,05 ± 0,02	0,09 ± 0,03	0,275

Çizelge 3.2. Eymir Gölünde biyomanipulasyon sonrası (B.S.) ve öncesi (B.Ö.) değişkenler arasındaki korelasyon değerleri.
İstatistiksel olarak önemli bulunan korelasyon katsayıları, * ($P < 0,05$) ve ** ($P < 0,01$) şeklinde ifade edilmiştir.

B.S.	Cal	Ceri	Cycl	Rot	Klo-a	Secc	TP	SRP	DIN	Nitr	Amm
<i>Daphnia pulex</i>	0,374	0,074	0,298	-0,093	0,225	0,183	-0,388	-0,458*	0,065	-0,003	0,012
<i>Calanoida</i>		-0,333	0,700**	0,718**	0,085	-0,566*	-0,156	-0,575*	0,087	0,215	-0,030
<i>Ceriodaphnia sp.</i>			-0,416	-0,402	-0,288	-0,592*	-0,184	-0,187	-0,189	-0,217	-0,153
<i>Cyclopoida</i>				0,697**	0,547*	-0,588	0,122	-0,531*	-0,010	0,055	-0,066
Rotifera					0,274	-0,674	0,254	-0,426	-0,214	-0,066	-0,329
Klorofil-a						-0,234	0,148	-0,430	-0,357	-0,343	-0,347
Secchi derinliği							-0,254	0,492*	0,006	-0,133	0,127
TP								0,581*	0,007	0,055	-0,035
SRP									0,277	0,210	0,318
DIN										0,962**	0,972**
Nitrat + nitrit											0,872*

B.Ö.	D.pul	Cal	Ceri	Cycl	Rot	Klo-a	Secc	TP	SRP	DIN	Nitr.
<i>Calanoida</i>	0,061										
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	-0,142	0,166									
<i>Cyclopoida</i>	0,254	-0,403*	-0,091								
Rotifera	-0,064	-0,246	-0,049	0,440*							
Klorofil-a	-0,399	-0,016	0,206	-0,014	-0,001						
Secchi derinliği	-0,545**	-0,091	-0,262	0,443-	0,080	-0,684**					
TP	-0,270	0,115	-0,375	-0,278	-0,084	0,214	-0,076				
SRP	-0,092	0,188	-0,422	0,269	-0,127	-0,046	0,139	0,941**			
DIN	0,048	-0,524*	-0,247	0,465*	0,346	-0,293	0,150	-0,214	-0,182		
Nitrat + nitrit	0,018	-0,174	-0,234	0,500*	0,226	-0,165	0,336	0,070	0,066	0,432*	
Amonyum	0,048	-0,522*	-0,197	0,354	0,308	-0,227	0,026	-0,286	-0,244	0,922	0,049

Çizelge 3.3. 1994 yılındaki besin tuzu uzaklaştırması öncesi (U.Ö.), biyomanipulasyon öncesi (B.Ö.) ve sonrasında (B.S.) besin tuzu konsantrasyonları ve sualtı bitkilerinin kapladığı alan yüzdeleri

Değişkenler	Girdi			Göliçi		
	B. Ö.	B. S.	U. Ö. (1993-1995)	B. Ö. (1997-1998)	B. S. (1998-1999)	
TP (mg/l)	0,64	1,09	1,21 ± 0,75	0,32 ± 0,031	0,38 ± 0,021	
SRP (mg/l)	0,40	0,96	-	0,19 ± 0,024	0,28 ± 0,017	
DIN (mg/l)	2,4 ± 0,47	1,52 ± 0,36	1,43 ± 0,04	0,11 ± 0,04	0,26 ± 0,07	
Sualtı Bitkileri (%)	-	-	-	2,50	6,21	

konsantrasyonu, genellikle azotun limitleyici olduğunu gösterir şekilde düşüktü (Şekil 3.3.b). Biyomanipulasyon öncesi dönemde ortalama nitrat+nitrit konsantrasyonu 0,05 mg/l iken biyomanipulasyon sonrası dönemde 0,09 mg/l olarak bulundu. Her iki döneme ait DIN konsantrasyonlarının ortalamaları ise sırasıyla 0,11 mg/l ve 0,26 mg/l olarak bulundu. Ancak bu besin tuzlarının biyomanipulasyon sonrası dönemindeki artışlarının istatistiki olarak önemli olmadığı görüldü ($P>0,05$) (Çizelge 3.1.). 1997 Kasım (biyomanipulasyon öncesi) ve 1999 Kasım ve Aralık aylarında (biyomanipulasyon sonrası) gözlenen uç yükselişlerin, aynı tarihlere ait girdi konsantrasyonlarıyla örtüştüğü görüldü. En yüksek DIN / TP oranları Aralık 1997 (1,8) ve Kasım 1998 – Nisan 1999 (maks, 3,6) tarihlerindeki yükselişler haricinde, çalışma süresince genellikle 1'den küçük olacak şekilde çok düşüktü.

Çalışma süresince silikat konsantrasyonları yüksek değerlerde ölçüldü. Ortalama silikat konsantrasyonları, biyomanipulasyon öncesi dönemde 2,69 mg/l, sonrasında ise 2,79 mg/l olarak bulundu ve iki dönem arasında belirgin bir farklılık gözlenmedi (Şekil 3.3.c).

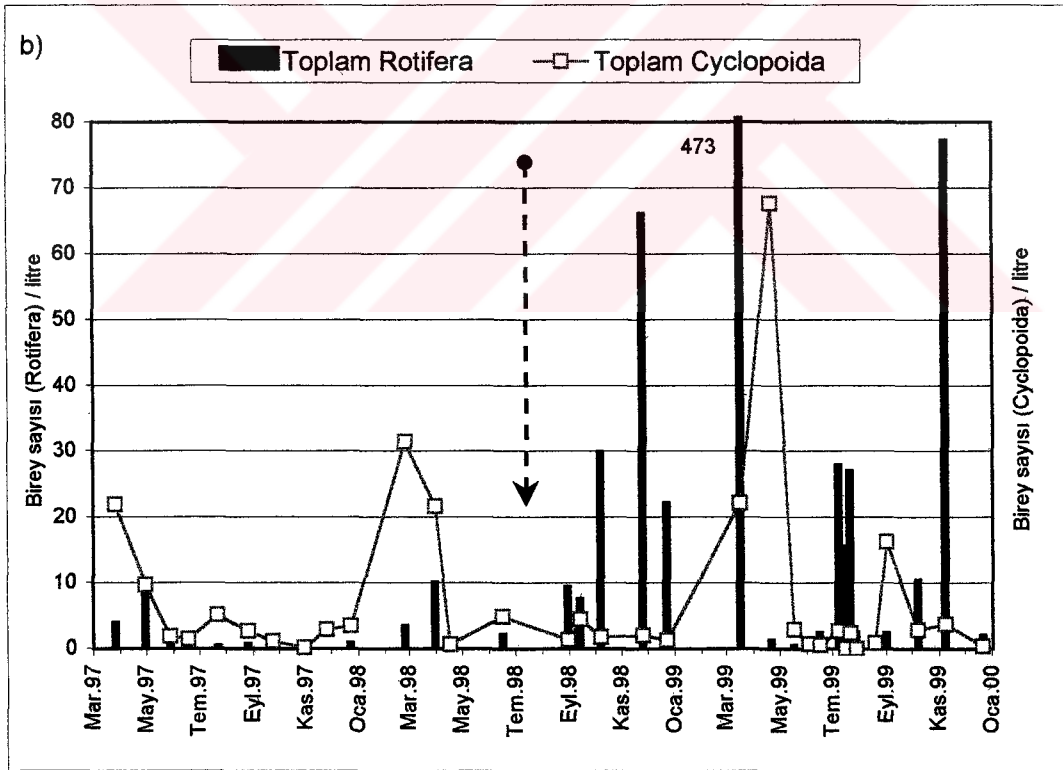
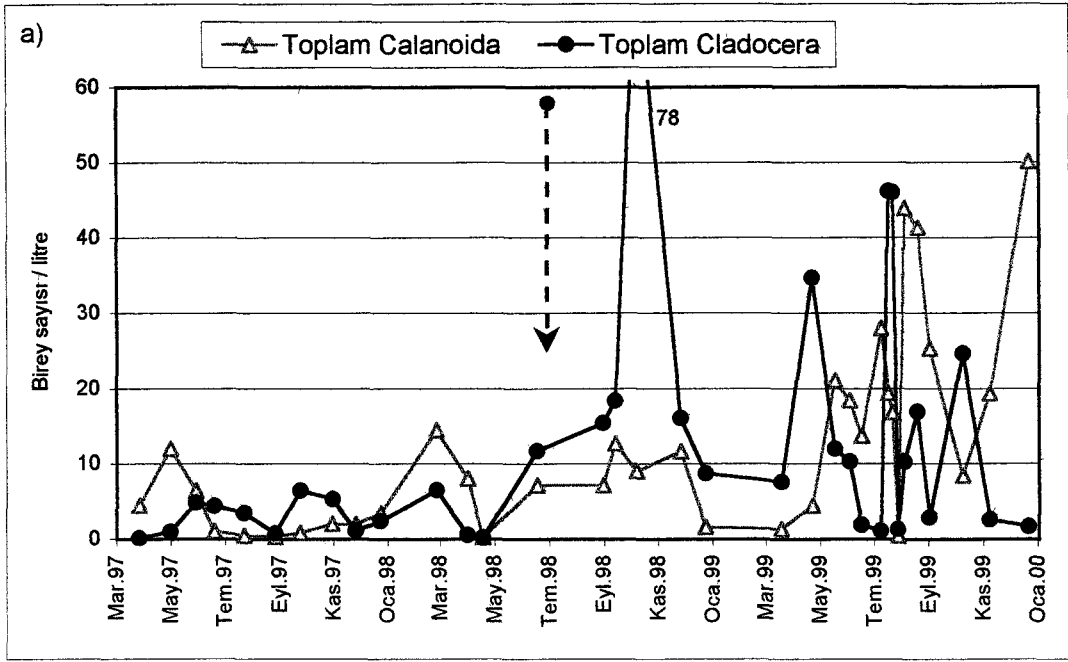
3.2. Zooplankton

Çalışma süresince teşhis edilen zooplankton türleri Ek 1'de verilmektedir.

Biyomanipulasyon sonrasında öncesiyle karşılaştırıldığında *Daphnia pulex*, calanoid ve cyclopoid copepodlar ile rotiferlerin sayısında belirgin bir artış olduğu gözlemlendi (Şekil 3.2.b ve 3.4.). Ancak bu iki dönemde sadece

büyük vücutlu *D. pulex* ve calanoid copepodların ortalama yoğunluklarındaki artışların istatistiksel olarak farklı (sırasıyla, $P < 0,05$ ve $P < 0,001$) olduğu görüldü (Çizelge 3.1.). *Daphnia pulex*'in boy ölçümlerinde tespit edilen artış istatistiki olarak önemli bulunmadı ($P > 0,05$) (Şekil 3.2.b).

Biyomanipulasyon öncesi dönemde tespit edilen, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus calcyflorus*, *Brachionus angularis*, *Filinia terminalis*, *Filinia longiseta*, *Testudinella patina*, *Asplanchna priodonta* ve *Kellicottia longirostris* türlerine ek olarak, biyomanipulasyon sonrasında, *Brachionus rubens*, *Tricotria poecillum*, *Trichoerca cylindrica* türleri kaydedildi. Biyomanipulasyon sonrası dönemde toplam rotifer yoğunluğundaki belirgin artış, *Brachionus* sp.'de ve *Filinia* sp.'de Mart 1999 tarihinde kaydedilen yüksek yoğunluk (461,57 birey/l) nedeniyle idi. Her iki dönemde de sıkça ve önemli miktarlarda gözlenen *Keratella* sp., *Brachionus* sp. ve *Filinia* sp. haricindeki diğer rotifer türlerine, oldukça nadir olarak rastlandı. Biyomanipulasyon sonrasında *Chydorus* sp., *Alona* sp. ve *Pleuroxus* sp.'nin içinde bulunduğu küçük vücutlu cladocerler, çalışma süresince genellikle düşük yoğunluklarda görülmek kaydı ile, önemli bir değişiklik göstermedi. Sadece, *Ceriodaphnia* sp.'de *D. pulex*'deki düşüslere uygunluk gösteren yükselişler tespit edildi. Buna ek olarak Ekim 1999'da *Diaphanosoma brachyurum* yoğunluğunda, *Daphnia pulex* yoğunluğundaki düşüşü takip eden bir artış görüldü. Biyomanipulasyon sonrasında yine düşük yoğunluklarda olmak kaydı ile, sadece üç örneklemede *Harpacticoide* sp.'ye rastlandı. Biyomanipulasyon öncesinde düşük yoğunluklarda tespit edilen *Bosmina longirostris* türüne ise biyomanipulasyon sonrasında rastlanmadı.



