

Yaşar ALUÇ

Yüksek Lisans Tezi

KÜ 2008

T.C.

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI  
YÜKSEK LİSANS TEZİ

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ KAMPÜS GÖLETLERİNDE BESİN ZİNCİRİ  
İLİŞKİLERİNİN SU KALİTESİ ÜZERİNDEKİ  
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

YAŞAR ALUÇ

Ocak 2008

T.C.  
KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI  
YÜKSEK LİSANS TEZİ

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ KAMPÜS GÖLETLERİNDE BESİN ZİNCİRİ  
İLİŞKİLERİNİN SU KALİTESİ ÜZERİNDEKİ ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

YAŞAR ALUÇ

OCAK 2008

Fen Bilimler Enstitü Müdürünün onayı.

.../.../.....

Doç. Dr. Burak BİRGÖREN

Enstitü Müdürü V.

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.

Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Danışman

Jüri Üyeleri

Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK

Doç. Dr. Sibel ATASAGUN

Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

## ÖZET

### KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ KAMPÜS GÖLETLERİNDE BESİN ZİNCİRİ İLİŞKİLERİNİN SU KALİTESİ ÜZERİNDEKİ ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

ALUÇ, Yaşar

Kırıkkale Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi

Danışman : Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Ocak 2008, 63 sayfa

Bu çalışma, Kırıkkale Üniversitesi kampüs sınırları içerisinde bulunan ve birbirleriyle bağlantılı iki gölette gerçekleştirilmiştir. Göletlerde ve göletleri besleyen su kaynaklarında fiziksel, kimyasal ve biyolojik ilişkilerin su kalitesi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Çalışmanın başlangıcı itibariyle göleti besleyen su kaynaklarından birine (kaynak1) kanalizasyon atıklarının karıştığı tespit edilmiştir. Kanalizasyonun su kaynağına karışımı 17 Mayıs 2007 tarihi itibariyle engellenmiştir. Bu tarihten önce, drenaj kaynakta çok düşük olan besin tuzu (özellikle fosfor ve amonyum) miktarlarının, göletlere olan yolculuğu esnasındaki karışım nedeniyle aşırı artış gösterdiği ve bu artışın göletlerin besin tuzu seviyelerini de etkilediği tespit edilmiştir. Özellikle Fosfor ve azotun yüksek seviyeleri fitoplankton üretiminin artışına sebep olmuştur. Bu dönemdeki yüksek klorofil-a konsantrasyonları, çevrimden sonra besin tuzlarındaki ani düşüslere bağlı olarak önemli azalmalar

göstermiştir. Yapılan istatistiki analizler, klorofil-a ve besin tuzlarından özellikle fosfor arasındaki pozitif ilişkiyi ortaya çıkarmıştır. Fitoplankton türleri çözünmüş haldeki fosforu kullanabildikleri için, klorofil-a ile çözünmüş reaktif fosfor arasında negatif korelasyonlar tespit edilmiştir. Çevrimden sonra ise, besin tuzu konsantrasyonlarının, azalmalara rağmen halen fitoplankton büyümesini yeteri kadar destekleyebilecek miktarlarda olduğu anlaşılmıştır. Bu dönemde azot fosfor oranı >10 olduğu halde syanobakter ve dinoflagellat türleri gelişmiş ve fitoplankton kompozisyonunda hakim duruma geçmiştir. Göletlerin, halen oluşumlarının başlangıcında olmaları nedeniyle, fitoplanktonlar üzerinde baskı kuracak zooplankton türlerinin henüz gelişmediği saptanmıştır. Zooplankton popülasyonuna, fitoplanktonun tüketiminde büyük vücutlu Cladocera grubu türlerine göre daha az etkin olan Rotifera ve Copepoda grubuna ait türlerin hakim olduğu tespit edilmiştir. Önlem olarak gölete giren su kaynaklarının kapalı bir sistem içerisinde taşınmasını sağlamak suretiyle, besin tuzu yüklerinin drenaj kaynaktaki seviyelerine çekilmesi mümkündür. Ayrıca, gölete *Daphnia* sp. gibi fitoplankton üzerinde baskı kurabilecek türlerin gelişmesini, aşılacak suretiyle hızlandırmaktır. Ayrıca, göletlerde, kontrollü makrofit gelişmesini sağlayacak müdahaleler yapılması, hem makrofitlerin fitoplanktonlarla besin tuzu üzerinden rekabet etmesini hem de zooplanktona sığınak sağlaması açısından önemli görülmüştür.

**Anahtar Kelimeler :** Üniversite Kampüs Göletleri, besin tuzları, yük çevrimi, fitoplankton, zooplankton, besin zinciri ilişkileri

## **ABSTRACT**

Investigation of the effect of food-chain interactions on the water quality of  
University Lake Ponds

ALUÇ, Yaşar

Kırıkkale University

The Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Biology, M. Sc. Thesis

Supervisor : Assoc. Prof. Dr. İlhami TÜZÜN

January 2008, 63 page

This study was carried out on two lake ponds located within the campus of Kırıkkale University. The effects of physical, chemical and biological interactions on the water quality of lake ponds was investigated on both within lake ponds and inflow water of the lake ponds. From the start of the study, an effluent was detected contaminating one of the inflows (Inflow1) of the lake ponds. The contamination of effluent was stopped by diversion on 17 May 2007. It was found that, before the diversion, the nutrient levels (especially phosphorus and ammonia) that were at very low levels on the mouth of drainage water source, increased due to the interference of an effluent during its journey, and thus affect the nutrient level in the lake ponds. Accessive amounts of nutrients, particularly Phosphorus and nitrogen resulted in accelerated growth of phytoplankton. Higher chlorophyll-a concentrations found during the pre-diversion period showed considerable decreases resulting from the sharp falls in the nutrient concentrations during post-diversion period. Statistical analysis proved positive relationships between chlorophyll-a and nutrients, especially

phosphorus. Negative correlations between chlorophyll-a and soluble reactive phosphorus detected inferred that phytoplankton were able to use that form of phosphorus directly. It was explored that following diversion, despite considerable decreases, the in-lake pond nutrient levels were still high enough to support phytoplankton growth. Cyanobacteria and dinoflagellate species developed and became dominant during this period despite the nitrogen-phosphorus ratio was  $>10$ . It was found out that the zooplankton species that would impose higher grazing pressure on phytoplankton did not develop yet owing probably to the lake ponds being at the very early stage of their development process. Zooplankton population composed of rotifer and copepod species dominantly which are known to be less effective on phytoplankton consumption compared to those of large bodied cladocera species. Some measures were suggested to be taken as that first, nutrient concentrations could be levelled down to the amounts found in the drainage water by providing the enclosed pipe system to the drainage water to flow into and second, the development of some species such as *Daphnia* might be encouraged by direct introduction in order to pressurize the phytoplankton population in the University Lake ponds. Besides, some manipulations supporting the controlled growth of macrophytes in the lake ponds were considered significant both in allowing macrophytes to compete with the phytoplankton for nutrients and in providing shelter to the zooplankton.

**Key words :** University Lake ponds, nutrients, nutrient diversion, phytoplankton, zooplankton, food web interactions.

**H. DOĞUKAN'a**



## TEŞEKKÜR

Danışmanım Doç.Dr. İlhami Tüzün'e Yüksek Lisans tezimin başlangıcından sonuna kadar her basamakta gösterdiği iyi niyetli yaklaşım, yazım aşamasındaki önerileri ve özellikle verilerin değerlendirilmesi gibi bütün yardım ve desteklerinden dolayı