Şekil 3.4. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında
a) Toplam Calanoida - Toplam Cladocera, b) Toplam Rotifera -
Toplam Cyclopoida yoğunlukları (ok işareti biyomanipulasyonun
başlangıcını ifade etmektedir)

Biyomanipulasyon öncesi dönemde *D. pulex*, calanoid ve cyclopoid copepod yoğunlukları, klorofil-a ve SRP konsantrasyonları ile istatistiki olarak önemli negatif korelasyonlar gösterdi. Calanoid ve cyclopoid copepodlar yoğunlukları, Secchi derinliği değerleri ile negatif ve önemli bir korelasyon gösterdi. Biyomanipulasyon sonrası dönemde *D. pulex* yoğunluğu, Secchi derinliği değerleri ile önemli derecede pozitif bir korelasyon gösterdi. Bu dönemde, Calanoid copepod yoğunluğu ve amonyum konsantrasyonları arasında önemli negatif korelasyonlar ve cyclopoid copepod yoğunluğu ve nitrat+nitrit konsantrasyonları arasında önemli pozitif korelasyonlar olduğu tespit edildi (Çizelge 3.2.).

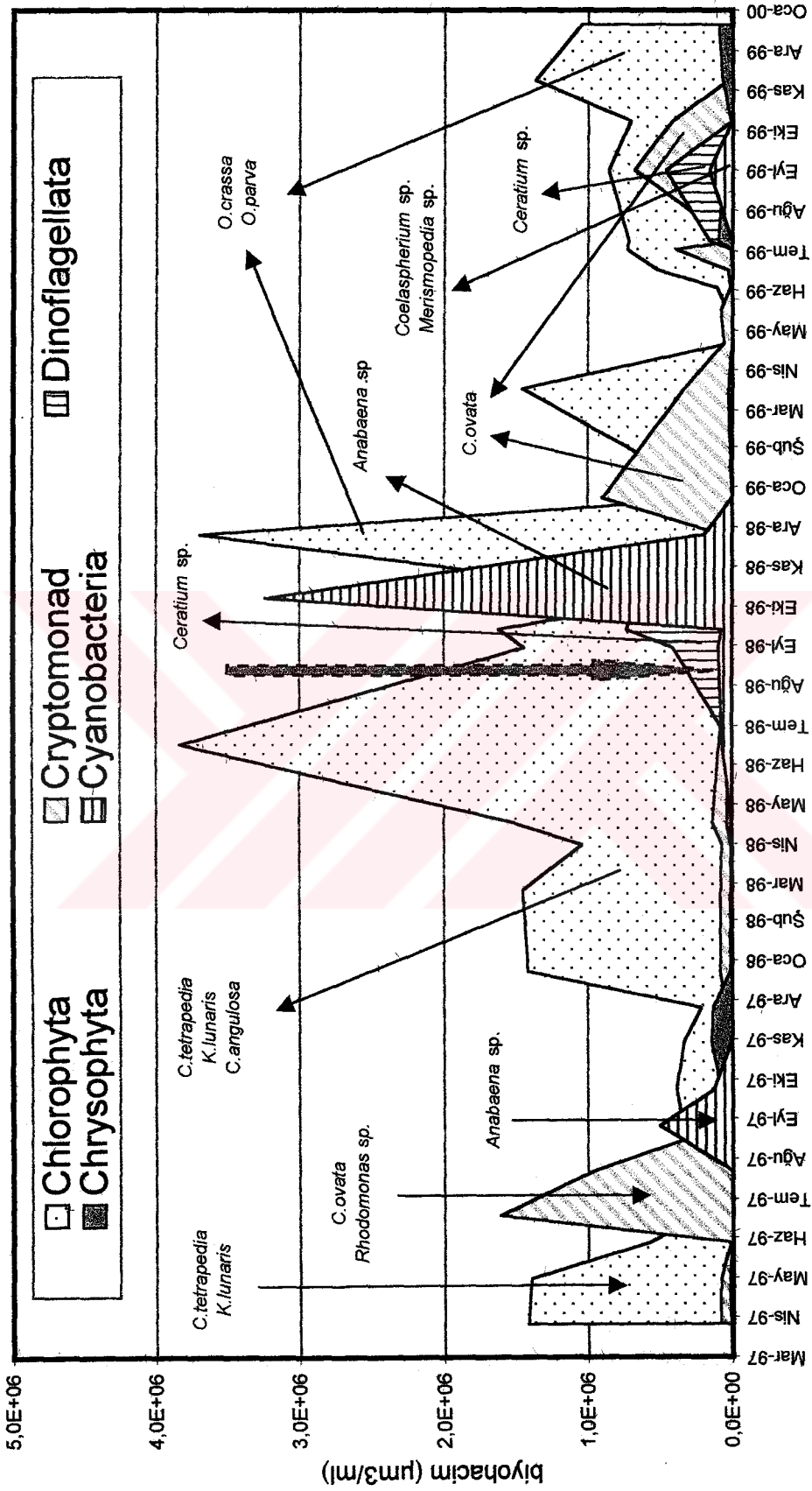
3.3. Fitoplankton

Çalışma süresi boyunca teşhis edilen fitoplankton türleri Ek 2'de verilmektedir.

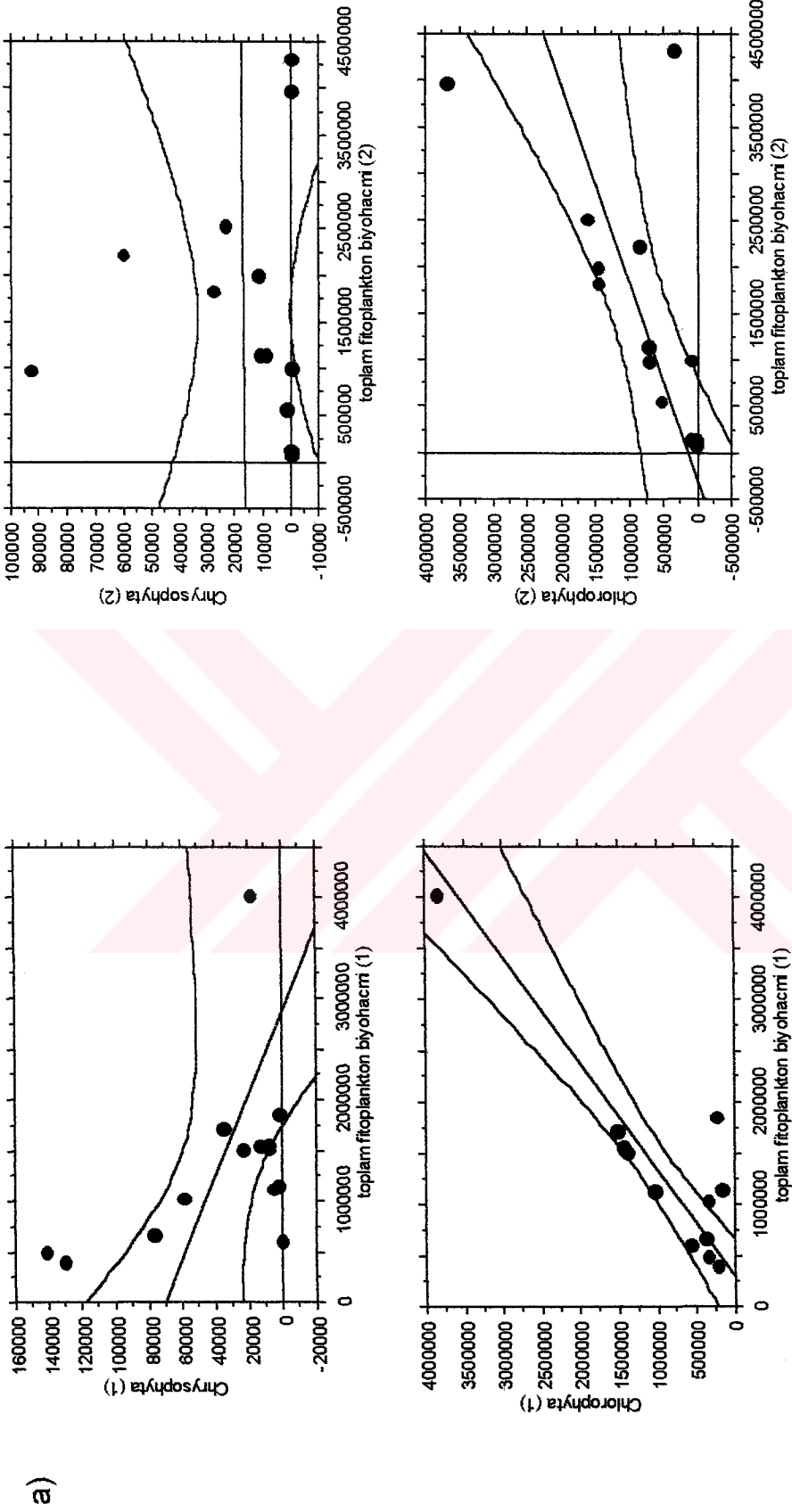
Biyomanipulasyon öncesi dönemde, özellikle bahar aylarında baskın grup chlorophyta idi. Toplam fitoplankton biyohacminin % 93-98'ini oluşturan bu grupta *Crucigenia tetrapedia* ve *Kirchneriella lunaris* türleri en fazla miktar ve sıklıkta tespit edildi (Şekil 3.5.). Haziran – Temmuz 1997 tarihlerinde *Cryptomonas ovata* (Cryptomonads) biyohacim olarak dominant (~% 85) hale geldi. Bunu, 1997 yazında görülen küçük cyanobacter (*Anabaena* sp.) ve dinoflagellat (*Ceratium* sp.) yükselişi takip etti. Sonrasında, chlorophyta tekrar baskın oldu ve Temmuz 1998'e yani biyomanipulasyonun başlangıcından hemen öncesine kadar baskın kaldı. Eylül sonu - Ekim 1998 tarihlerinde, *Ceratium* sp. (Dinoflagellate) ve *Merismopedia* sp. (Cyanobacter)

türlerinin dominant olduğu fitoplankton patlaması (bloom) tespit edildi (Şekil 3.5.) Bu patlama esnasında zooplankton örneklerinde *Daphnia pulex*'in nispeten yüksek yoğunluklarda bulunduğu belirlendi. Patlamanın çöküşünü takiben chlorophyta üyeleri tekrar örneklerde hakim duruma geçti. Biyohacim olarak en yüksek değerleri ve en yüksek sıklıkları *Oocystis parva* ve *Oocystis crassa* (Chlorophyta) gösterdi. 1999 bahar aylarında, (1998 yılı ile benzer olarak) *Cryptomonas ovata*'nın toplam fitoplankton biyohacmine en fazla katkıyı yapan tür olduğu gözlemlendi. Daha sonra hakim duruma geçen Chlorophyta üyeleri biyomanipulasyon öncesi dönemden farklı olarak *Oocystis* türleri idi. 1999 yılı yaz mevsiminde cyanobacter patlaması görülmedi. Ancak, Eylül 1999 örneklerinde, *Coelospherium* sp. *Merismopedia* sp. ve *Anabaena* sp. gibi cyanobacter türlerinin kayda değer miktarlarda (Toplam fitoplankton biyohacminin % 15'i) olduğu tespit edildi. Bu aylarda dinoflagellat türlerinin 1998 yılına göre, toplam fitoplankton biyohacminde daha fazla yüzde (% 16-21) ile temsil edildiği saptandı (Şekil 3.5.).

Grup biyohacimlerdeki değişiklikler toplam biyohacimdeki değişikliklere karşı incelendiğinde chrysophyta, dinoflagellatlar ve cyanobakterlerin, biyomanipulasyon sonrası dönemde artan bir trend ortaya koyduğu bulunmuştur. Küçük bireylerden oluşan chlorophyta ve cryptomonadlar ise biyomanipulasyon sonrası dönemde diğer grupların aksine azalan yönde bir ilişki ortaya koymuşlardır. Grup biyohacmiyle toplam biyohacim arasındaki ilişki denklemleri arasında sadece chlorophytanın yüksek regresyon katsayısına sahip olduğu belirlenmiştir (Şekil 3.6.a, b ve c).

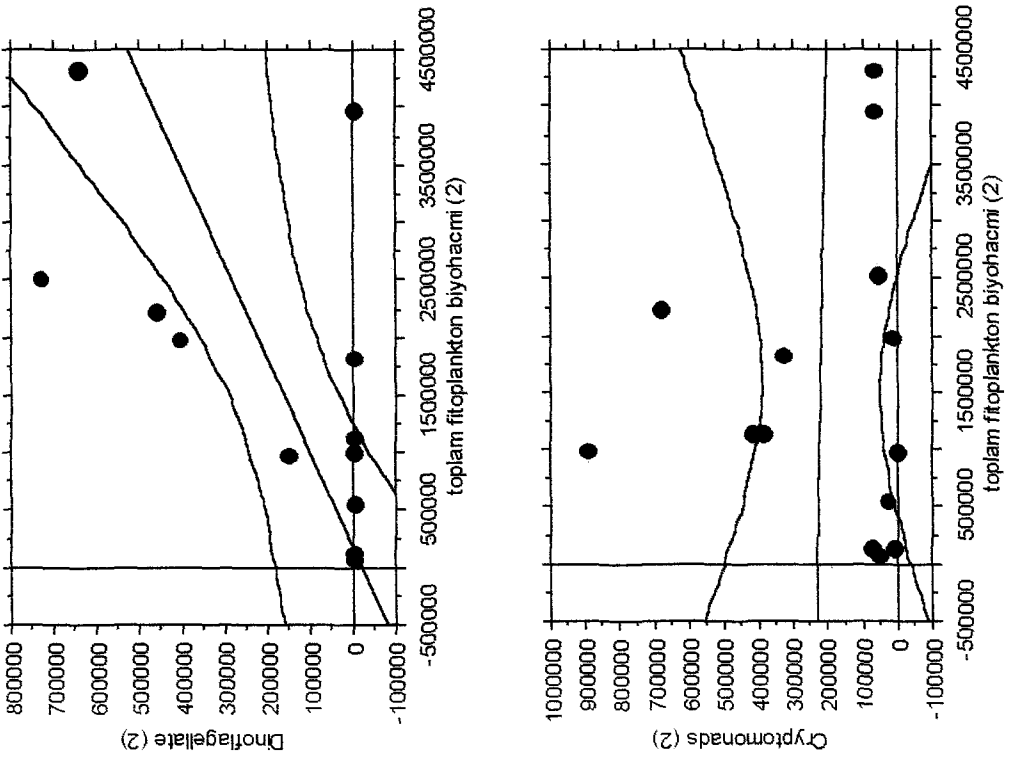


Şekil 3.5. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında fitoplankton gruplarının aylara göre hacimsel dağılımı ve dominant türler (ok işareti biyomanipulasyonun başlangıcını ifade etmektedir)



a)

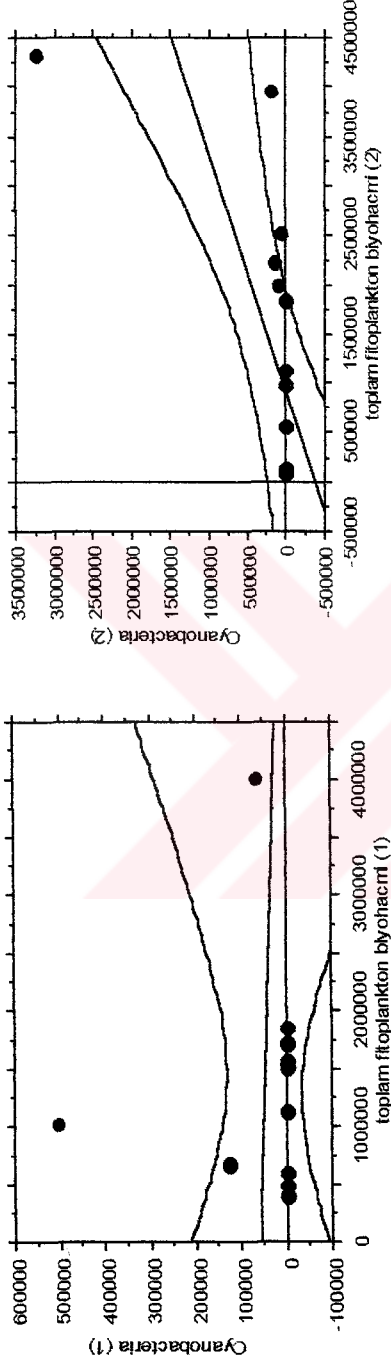
Şekil 3.6. Biyomanipulasyon öncesi (1) ve sonrası (2) dönemlerde, toplam fitoplankton biyohacmindeki artışlar üzerinde grup biyohacimindeki artışların katkılarını ve yönünü gösteren regresyon ilişkisi grafikleri (doğrusal regresyon eğrisi ve % 95 güven aralıkları) ve denklemleri (R^2 = regresyon katsayısı)



b)

Şekil 3.6. (Devamı)

c)



Chrysophyta (1) biyohacmi = 70738,94 - ,02 * toplam fitoplankton biyohacmi (1); $R^2 = ,22$

Chrysophyta (2) biyohacmi = 16437,859 + 2,986E-4 * toplam fitoplankton biyohacmi (2); $R^2 = 2,121E-4$

Chlorophyta (1) biyohacmi = -277928,78 + ,96 * toplam fitoplankton biyohacmi (1); $R^2 = ,79$

Chlorophyta (2) biyohacmi = 143332,706 + ,473 * toplam fitoplankton biyohacmi (2); $R^2 = ,425$

Dinoflagellate (1) biyohacmi = 18733,138 - ,007 * toplam fitoplankton biyohacmi (1); $R^2 = ,055$

Dinoflagellate (2) biyohacmi = -18614,483 + ,122 * toplam fitoplankton biyohacmi (2); $R^2 = ,369$

Cryptomonads (1) biyohacmi = 127425,552 + ,079 * toplam fitoplankton biyohacmi (1); $R^2 = ,023$

Cryptomonads (2) biyohacmi = 231139,532 - ,007 * toplam fitoplankton biyohacmi (2); $R^2 = ,001$

Cyanobacteria (1) biyohacmi = 61031,146 - ,009 * toplam fitoplankton biyohacmi (1); $R^2 = ,003$

Cyanobacteria (2) biyohacmi = -372295,614 + ,411 * toplam fitoplankton biyohacmi (2); $R^2 = ,412$

Şekil 3.6. (Devami)

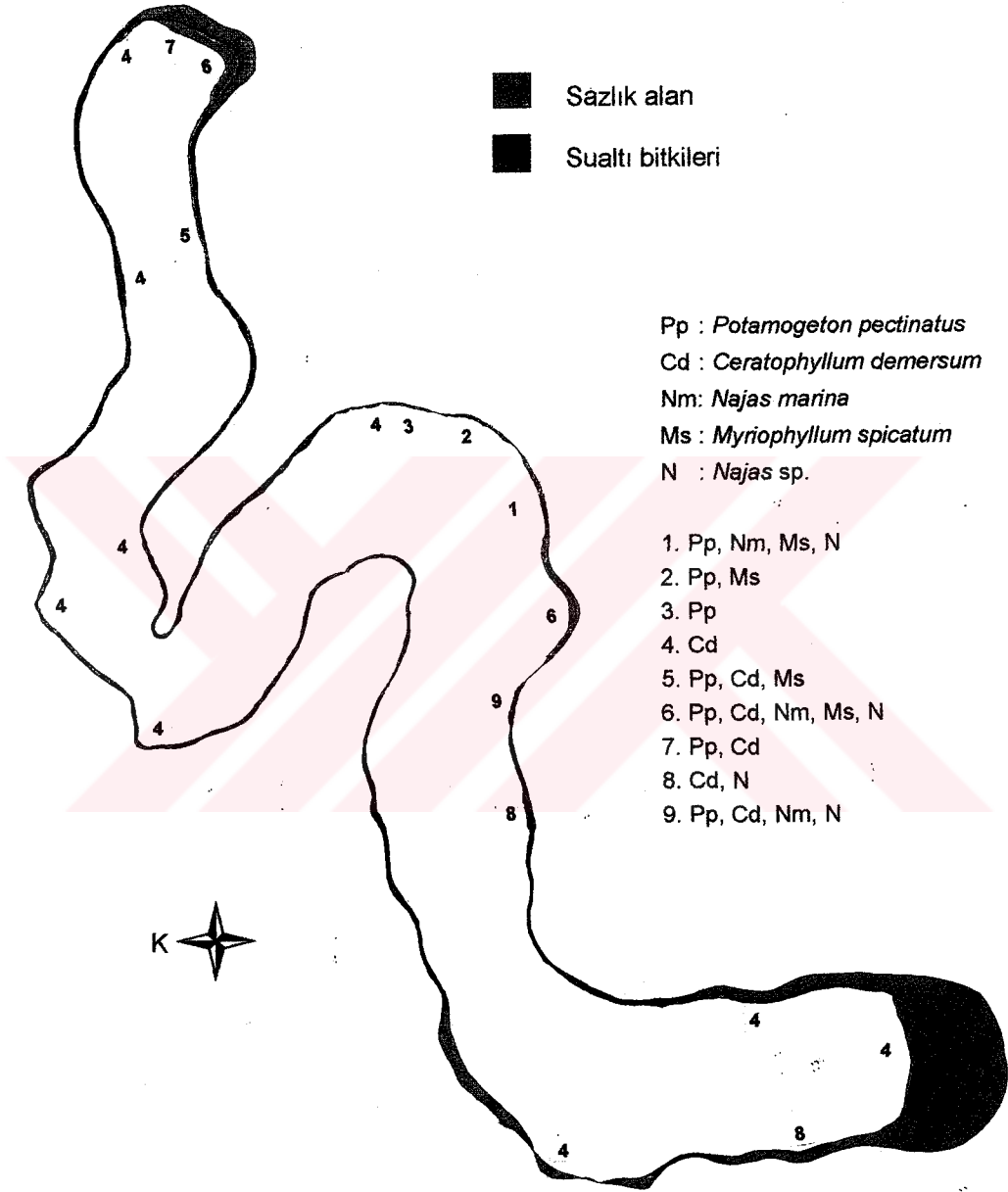
3.4. Sualtı ve Suüstü Bitkileri

Eymir Gölü'nde baskın olan sualtı bitki türleri, *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Najas marina* L., *Najas* sp. olarak tespit edildi. 1999 yılındaki bitki incelemesinde bunlara ek olarak, küçük *Chara* sp. grupları kaydedildi. Suüstü bitki topluluğunu ise gölde baskın tür olan ve kıyı şeridini bir kemer gibi kaplayan *Phragmites vulgaris* L. türü oluşturmaktadır.

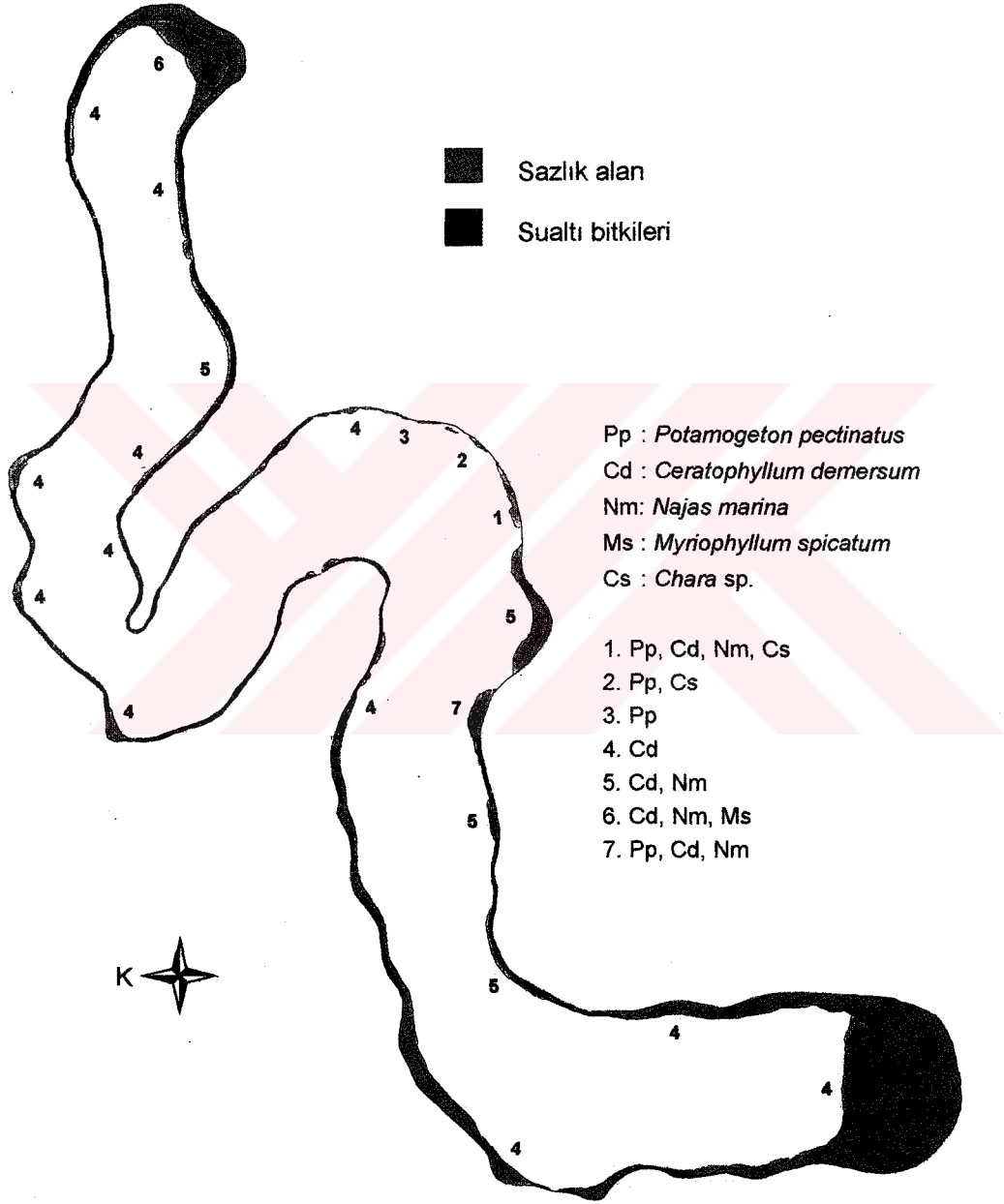
Sualtı bitkilerinin göl yüzeyine göre kapladığı alan 1998'de balık çıkarma işlemine başlanmadan hemen önce % 2,5 olarak tespit edilmişken, 1999'da bir miktar artışla % 6,21'e yükseldi (Şekil 3.7. ve 3.8.). Gölde sazlık alanların toplam göl alanına oranının çok fazla değişim göstermediği bulundu. (1998'de % 11,75 ve 1999 'da % 11,81). Böylelikle, 1999 yılında, biyomanipulasyon öncesine göre, toplam sualtı ve suüstü bitki alanında % 3,77 oranında bir artış gözlemlendi.

3.5. Balık

Eymir Gölü'nde tespit edilen balık türleri; kadife (*Tinca tinca* L.), adi sazan (*Cyprinus carpio* L.), tatlısu kefali (*Leuciscus cephalus* L.), gümüş (*Varicornus* sp.), yayın (*Silurus glanis* L.) ve turna (*Esox lucius* L.)'dir. Gölde ayrıca nadir olarak kerevit (*Astacus leptodactylus* L.) bulunmaktadır. Gölde Mayıs 1998'de yapılan yoğunluk tespit çalışmasında birim iş gücüyle 1 günde yakalanan ortalama balık miktarı 57 kg olarak hesaplandı. Kadife, sazan ve turna balıklarının görüldüğü bu çalışmada, bu balıkların sayısal oranlarının sırasıyla, % 89, % 10 ve % 1 olduğu belirlendi. Ticari balık avcılığı

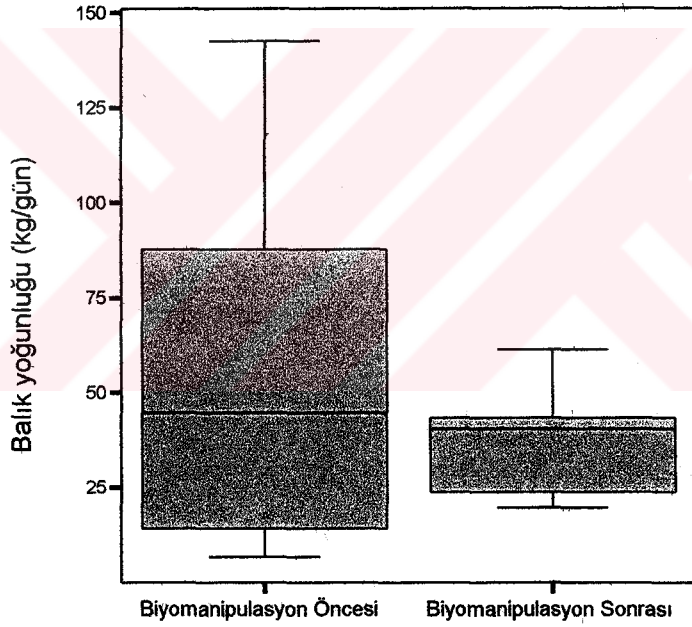


Şekil 3.7. Eymir Gölü'nün biyomanipulasyon öncesine ait (Temmuz 1998).
makrofit haritası



Şekil 3.8. Eymir Gölü'nün biyomanipulasyon sonrasında ait (Ağustos 1999) makrofit haritası

neticesinde yaklaşık 20 ton balık uzaklaştırılmasını takiben göldeki balık miktarındaki azalmayı belirlemek üzere Mayıs 1999'da tekrarlanan yoğunluk tespit çalışması sonucunda ise, 1 günde yakalanan ortalama balık miktarı 38 kg olarak hesaplandı. Göldeki balıkların, sayı itibariyle % 99,1'inin kadife olduğu, diğer türlerin (% 0,6 turna ve % 0,3 gümüş) ise toplam % 0,9'luk bir oran teşkil ettiği belirlendi. Böylelikle, yoğunlukta bir yıl içerisinde % 34 oranında bir azalma olduğu saptandı (Şekil 3.9.).



Şekil 3.9. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon öncesi ve sonrasında birim iş gücü ve zamanda yakalanan balık miktarı değerlerinin saplı kutu dağılımı ile karşılaştırılması

Yavru balık (YOY) biyokütlesinin belirlenmesi amacıyla Ağustos 1999'da yapılan çalışma sonucunda, kadife, sazan, tatlısu kefali ve gümüş yavrularının teşkil ettiği yavru balık stoğunun, gölün litoral bölgesinde ortalama 8,4 kg/ha olduğu tespit edildi. Yavru balıkların ağırlık cinsinden toplam biyokütleye oranları ise, kadife, kefal, sazan ve gümüş için sırasıyla % 85,5, % 13,3, % 0,8, % 0,3 olarak kaydedildi. Balık miktarları ağırlık yerine sayı olarak değerlendirildiğinde ise, toplam sayının % 96,3'ünün kadife, % 3,3'ünün kefal ve geriye kalan % 0,4'ünün ise sazan ve gümüş yavruları olduğu görüldü. Biyomanipulasyon öncesi döneme ait karşılaştırma amaçlı herhangi bir yavru balık stok çalışması bulunmamaktadır.

3.6. Sukuşları

Eymir Gölü'nde Temmuz 1999'da yapılan sayımda, gölün littoral bölgesinde, bahri (*Podiceps cristatus* L.) ve sakarmeke (*Fulica atra* L.) kuşlarının yoğun olarak bulunduğu ve sakarmeke popülasyonunun yaklaşık 1 hektar alanda 55 birey gibi oldukça yüksek bir yoğunluğa ulaştığı tespit edildi.

4. TARTIŞMA VE SONUÇ

4.1. Besin tuzları

Eymir Gölü'ne, Gölbaşı ilçesi ve Türkiye Elektrik Kurumu (TEK) Gölbaşı tesislerine ait kanalizasyon sularının oluşturduğu dış kaynaklı atıklarla birlikte giren TP ve DIN konsantrasyonlarının çok yüksek olduğu geçmişte yapılan bazı çalışmalarda tespit edilmiştir⁽⁷³⁾. Bunlara ek olarak 1994 yılına kadar, Gölbaşı Belediyesi ve çevredeki yerleşimlere ait günlük yaklaşık 25 ton evsel nitelikli çöp, bir süre Eymir ve Mogan Gölleri arasındaki Gölbaşı Düzlüğü'ne atılmış, sızan sular, yine bu alandaki mezbaha, tuğla ocağı ve küçük ölçekli sanayi sitesinin atıklarıyla birlikte Eymir Gölü'ne akan kanala ulaşmıştır⁽⁷³⁾. 1993-1994 yıllarında yapılan çalışmada, 0,25-0,70 metre arasında tespit edilen Secchi değerleriyle birlikte göldeki oksijenin kritik seviyelere düşmesi, Mayıs 1994'de kitlesel balık ölümlerine neden olmuştur⁽⁷⁴⁾. Eymir Gölü'ne akıtılan Gölbaşı ilçesine ait kanalizasyon suları, Ekim 1994'ten itibaren, gölün kuzey kuşağına yerleştirilen kolektör vasıtasıyla İmrahor vadisine çevrilerek uzaklaştırılmıştır⁽⁷⁴⁾. Uzaklaştırmanın etkisi göliçi TP ve DIN konsantrasyonlarında bariz bir azalma ile sonuçlanmıştır (Çizelge 3.3.). Ancak, göle halen girmeye devam eden TEK lojmanlarına ait evsel atıkların etkisi, göliçi TP ve DIN konsantrasyonlarındaki azalmanın istenen seviyelerin altına düşmesini engeller görünmektedir. Çünkü, biyomanipulasyon öncesi dönemde göliçi TP konsantrasyonlarının (0,32 mg/l), kritik kabul edilen değerlerin (0,08-0,15 mg/l⁽²⁴⁾; 0,1 mg/l^(75,76)) çok üzerinde olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, TP ve DIN konsantrasyonları

1994 verileriyle karşılaştırıldığında düşüşler göstermiş olmasına rağmen, biyomanipulasyon öncesine dek gölün ötrofik konumunu sürdürmesine olanak sağlayacak şekilde yüksek kalmıştır.

Bu çalışmada elde edilen önemli sonuçlardan bir tanesi de, Ağustos 1998'den itibaren uygulamaya koyulan kısmi balık uzaklaştırılmasını takiben, göliçi ortalama TP ve SRP konsantrasyonlarının beklenmedik bir şekilde yükselmesidir. Çeşitli ülkelerde yapılan biyomanipulasyonlarda, uygulamaların ardından göliçi TP ve SRP konsantrasyonlarının azaldığı sıklıkla ifade edilmişken⁽⁷⁷⁻⁷⁹⁾ Eymir Gölü'nde durum tam tersi olmuştur. Yapılan çalışmalarda göliçi TP ve SRP konsantrasyonlarının biyomanipulasyonla birlikte düşmesinde değişik faktörlerin aynı anda veya tek başına rol alabileceği ileri sürülmüştür. Örneğin, Boström ve ark.⁽⁸⁰⁾, biyomanipulasyonu takiben fitoplankton biyokütlesiyle birlikte respirasyon miktarının da azaldığını bu durumun kullanılacak oksijen ihtiyacını azalttığını söylemişlerdir. Çalışmada, dipte böylece artan oksijen miktarının ise anoksik şartları ortadan kaldırarak sedimandan TP salınımını engellediği ifade edilmiştir. Biyomanipulasyonla birlikte TP azalışını ortaya koyan başka bir çalışmada, ışık geçirgenliğinin daha derin noktalara ulaşmasıyla birlikte mikro-bentik primer üretimin arttığı bunun sonucunda da sedimandan olan iç yüklemeye göle girecek olan TP'nin kullanılarak su kitlesinde yukarılara karışmasını engellediği söylenmiştir. Yapılan çalışmalarda, TP azalışını etkileyen faktörler arasında en sık olarak ifade edilen durum ise planktivor balık stoğunun azaltılması neticesinde bu balıkların sedimanı karıştırılmaları esnasında su kitlesine karışmasına sebep oldukları TP miktarlarının azalmasıdır⁽⁸¹⁾. Artan ışık geçirgenliğinin diğer yaygın bir sonucu da sualtı

bitkilerinin artışına sebep oluşudur. Sualtı bitkileri gerek sedimandan bünyelerine besin tuzu alarak^(30,78,82) ve gerekse balıklar tarafından karıştırılma esnasında sedimanı kökleriyle tutarak besin tuzu salınımını^(34, 44,83-87) azaltmaktadırlar. Bunların neticesinde ise, sedimandan olan iç yükleme, dolayısıyla da su kitlesindeki besin tuzu miktarları azalmaktadır. Eymir Gölü'nde yapılan çalışmada, yukarıda göliçi konsantrasyonların azalmasını sağlayan faktörlerin etkili olmadığı söylenemez. Örneğin, gölde biyomanipulasyon sonrasında ışık geçirgenliği önemli miktarda ($P<0,05$) artmıştır. Sualtı bitkilerinin artışı başlangıçta yavaş olmasına rağmen, kaydedilir oranlara ulaşmıştır. Planktivor balıkların miktarı da azaltılmıştır. Ancak, bu faktörlerin sonucunda, geliştiği varsayılan iç yüklemedeki azalmanın doğrudan ölçümü yapılmamıştır ve kesin bir sonuca varılamaz. Buna rağmen, Eymir Gölü'nde yapılan bu çalışma diğer çalışmalarla karşılaştırılırken, yukarıdaki faktörlerin olası etkilerinin dışında, konuya açıklık getirebilecek başka bir nokta daha tartışılmalıdır ki, buda, olumlu sonuçların alındığı diğer birçok çalışmadakinin aksine, Eymir Gölü'nde göle giren yüklerin azaltılmamış olmasıdır.

Eymir Gölü'nde, besin tuzu yüklemelerine ait verilerin daha detaylı bir şekilde incelenmesi sonucunda, göliçi değerlerdeki artışlardan, biyomanipulasyon sonrası dönemde, yüklerde TP ve SRP konsantrasyonlarındaki önemli artışların sorumlu olabileceği düşünülebilir. Çünkü biyomanipulasyon sonrası dönemde, yüklerdeki ortalama TP ve SRP konsantrasyonları 1,7 (TP) ile 2,4 (SRP) kat artış göstermiştir.

Biyomanipulasyon öncesinde, yüklemdeki TP ve SRP konsantrasyonların göliçi konsantrasyonları arasında yüksek derecede ($P < 0,01$) pozitif korelasyonlar bulunmuştur ($TP_{göliçi} \text{ V } TP_{yük}$, $r = 0,88$ ve $SRP_{göliçi} \text{ V } SRP_{yük}$, $r = 0,78$). Fakat , biyomanipulasyon sonrası dönemde yüklerde görülen artışlara rağmen aynı korelasyon bulunamamıştır. Başka bir deyişle, yüklerdeki konsantrasyonlar göliçi konsantrasyonlarını biyomanipulasyon sonrasında öncesine göre etkilememiştir. Üstelik, biyomanipulasyon sonrası dönemde, yüklerdeki konsantrasyonlar ile göliçi konsantrasyonları arasında (istatistiki olarak önemli olmamasına rağmen) negatif bir korelasyon saptandı ($TP_{göliçi} \text{ V } TP_{yük}$, $r = -0,24$ ve $SRP_{göliçi} \text{ V } SRP_{yük}$, $r = -0,25$). Göl su seviyelerinin biyomanipulasyon öncesi ve sonrası dönemlerde önemli bir değişiklik göstermemesi yukarıdaki korelasyonların güvenilirliğini artıracak niteliktedir.

Bu sonuçlardan yola çıkarak Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon sonrası göliçi besin tuzu konsantrasyonları için şunlar söylenebilir;

1) Göliçi TP ve SRP konsantrasyonlarının biyomanipulasyon sonrası dönemdeki artışından, dış kaynaklı yüklerdeki artışlar sorumludur,

2) Bu artışlar, göliçi konsantrasyonlarında aynı miktarda artışa sebep olamamıştır.

Artıştaki azalma olarak ifade edebileceğimiz bu durum, biyomanipulasyon uygulamasının diğer birçok gölde sıkça rastlanan olumlu sonuçlarının, Eymir Gölü'nde de (nispeten daha düşük ölçekte) alındığının göstergesi olarak yorumlanabilir. Nitekim, dünyada birçok gölde yapılan biyomanipulasyon uygulamalarının başarılı olabilmesi için dış kaynaklı

yüklerin etkilerinin ortadan kaldırılması gerektiği önkoşul olarak kabul edilirken^(25,88-90), Eymir Gölü'nde alınan bu neticenin açıklanabilir olduğu düşünülmelidir.

4.2. Işık geçirgenliği, *Daphnia* sp. ve sualtı bitki yoğunluğu

Biyomanipulasyondan önceki dönemi içeren periyotta, düşük Secchi değerleri ve yüksek bulanıklılık bahar aylarında kaydedildi. Oysa, bahar aylarında ulaşılan su berraklığının, sualtı bitkilerinin senelik büyümelerini gerçekleştirdikleri hayati bir döneme rastladığı bilinmektedir^(27,91-94). Uzun kıyı şeridiyle sualtı bitkilerinin gelişebilmesine olanak verecek özellikte olan Eymir Gölü'nde, biyomanipulasyon öncesi dönemde atıksu uzaklaştırılması sonrası gözlenen iyileşmenin, bahar dönemindeki bu bulanıklık nedeniyle sualtı bitkilerinin tekrar gelişebilmesi için yeterli düzeye ulaşamadığı söylenebilir. Gölde çok yüksek miktarlarda mevcut bulunan planktivor balık biyokütlesi ve bu balıkların büyük vücutlu zooplanktonlar üzerindeki av baskısıyla oluşturdukları yukardan-aşağı etki, özellikle bahar dönemindeki düşük su kalitesinin nedeni olarak gösterilebilir. Planktivor balıkların baskısıyla azalan büyük vücutlu daphnidler, ortamdaki fitoplankton popülasyonu üzerinde yeteri kadar etkili olamayacağından fitoplankton kaynaklı bulanıklılık artacak ve bitkiler için gerekli ışık miktarı azaldığı için bitki büyümesi de olumsuz şekilde etkilenecektir^(27 91-96).

Balık uzaklaştırılması sonrasında, Eymir Gölü'nde bulunan ortalama *Daphnia pulex* yoğunluğu biyomanipulasyon öncesi döneme göre istatistiki olarak önemli artış gösterdi. Bu artışlar klorofil-a ve Secchi değerlerine de

yansıdı. Biyomanipulasyon sonrası dönemde ortalama klorofil-a değerinin önemli derecede ($P<0,05$) düşük ve ortalama Secchi değerinin ($P<0,05$) yüksek olduğu saptandı. Diğer birçok biyomanipulasyon uygulaması sonuçlarına uygunluk gösterecek şekilde^(18,27,97,98), *Daphnia pulex* yoğunluğunun etkisiyle artan ışık geğirgenliği, Eymir Gölü'nde sualtı bitkilerinin tekrar ortaya çıkmasını açıklamaktadır. Sualtı bitkilerinin kapladıkları alan gölün toplam alanına göre biyomanipulasyon sonrası dönemde % 3,71 oranında artmıştır. Ancak bitki büyümesindeki (toplam göl alanında kapladığı % alan) artış oranı diğer bazı göllerle karşılaştırıldığında çok düşüktür. Örneğin, Bleiswijkse Zoom⁽⁷⁸⁾, Duinigermeer⁽⁹⁹⁾ ve Ijzeren Man göllerinde⁽¹⁰⁰⁾ biyomanipulasyonu takip eden ilk iki ay içerisinde su içi bitkileri toplam göl alanının % 50'sini kaplamıştır. Eymir Gölü'nde sualtı bitkilerinin oranlarında önemli sayılabilecek artışlara 2000 yılında ulaşılabilmiştir⁽¹⁰¹⁾. Bu yıl içerisinde sualtı bitkilerinin oranı % 35 olarak ifade edilmiştir. 1999 yılında tespit edilen gecikmenin nedeni, ya da başka deyişle sualtı bitkilerinin başarısını belirleyen en büyük etken, planktivor balık yoğunluğunun halen olması gereken seviyelere düşürülememesidir. Çünkü, özellikle bazı türleri (ör. Sazan, çapak balığı, kızılğöz) dipten de beslenen bu balıklar, beslenmeleri sırasında sedimanı karıştırarak bulanıklılık ve besin tuzu miktarındaki artışa neden olmak suretiyle ışık geğirgenliğindeki artışları yavaşlatmaktadırlar^(17,21-23,80). Hansson ve ark.⁽²⁷⁾, Danimarka ve İsveç'te yapılan biyomanipulasyon uygulamalarından elde edilen sonuçları değerlendirmişler ve toplam balık stoğunun en az % 75'ini, Sondergaard ve ark.⁽³⁸⁾ ise % 80'den fazlasının uzaklaştırılması gerektiği sonucuna varmışlardır. Eymir Gölü'nde, toplam balık stok tespiti yapılamamıştır. Ancak,

biyomanipulasyon sonrasında yoğunluktaki % 34'lük azalma, toplam stoktaki azalmanın bir göstergesi olarak kabul edilebilir. Literatürde % 75 olarak öngörülen değerle karşılaştırıldığında oldukça düşük kalan bu oran, ışık geçirgenliği ve bunun üzerinden sualtı bitkilerinin gelişimi üzerinde 1999 yılında kaydedilen gecikmeyi açıklamaktadır.

1999 yılında sualtı bitkilerinin yeterince yayılış gösterememesinin bir nedeni de, özellikle gölün bitki büyümesine daha elverişli olan kıyı şeridi boyunca dağılım gösteren sakarmeke (*Fulica atra* L.) popülasyonunun (55 birey/ha) sualtı bitkileri üzerinden beslenmesi olabilir. Yapılan birçok çalışmada bu tip restorasyon çalışmaları sonrasında sokuşlarının bitki büyümesi üzerinde oldukça etkili olduğu görülmüştür^(38,102,103,104). Ancak, birkaç kilometre güneyde yer alan Mogan Gölü'nde 1998 yılında yapılan çalışmada⁽¹⁰⁵⁾ kuzey Avrupa göllerinin aksine⁽¹⁰⁶⁾, çok yoğun olmasına rağmen sokuşu popülasyonlarının sualtı bitki büyümesine herhangi bir etkisi olmadığı ve bitki büyümesinin oldukça yüksek miktarlarda gerçekleştiğinin saptanması bu olasılığı zayıflatmaktadır. Buna ek olarak, biyomanipulasyon sonrasında bitki yayılışının daha çok gölün daha sığ olan giriş ve çıkış bölgelerinde artması ve özellikle derinliğin yaklaşık 4 metre olduğu kuzey kıyı şeridinde ve güney kıyı şeridinin bazı bölümlerinde kökleri sedimana bağlı olmadan yaşayabilen *Ceratophyllum demersum* L. yayılışının görülmesi (Şekil 3.7. ve 3.8.), gölde ışık geçirgenliğinin bitki büyümesinde oldukça etkili olduğunu ve henüz yeterli bitki gelişimini destekleyecek düzeye çıkmadığını destekler niteliktedir.

4.3. Yavru Balıkların Etkisi

Eymir Gölünde, besin tuzlarında (özellikle TP) azalma olmamasına rağmen, biyomanipulasyonun ilk yılı itibarıyla elde edilen ve nispeten olumlu sayılabilecek sonuçlar (klorofil-a'nın azalması Secchi derinliğinin ve *Daphnia pulex* yoğunluğunun artması vb.) dikkatlice değerlendirilmelidir. Çünkü, biyomanipulasyon sonrası dönemdeki klorofil-a değerlerinin kararsız bir dağılım (inişli-çıkışlı) göstermesi ve zaman zaman yüksek sayılabilecek seviyelere çıkması Eymir Gölü'nde TP konsantrasyonlarının her an geriye dönüşü hızlandıracak bir faktör olacağını ortaya koymaktadır. Buna ilaveten, biyomanipulasyon sonrası dönemde *Daphnia pulex* yoğunluğunda zaman zaman görülen ani ve büyük düşüşler yukarıda sözü edilen kritik durumun önemini kuvvetlendirir niteliktedir. Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon sonrası dönemde yapılan bağımsız bir örneklemede yavru balık stoğunun oldukça yüksek olduğu (8,4 kg/ha) belirlenmiştir. TP konsantrasyonlarındaki artış, klorofil-a'daki ve *Daphnia pulex* yoğunluğundaki düzensizlikler, gölde biyomanipulasyon sonrası arttığı gözlemlenen genç bireylerin doğrudan ya da dolaylı etkisiyle açıklanabilir. Balık çekilmesi neticesinde gölde artan besin miktarı, bu besin için var olan rekabetin azalmasına ve genç balıkların artışına sebep olmuştur^(25,27,96,107). Bu genç balıklar özellikle zooplankton üzerinden beslenmeleri ve kendileri küçük olmasına rağmen tüketim oranlarının hayli yüksek olması nedeniyle yoğun bir av baskısı oluşturmaktadırlar. Post ve ark.⁽¹⁰⁸⁾, yavru balıkların bir günde kendi ağırlıklarınca zooplankton tüketebildiğini kaydetmişlerdir. Hızlı tükettiklerinden ve hızlı büyüdüklerinden dolayı gölde mobilize ederek dışkılarıyla bıraktıkları besin tuzlarının miktarı da fazla olmaktadır⁽¹⁰⁹⁾. Balık

populasyonuna ilk yıl genç bireylerinin yüksek orandaki katılımının *Daphnia* sp. populasyonunu nasıl etkilediği birçok biyomanipulasyon uygulamasında ortaya konmuştur. Hollanda'daki Bleiswijk ve Zwemlust ve İsveç'teki East Ringsjön göllerinde biyomanipulasyonun ilk yılından sonra artan genç balık miktarına karşın, *Daphnia* sp. miktarında (ilk yıldaki yükselişin aksine) ani bir azalma görülmüştür. Aynı durum İsveç'teki Sövdeborgsjön Gölü'nde ilk yılı takiben, yine İsveç'teki Finjasjön ve Hollanda'daki Norddiep göllerinde de ikinci yılı takiben kaydedilmiştir⁽²⁷⁾. Biyomanipulasyondan sonra ortaya çıkabilecek bu problemin yaşanmaması için, özellikle iki noktaya dikkat edilmesi gerekmektedir. Bunlardan ilki, biyomanipulasyon esnasında gölden balıkların yeteri kadar çekildiğinden emin olunması, ikincisi ise genç balıkların ve diğer kalan stoğun sınırlı halde tutulabilmesi için gölde karnivor balıkların (ör. turna) geliştirilmesidir^(27,96).

4.4. Besin tuzu – fitoplankton kompozisyonu – zooplankton ilişkisi

Ortamda bulunan besin tuzu miktarı (özellikle fosfor), fitoplankton biyokütlesinin potansiyelini belirleyen faktör iken⁽¹¹⁰⁾, zooplanktonların fitoplanktonlar üzerindeki otlama baskısı bu potansiyelin ne kadarının açığa çıkarılabileceğinde etkili olabilen en önemli mekanizmalardan biridir⁽¹¹¹⁾. Zooplanktonların fitoplanktonlar üzerindeki otlama baskısı ise planktivor balık tarafından belirlenmektedir⁽¹¹²⁾. O halde fitoplanktonların miktar ve kompozisyonları, aşağıdan yukarıya olan (besin tuzları), ya da yukarıdan aşağıya olan (balıkla başlayan besin zinciri) etkileşimleri tarafından belirlenmektedir⁽¹¹³⁾. Eymir Gölü'nde, Ağustos 1998 tarihinde yapılan balık

uzaklaştırmasının fitoplanktonlar üzerinde birtakım değişikliklere neden olduğu tespit edilmiştir.

Bu çalışmada, fitoplanktonların miktarı klorofil-a ve biyohacim olarak ölçülmüştür. Ortalama klorofil-a miktarının biyomanipulasyon sonrası dönemde azaldığı ($P < 0,05$) buna rağmen ortalama biyohacim değerinin önemli bir değişiklik göstermediği görülmüştür. Ancak, farklı fitoplankton türlerine ait bireylerde bulunan klorofil-a oranı büyük değişiklikler gösterebilmektedir. Bu da klorofil-a'nın, fitoplanktonların miktar ölçüsü olarak kullanılırken tam ve güvenilir olma ihtimalini zayıflatabilmektedir⁽¹¹⁴⁾. Bu nedenle fitoplanktonların kontrol mekanizmaları incelenirken, biyohacimlerinin kullanılarak süksesyonunun incelenmesi birçok araştırmacı tarafından tercih edilmektedir^(113,115-117).

Biyomanipulasyondan önceki fitoplankton kompozisyonunun en büyük karakteristiği chlorophyta üyelerinden *Crucigenia tetrapedia* ve *Kirchneriella lunaris* gibi küçük vücutlu türlerin sıklık ve yüksek (biyohacim) yoğunluklarıdır. Biyomanipulasyon sonrası dönemde ise chlorophyta içerisindeki baskın türler *Oocystis parva* ve *Oocystis crassa* gibi koloni halinde ve etrafında jelatinimsi bir yapıyla çevrilmiş türlerdir. Bu türlerin özellikle *Daphnia* sp.'nin sindirimine karşı dayanıklı olduğu, hatta *Daphnia* sp. tarafından vücut içine alındıktan sonra bile sindirilmeyip dışarı atıldığı başka çalışmalarda ortaya konmuştur^(118,119). Bu durum, biyomanipulasyon sonrası dönemde, toplam fitoplankton biyohacminin azalma göstermemesine rağmen, zooplankton otlama baskısının işareti olarak gösterilebilir. Biyomanipulasyon sonrası dönemde ayrıca fitoplankton türlerinden *Ceratium*

sp., *Anabaena* sp. ve *Cryptomonas ovata* biyohacim olarak artışlar göstermiştir. Bu dönemde, toplam fitoplankton biyohacminin artışları, toplam fitoplankton birey sayısındaki artıştan ziyade *Ceratium* ve *Anabaena* gibi büyük vücutlu fitoplankton cinslerine ait türlerin katkısından olmuştur. Yine bu türlerin zooplankton (*Daphnia* sp.) otlamasına karşı dayanıklı olduğu hatta sindirilmek üzere vücut içerisine alınamadığı tespit edilmiştir^(119,120). Fitoplankton grup biyohacimlerinin toplam biyohacim içerisindeki katkıları incelendiğinde, özellikle büyük vücutlu bireylerden oluşan grupların (chrysophyta, dinoflagellata ve cyanobacteria) biyomanipulasyon sonrası dönemde toplam biyohacme artan bir biçimde katkıda bulunması bu durumu destekler mahiyettedir (Şekil 3.6.a, b ve c). Ayrıca *Cryptomonas ovata*'nın da zooplankton otlamasına karşı dayanıklı bir tür olduğu sıklıkla ifade edilmiştir^(119,120). Eymir Gölü'nde, biyomanipulasyon öncesi ve sonrası her iki dönemde de, *Cryptomonas ovata*'nın özellikle zooplankton otlamasının maksimum olduğu bahar aylarında en yüksek biyohacimlerde tespit edilmesi, bu bulgularla uyum içerisinde. *Cryptomonas ovata* biyomanipulasyon sonrası dönemde ayrıca sıklık olarak daha fazla kaydedilmiştir.

Genel olarak, Eymir Gölü'nde biyomanipulasyon sonrasında zooplankton otlaması artmış ve bunun sonucu olarak da küçük vücutlu bireylerin miktarı azalmıştır. Bu durumdan büyük vücutlu ve otlamaya dayanıklı bireyler faydalandıkları için dominant hale geçebilmişlerdir^(113,121). Ancak, cyanobacter ve dinoflagellatlara ait büyük vücutlu bu türler istenmeyen ve bazıları toksik olan türlerdir ve su kalitesinin düşüklüğüne işaret etmektedirler. Eymir Gölü'nde, Eylül ve Ekim 1998 tarihlerinde, toplam fitoplankton biyohacminin % 75,27'sini cyanobakterler oluşturmuştur.

Temmuz 1999 tarihinde ise, % 7,15'lik daha düşük bir oranda olmakla birlikte cyanobacterlerde yine bir çıkış olduğu görülmektedir. Bu sonuçtan, *Daphnia pulex*'in fitoplankton popülasyonu üzerindeki (yukarıdan aşağıya olan) baskısının, ortamda yüksek miktarlarda bulunan besin tuzları (özellikle fosfor) konsantrasyonlarının nispi etkisi altında olduğu ve dolayısıyla, ortamdaki fosfor konsantrasyonunun azaltılması suretiyle fitoplankton üzerindeki baskının daha belirgin hale gelebileceği söylenebilir⁽¹²²⁻¹²⁵⁾.

4.5. Zooplankton Komunitesi

Biyomanipulasyon sonrası dönemde SRP'nin konsantrasyonlarındaki salınımlar *Daphnia pulex* yoğunluğundaki değişikliklerle uygunluk gösterecek şekilde gelişmiştir. Nitekim, SRP konsantrasyonları ile *Daphnia pulex* yoğunluğu arasında pozitif ve yüksek bir korelasyon bu ilişkiyi doğrulamaktadır. Bu durum, gölde genel olarak balık baskısı azaldığı zaman artan *Daphnia pulex*'in ortama bıraktığı atıkları neticesinde SRP konsantrasyonlarının arttığını ve genç bireylerin baskısı ile *Daphnia pulex* yoğunluğundaki azalmaları takiben azalan atıklar neticesinde de SRP konsantrasyonlarının azalmış olabileceğini göstermektedir⁽¹²⁶⁾.

Ötrofik sığ göllerde genellikle *Daphnia* sp.'nin baskın olduğu zooplankton komunitelerinden *Bosmina* ve Cyclopoid copepodların baskın olduğu bir konuma geçmesi ve balık predasyonunun fazla olduğu durumlarda rotifer ve cyclopoid copepodların baskın olması⁽¹²⁷⁾, Eymir Gölü'nde farklı mekanizmaların etkin olduğunu düşündürmektedir. Eymir Gölü'nde TP konsantrasyonu oldukça yüksek olmasına rağmen bu durumdaki pek çok

gölde rastlandığının^(76,128-131) aksine calanoid copepod yoğunlukları cyclopoid copepodlardan biyomanipulasyon öncesi ve sonrası dönemde çok daha yüksekti ve biyomanipulasyon sonrasında da bu iki gruptan sadece calanoid copepodlarda belirgin bir artış gözlemlendi. Ötrofik göllerde nadir olarak da olsa rastlanan⁽¹³²⁾ bu durum, farklı cyclopoid ve calanoid copepod türlerinde farklı biçimlerde etki eden bahar aylarındaki su sıcaklığı yükselişi, besin kompozisyonu ve balık predasyonu gibi faktörlerle açıklanabilir⁽¹³¹⁾. Cyclopoid copepodlar için belirlenen eşik besin konsantrasyonlarının genellikle calanoidlerden daha yüksek olduğu bilinmektedir⁽¹³¹⁾. Eymir Gölü'nde oldukça düşük konsantrasyonlarda tespit edilen rotifer miktarı ve rotifer ve cyclopoid copepodite arasında tespit edilen pozitif korelasyon ($P < 0,05$), cyclopoid copepodların ötrofik olmasına rağmen gölde neden seçici olarak beslenen calanoidlere⁽¹³³⁾ karşı çekimlik durumda kaldığını açıklayabilir.

4.6. Sonuç ve öneriler

Bu çalışmanın sonuçları, soğuk-ılıman göllerde yapılan biyomanipulasyon çalışmaları için getirilen önerilerin, Eymir Gölü gibi sıcak-ılıman göller için de geçerli olabileceğini gösterdi. Ayrıca bu çalışma, Türkiye'de restorasyon amaçlı yapılan ilk biyomanipulasyon çalışması olması açısından da önem taşımaktadır. Birbirinden oldukça farklı iklim özelliklerinin görüldüğü Türkiye'de biyomanipulasyon uygulamalarının daha başarılı olması için yeni uygulamalara ihtiyaç vardır. Biyomanipulasyon uygulaması, biyolojik çeşitliliği artırması, ucuzluğu ve geniş bir çerçevede uygulanabilirliği göz önünde bulundurularak, sediman çıkarılması, alg büyümesini engellemek

için kimyasal madde kullanımı ve hipolimniyonun oksijenlendirilmesi gibi tekniklerle kıyaslandığında öncelikli bir restorasyon tekniği olarak düşünülebilir.

Biyomanipulasyonun Eymir Gölü'nde kalıcı iyileşme sağlayabilmesi için dikkate alınması gereken öneriler şu şekilde özetlenebilir;

- a- *Göliçi TP konsantrasyonunun 0,1 mg/l'nin altına düşürülmesi*; bunun için atılması gereken adımların başında TEK tesislerinin Eymir Gölü'ne karışan atıklarının uzaklaştırılması gelmektedir.
- b- *Planktivor balık popülasyonunun en az % 75 oranında azaltılmasının sağlanması*; 1999 yılında ancak % 34'lük kısmının uzaklaştırıldığı tahmin edilen balık stoğu, yeni genç bireylerin oluşturduğu baskıyı azaltmak üzere % 75'lik orana ulaşıncaya kadar azaltılmaya devam edilmelidir.
- c- *Göldeki turna balığı stoğunun iyileştirilmesi*^(38,96); ilgili önlemlerin başında, mevcut stoğu koruma amacıyla, gölde olta avcılığıyla da olsa turnanın avlanması takip edilerek önlenmelidir. Mevcut stoğu artırmak amacıyla ise, Mogan Gölü'nden genç bireylerin Eymir Gölü'ne bırakılması düşünülmelidir.

KAYNAKLAR

1. R.A. Vollenweider, Global problems of eutrophication and its control. Syp. Biol. Hung. 38. In : Conservation and Management of Lakes (Eds), J. Salaniki, S. Herodek (1989).
2. B. Moss, Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components, Hydrobiol., **200/201**, 367-377 (1990).
3. C.F. Mason, Biology of freshwater pollution, Longman, London (1991).
4. J. De Anda, H. Shear, U. Maniak and G. Riedel, Phosphates in Lake Chapala, Mexico, Lakes & Reservoirs: Research and Management, **6** (4), 313-321 (2001).
5. I.G. Cowx, Rehabilitation of freshwater fisheries, Fishing News Books (1994).
6. R.G. Wetzel, Limnology, (2nd ed.), Saunders College Publ., Philadelphia, (1983).
7. B. Henderson-Sellers and H.R. Markland, Decaying lakes, The origins and control of cultural eutrophication, John Wiley and Sons (1987).
8. P.J.S. Franks, Phytoplankton bloom in a fluctuating environment: the roles of plankton response time scales and grazing, J. Plankton Res., **23** (12), 1433-1441 (2001).
9. R.M. Timms and B. Moss, Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of

- zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem, *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 472-486, (1984).
10. I. Tüzün and C.F. Mason, Eutrophication and its control by biomanipulation: an enclosure experiment, *Hydrobiol.*, **331**, 79-95 (1996).
 11. M. Beklioğlu, Whole lake and mesocosm studies on the role of nutrients and zooplankton grazing in a shallow and deep lakes, PhD Thesis, The University of Liverpool (1995).
 12. J. Shapiro, Biomanipulation: the next phase making it stable, *Hydrobiol.*, **200/201**, 13-27 (1990).
 13. S.R. Carpenter and J.F. Kitchell, The trophic cascade in lakes, Cambridge: Cambridge University Press (Cambridge Studies in Ecology) (1993).
 14. G.A. Polis and K.O. Winemiller, Food webs: integration of patterns and dynamics, New York, Chapman and Hill (1996).
 15. B. Moss, Ecology of freshwaters: Man and Medium, 2nd. edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford (1988).
 16. J. Hartman, Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen, *Schweiz. Z. Hydrol.*, **39**, 243-254 (1977).
 17. J.L. Attayde and L.A. Hansson, The relative importance of fish predation and excretion effects on planktonic communities, *Limnol. Oceanogr.*, **46** (5), 1001-1012 (2001).
 18. J.A. Strand and S.E.B. Weiner, Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation, *Freshwat. Biol.*, **46** (10), 1397-1408 (2001).

19. J. Pijanowska and A. Prejs, Food-web manipulation in shallow, eutrophic lakes: bridging the gap between the whole-lake approach and behavioral and demographic studies, *Hydrobiol.*, **342-343**, 305-310 (1997).
20. E. Bergman, L.A. Hansson, A. Persson, J. Strand, P. Römare, M. Enell, W. Granéli, J.M. Svensson, S.F. Hamrin, G. Cronberg, G. Andersson and E. Bergstrand, Synthesis of theoretical and empirical experiences from nutrient and cyprinid reductions in Lake Ringsjön, *Hydrobiol.*, **404**, 145-156 (1999).
21. İ. Tüzün, Eutrophication and its control by biomanipulation, PhD thesis, Essex University (1993).
22. G. Phillips, R. Jackson, C. Bennett and A. Chilvers, The importance of sediment P release in the restoration of very shallow lakes, (Norfolk Broads) and implications for biomanipulation, *Hydrobiol.*, **275/276**, 445-456 (1994).
23. W.A. Breukelaar, H.R.R.E. Lammens, J.G.P.K. Breteler and I. Tatrai, Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a, *Freshwat. Biol.*, **32**, 113-121 (1994).
24. E. Jeppesen, J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjaer ve K. Orlík, Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions, *Hydrobiol.*, **200/201**, 219-227 (1990).
25. E. Jeppesen, P.J. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen and L. Jensen, Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient

- state, submerged macrophytes and water depth, *Hydrobiol.*, **342/343**, 151-164 (1997).
26. M.R. Perrow, M.L. Meijer, P. Dawidowicz and H. Coops, Biomanipulation in shallow lakes: state of art, *Hydrobiol.*, **342/343**, 355-365(1997).
27. L.A. Hansson, H. Annadotter, E. Bergman, S.F. Hamrin, E. Jeppesen, T. Kairesalo, E. Luokkanen, P.A. Nilsson, M. Sondergaard and J. Strand, Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes, *Ecosystems* **1**, 558-574 (1998).
28. J.A. Strand, The development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation, *Hydrobiol.*, **404**, 113-131 (1999).
29. A.D. Hasler and E. Jones, Demonstration of the antagonistic action of large aquatic plants on algae and rotifers, *Ecology*, **30**, 346-359 (1949).
30. E. van Donk, M.P. Grimm, R.D. Gulati and J.P.G. Klein Breteler, Whole-lake foodweb manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem, *Hydrobiol.* **200/201**, 275-289 (1990).
31. A.W. De Nie, The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations, EIFAC Occasional paper **19**. FAO, Rome, pp.88 (1987).
32. E.H.R.R. Lammens, Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes, *Hydrobiol. Bull.*, **23**, 11-18 (1989).
33. M.L. Meijer, E.H.R.R. Lammens, A.J.P. Raat, J.G.P. Klein Breteler and M.P. Grimm, Developments of fish communities in lakes after biomanipulation, *Neth. J. Aquat. Ecol.*, **29**, 91-102 (1995).

34. S.R. Carpenter and D.M. Lodge, Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes, *Aquat. Bot.*, **26**, 341-370 (1986).
35. P. Schriver, J. Bøgestrand, E. Jeppesen and M. Sondergaard, Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake, *Freshwat. Biol.*, **33**, 255-270 (1995).
36. A. Water, The control of phosphorus in the catchment of the Rivers Ant and Bure, 1st Ann. Rep. Norwich, pp.12 (1987).
37. B. Moss, Water pollution and the management of ecosystems: a case study of science and scientist, *Toward a more exact Ecology* (ed. by P.J. Grubb and J.H. Whittaker), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 401-422 (1989).
38. M. Sondergaard, E. Jeppesen, J.P. Jensen and T. Lauridsen, Lake restoration in Denmark, *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **5** (3), 151-159 (2000).
39. K.L. Burley, E.E. Prepas and P.A. Chambers, Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments, *Freshwat. Biol.*, **46** (8), 1061-1074 (2001).
40. G.D. Cooke, E.B. Welch, S.A. Peterson and P.R. Newroth, *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, Lewis Publishers, Boca Raton (1993).
41. O.T. Lind, L.O. Davaloslind, T.H. Chrzanowski and J.G. Limon, Inorganic turbidity and the failure of fishery models, *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, **79**, 7-16 (1994).

42. P. Boers, J. van der Does, M. Quaak, J. van der Vlucht and P. Walker, Fixation of phosphorus in lake sediments using iron(III)chloride: experiences, expectations, *Hydrobiol.*, **233**, 211-212 (1993).
43. G. Phillips, Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes, *Hydrobiol.* **395**, 61-76 (1999).
44. E. Jeppesen, P. Kristensen, P.J. Jensen, M. Sondergaard, E. Martensen and T. Lauridsen, Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: duration, regulation factors and methods for overcoming resilience, *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **48**, 127-148 (1991).
45. R.H. Foy and A.G. Fitzsimons, Phosphorus inactivation in a eutrophic lake by the direct addition of ferric aluminium sulphate: changes in phytoplankton populations, *Freshwat. Biol.*, **17**, 1-13 (1987).
46. R.H. Foy, Phosphorus inactivation in a eutrophic lake by the direct addition of ferric aluminium sulphate: Impact on iron and manganese, *Freshwat. Biol.*, **15**, 613-629 (1985).
47. B. Moss, J. Stansfield and K. Irvine, Development of Daphnid communities in a diatom and Cyanophyte-dominated lakes and their relevance to lake restoration by biomanipulation, *Journal of Applied Ecology*, **28**, 586-602 (1991).
48. H. S. Hosper and M. L. Meijer, Biomanipulation, will it work for your lake? A simple test for assessment of changes for clear water, following drastic fish stock reduction in shallow, eutrophic lakes, *Ecol. Engineer.* **2**, 63-71 (1993).

49. L. Carvalho, Top-down control of phytoplankton in a shallow hypertrophic lake: Little Mere (England), *Hydrobiol.*, **275/276**, 53-63 (1994).
50. R. De Melo, R. France and D. J. Mc Queen, Biomanipulation: Hit or Myth, *Limnol. and Oceanogr.* **37** (1), 192-207 (1992).
51. M. Beklioğlu, L. Burnak and Ö. İnce, Benthic-planktivorous fish-induced low water quality of Lake Eymir before biomanipulation, *Tr. J. of Zoology*, **24** (3), 315-326 (2000).
52. D. Altınbilek, N. Usul, H. Yazıcıoğlu, Y. Kutoğlu, N. Merzi, M. Gögüş, V. Doyuran ve A. Günyaktı, Gölbaşı-Mogan-Eymir gölleri için su kaynakları ve çevre yönetim planı projesi, Mogan ve Eymir gölleri 1. Çevre Kurultayı, 13-21 (1995).
53. S.L. Burnak, Pelagic trophic interactions: clear versus turbid water states in Lake Mogan and Lake Eymir, M.Sc. Thesis, METU, Ankara (1998).
54. F.J.H. Mackereth, J. Heron and J.F. Talling, Water analysis: Some methods for limnologists, Freshwater Biological Association Scientific Publication No: 36 (1978).
55. A. Chaney and E.P. Morbach, Modified reagents for the determination of urea and ammonia, *Clin. Chem.*, **8**, 130-132 (1962).
56. H.L. Golterman, R.S. Clymo and M.A.M. Ohnstad, Methods for Physical and chemical analyses of freshwaters, 2nd edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford (1978).
57. B. Moss, A note on the estimation of chlorophyll-a in freshwater algal communities, *Limnol. Oceanogr.* **12**, 340-342 (1967)
58. J.F. Talling and D. Driver, Some problems in the estimation of chlorophyll-a in phytoplankton, In M.S. Doty, ed. Proceedings of

- Conference Primary Production Measurements in Marine and Freshwaters, University of Hawaii, U.S. Atomic Energy Commission Publication TID 7633, (1961).
59. H.H. Bottrell, A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grieger, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larrson and T. Weyleleuska, A review of some problems in zooplankton production strategies, *Norw. J. Zool.* **24**, 419-456 (1976).
60. D.J. Scourfield and J.P. Harding, A key to British freshwater cladocera, 3rd edition, F.B.A. Scientific Publication No: 5 (1966).
61. J.P. Harding and A. Smith, A key to British freshwater cyclopoid and calanoid copepods, 2nd edition, F.B.A. Scientific Publication No: 18 (1972).
62. R.G. Wetzel and G.E. Likens, *Limnological analysis*, 2nd ed., Springer-Verlag, New York (1991).
63. J.W.G. Lund and J.F. Talling, Botanical limnological methods, with special reference to the algae, *Bot. Rev.*, **23**, 489-583 (1957).
64. J.W.G. Lund, F.J.H. Mackereth and C.H. Mortimore, Changes in depth and time of certain chemical and physical conditions and of the standing crop of *Asterionella formosa* Has. in the north basin of Windermere in 1947, *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. Ser. B* **246**, 255-290 (1963).
65. G.M. Hallegraeff, A comparison of different methods used for the quantitative evaluation of biomass of freshwater phytoplankton, *Hydrobiol.* **55**(2), 145-165 (1977).
66. E.G. Bellinger, A key to the identification to the more common algae found in British freshwaters, *Wat. Treat. Examin.*, **23**, 76-131 (1974).

67. H. Belcher and E. Swale, A beginners guide to freshwater algae, 2nd edition, HMSO, London (1976).
68. A. Pentecost, Introduction to freshwater algae, 1st edition, Richmond, Surrey (1984).
69. G.W. Prescott, Algae of the Western Great Lakes Area, Otto Koeltz Science Publishers, W-Germany (1973).
70. E. Willen, "A simplified method of phytoplankton counting" Br. Phycol.J., **11**, 265-278 (1976).
71. S. Haslam, C. Sinker and P. Wolseley, British Water Plants, Field studies, No: 107 (1982).
72. G. Altınayar, Su Yabancıotları, Bayındırlık ve İskan Bakanlığı, Devlet Su İşleri (1988).
73. D. Altınbilek ve diğeri, "Gölbaşı Mogan-Eymir Gölleri için Su Kaynakları ve Çevre Yönetim Planı Projesi", ASKİ için ODTÜ Tarafından Hazırlanan Ara Rapor-3 ve Eki, Ankara, Eylül (1994).
74. Soyupak, S., Sürücü, G., Gökçay, C.F., Kılıç, B. Bayar, A., Bakan, G.K., Mukhallalati, L., (1995). Mogan ve Eymir Göllerinde Kirlilik Kaynakları ve Su Kirliliği Problemi. Mogan ve Eymir Gölleri 1. Çevre Kurultayı, Ankara (1995).
75. C. Forsberg and S. Ryding, Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes, Arch. Hydrobiol. **89**, 189-207 (1980).
76. E. Jeppesen, J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen and F. Landkildehus, Trophic structure, species richness and biodiversity in

- Danish lakes: changes along a phosphorus gradient, *Freshwat. Biol.*, **45**, 201-218 (2000).
77. E. Jeppesen, "The ecology of shallow lakes-trophic interactions in the pelagical. Doctor's dissertation", NERI Technical Report No:247. (1998).
78. M.L. Meijer, E. Jeppesen, E. van Donk, B. Moss, M. Scheffer, E. Lammens, E. van Nes, J.A. van Berkum, G.J. de Jong, B.A. Faafeng and J.P. Jensen, Long-term responses to fish-stock reduction in small lakes: interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in The Netherlands and Denmark, *Hydrobiol.*, **275/276**, 457-466 (1994).
79. M. Sondergaard, E. Jeppesen, E. Mortensen; E. Dall, P. Kristensen and O. Sortkjaer, Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing, *Hydrobiol.*, **200-201 / Dev. Hydrobiol. 61**, 229-240 (1990).
80. B. Bostrom, M. Jansson & C. Frosberg, Phosphorus release from lake sediments, *Arch. Hydrobiol. Beih.* **18**, 5-59 (1982).
81. G. Andersson, W. Granéli & J. Stenson, The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems, *Hydrobiol.*, **170**, 276-284 (1988).
82. W. Granéli and D. Solander, Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes, *Hydrobiol.*, **170**, 245-266 (1988).
83. J. Windolf, E. Jeppesen, M. Sondergaard, J.P. Jensen and L. Sortkjaer, Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Ferske vandområder – Søer. [The action plan on the aquatic environment, 1992. Freshwater area - Lakes]. National envir. Res. Inst., pp.129 (1993).

84. J. Horppila and T. Kairesalo, A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high algal productivity and biomass in Lake Vesijarvi, southern Finland. *Hydrobiol.*, **200/201**, 153-165 (1990).
85. J. Horppila and T. Kairesalo, Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal loading, *Hydrobiol.*, **243/244**, 323-331 (1992).
86. T. Kairesalo, S. Laine, E. Luokkanen, T. Malinen and J. Keto, Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation, *Hydrobiol.*, **395/396**, 99-106 (1999).
87. J. Horppila and L. Nurminen, The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake, *Freshwat. Biol.*, **46** (11), 1447-1455 (2001).
88. H. Sas (ed.), Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences extrapolations, Academia Verlag, Richarz: XXI + 497 pp. (1989).
89. S.H. Hosper and E. Jagtman, Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in Netherlands, *Hydrobiol.*, **200/201**, 523-534 (1990).
90. J. Bendorf and U. Miersch, Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation, *Verh. Int. Ver. Limnol.* **24**, 2482-2488 (1991).
91. E. Jeppesen, M. Søndergaard, J.P. Jensen, E. Mortensen, A-M. Hansen and T. Jørgensen, Major perturbation in biological structure and dynamics of a shallow hypertrophic lake following a reduction in sewage loading: an 18-year study in Lake Søbygaard, Denmark, *Ecosystems* **1**, 250-267 (1998).

- 92 M-L. Meijer, I. Boois, M. Scheffer, R. Portielje and H. Hosper, Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies, *Hydrobiol.*, **408/409**, 13-30 (1999).
93. M-L. Meijer, Biomanipulation in the Netherlands 15 years of experience, Ph.D. thesis, Wagening University, Lelystad (2000).
94. M.L. Meijer and H. Hosper, Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands, *Hydrobiol.*, **342/343**, 335-349 (1997).
95. B. Moss, J. Madgwick and G. Phillips, A guide to restoration of nutrient-enriched shallow lakes Environment Agency & Broads Authority, East Anglia (1996).
96. R. W. Drenner and K.D. Hambright, Review: Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique, *Arch. Hydrobiol.*, **146**, 129-165 (1999).
97. H. Hosper and M.L. Meijer, Biomanipulation, will it work for your lake? Simple test for clear water following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes, INTECOL's 4th International Wetlands Conference, Columbus, Ohio, U.S.A. (1992).
98. M.L. Pace, Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll-a relationship, *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **41**, 1089-1096 (1984).
99. J.A. van Berkum, M. Klinge and M.P. Grimm, Biomanipulation on the Duinigermeer: first results, *Neth. J. Aquat. Ecol.*, **29**, 472-486 (1995).
100. O. Driessen, B. Pex and H. Tolkamp, Restoration of a lake: First results and problems, *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **25**, 617-621 (1993).

101. M. Beklioğlu, Can biomanipulation restore an eutrophic Turkish lake?, International workshop on 'shallow lake wetlands: ecology eutrophication and restoration, Ankara, Turkey, November (2001).
102. T.L. Lauridsen, E. Jeppesen and F.Ø. Andersen, Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: Impact of sediment composition and waterfowl grazing, *Aquat. Bot.* **46**, 1-15 (1993).
103. G. Andersson and L. Nilsson, Autumn waterfowl abundance in Lake Ringsjön, *Hydrobiol.*, **404**, 41-51 (1999).
104. M. Søndergaard, L. Bruun, T. Lauridsen, E. Jeppesen, T. Vindbæk Madsen, The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake, *Aquat. Bot.*, **53**, 73-84 (1996).
105. H. Sandsten, M. Beklioğlu and Ö. İnce, Effects of waterfowl, large fish and periphyton on the spring growth of *Potamogeton pectinatus* L. in Lake Mogan, Turkey, *Hydrobiol.* (Ekim 2001'de sunuldu).
106. S.E.B. Weisner, J.A. Strand and H. Sandsten, Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes, *Oecologia*, **109**, 592-599 (1997).
107. M. Scheffer and S. Rinaldi, Minimal models of top-down control of phytoplankton, *Freshwat. Biol.*, **45**, 265-283 (2000).
108. J.R. Post, L.G. Rudstam, D.M. Schael and C. Luecke, Pelagic planktivory by larval fishes in Lake Mendota, In: Kitchell J.F, editor. Food web management: a case study of Lake Mendota, New York: Springer-Verlag, 303-317 (1992).

109. J.R. Post, S.R. Carpenter, D. Christensen, K.L. Cottingham, J.R. Kitchell and D.E. Schindler, Seasonal effects of variable recruitment of a dominant piscivore on pelagic food web structure, *Limnol. Oceanogr.*, **42**, 722-729 (1997).
110. D.W. Schindler, Evolution of phosphorus limitation in lakes, *Science*, **195**, 260-262 (1977).
111. R.S. Carpenter, F.J. Kitchell, R.J. Hodgson, Cascading trophic interactions and lake productivity, *Bioscience*, **35** (10), 634-638 (1985).
112. J.L. Brooks and S.I. Dodson, Predation, body size and the composition of plankton, *Science*, **150**, 28-35 (1965).
113. K.L. Cottingham, Nutrients and zooplankton as multiple stressors of phytoplankton communities: evidence from size structure, *Limnol. Oceanogr.*, **44** (3, part 2), 810-827 (1999).
114. R.S. Carpenter, F.J. Kitchell, K.L. Cottingham, D.E. Schindler, D.L. Christensen, D.M. Post, N. Voichick, Chlorophyll variability, nutrient input, and grazing: evidence from whole-lake experiments, *Ecology*, **77** (3), pp.725-735 (1996).
115. T. Malone, Algal size. *In* The physiological ecology of phytoplankton. Edited by I. Morris. Blackwell Scientific Publishers, Oxford, pp.433-463 (1980).
116. S. Watson, E. McCauley, and J.A. Downing, Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 2605-2610 (1992).

117. A. Mazumder, Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting zooplankton community structure: potential mechanisms, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 401-407 (1994).
118. K.G. Porter, Viable gut passage of gelatinous green algae ingested by *Daphnia*, *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, **19**, 2840-2850 (1975).
119. W.C. Kerfoot, C. Levitan and W.R. Demott, *Daphnia*-phytoplankton interactions: density-dependent shifts in resource quality, *Ecology*, **69**, (6), 1806-1825 (1988).
120. C.S. Reynolds, Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability, *Freshwat. Biol.*, **14**, 111-142 (1984).
121. U. Sommer, F. Sommer, B. Santer, C. Jamieson, M. Boersma, C. Becker and T. Hansen, Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton, *Ecology Letters*, **4** (6), 545-550 (2001).
122. W.G. Sprules and M. Munawar, Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**, 1789-1794 (1986).
123. A. Mazumder, D.J. McQueen, W.D. Taylor and D.R.S. Lean, Effects of fertilization and planktivorous fish (yellow perch) predation on size distribution of particulate phosphorus and assimilated phosphate: large enclosure experiments *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 421-430 (1988).
124. M.A. Ahrens and R.H. Peters, Patterns and limitations in limnoplankton size spectra, *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **48**, 1967-1978 (1991).

125. K.L. Cottingham, Phytoplankton responses to whole lake manipulations of nutrients and food webs, Ph.D. thesis, Univ. Wisconsin-Medicine (1996).
126. B. Moss, Ecology of Fresh Waters: Man & Medium, Past to Future, 3rd edition, Blackwell Science, Oxford (1998).
127. E. Jeppesen, M. Sondergaard, J.P. Jensen, E. Mortensen and O. Sortkjaer, Fish-induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Sobygaard, J. Plankton Res., **18** (9) 1605-1625 (1996).
128. Z.M. Gliwicz, Studies on feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic state, Ekologia polska, **17**, 663-708 (1969).
129. K. Patalas, Crustacean plankton communities in Polish lakes. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, **16**, 204-215 (1972).
130. J.S. Bays and T.L. Crisman, Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes, Can. J. Fish. aquat. Sci., **40**, 1813-1819 (1983).
131. R. Adrian, Calanoid-cyclopoid interactions: evidence from an 11-year field study in a eutrophic lake, Freshwat. Biol., **38**, 315-325 (1997).
132. J.L. Brooks, Eutrophication and changes in the composition of zooplankton. In: Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives, pp.236-255. National Academy of Sciences, Washington, DC (1969).
133. S. Richman and S.I. Dodson, The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diaptomus*. Limnol. Oceanogr., **28** (5), 948-956 (1983).

EK 1. Eymir Gölü'nde bulunan zooplankton türlerinin sistematik listesi

Phylum Aschelminthes

Sınıf Rotifera

Takım Monogononta

Alttakım Ploima

Aile Brachionidae

Keratella quadrata (Müller)

Keratella cochlearis (Gosse)

Brachionus calcyflorus (Pallas)

Brachionus angularis (Gosse)

Brachionus rubens (Ehrenberg)

Trichotria pocillum (Müller)

Kellicottia longirostris (Kellicott)

Aile Trichocercidae

Trichocerca cylindrica (Imhof)

Aile Asplanchnidae

Asplanchna priodonta (Gosse)

Alttakım Fiosculariaceae

Aile Testudinellidae

Testudinella patina (Hermann)

Filinia terminalis (Plate)

Filinia longiseta (Ehrenberg)

Phylum Arthropoda

Subphylum Carida

Sınıf Crustaceae

Altsınıf Branchiopoda

Takım Phyllopoda

Alttakım Cladocera

Aile Daphniidae

Daphnia pulex (De Geer)

Ceriodaphnia sp.

Aile Sididae

Diaphanosoma brachyurum (Liéven)

Aile Chydoridae

Chydorus sp.

Pleuroxus sp

Alona sp.

Altsınıf Maxillopoda

Takım Copepoda

Alttakım Cyclopoida

Aile Cyclopoidae

Cyclops sp.

Alttakım Calanoida

Aile Calanoidae

Diaptomus sp.

Aile Harpacticidae

Harpacticoide sp.

EK 2. Eymir Gölü'nde bulunan fitoplankton türlerinin sistematik listesi

Alem Eukaryota

Bölüm Chrysophyta

Sınıf Bacillariophyceae (diatomlar)

Takım Eupodiscales

Aile Coscinodiscaceae

Cyclotella meneghiniana Kuetz.

Stephanodiscus sp.

Takım Fragilariales

Aile Fragilariaceae

Fragilaria crotonensis Kitton.

Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg

Asterionella formasa Hass

Amphora ovalis

Takım Naviculales

Aile Naviculaceae

Navicula sp.

Aile Cymbellacea

Cymbella lanceolata (ehr.) V. H.

Bölüm Chlorophyta

Sınıf Chlorophyceae

Takım Volvocales

Aile Volvoceae

Chlamydomonas globosa Ehr.

Chlamydomonas angulosa Dill

Chlamydomonas sp.

Carteria cordiformis (Carter)

Chrysococcus sp.

Eudorina sp.

Takım Chlorococcales

Aile Oocystaceae

Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

Oocystis crassa Wittr.

Oocystis parva W. And G.S.West

Oocystis sp.

Chlorella vulgaris Beyerinck

Schroederia setigera (Schroed.)

Kirchneriella lunaris (Kirch.)

Aile Scenedesmaceae

Scenedesmus quadricauda (Turp) Brebisson

Crucigenia tetrapedia (Kirch.)

Bölüm Pyrrophyta

Sınıf Cryptophyceae

Takım Cryptomenadales

Aile Cryptomonas

Cryptomonas ovata Ehrenberg

**T.C. YÜKSEK ÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

Rhodomonas sp.

Sınıf Dinophyceae

Takım Peridinales

Ceratium hirundinella (O.F. Muell)

Gymnodinium inversum Nyg.

Bölüm Cyanobacteria

Sınıf Cyanophyceae

Takım Chroococcaceae

Aile Chroococcaceae

Merismopedia elegans A. Braun

Coelospherium naegelianum (Unger)

Anabaena sp.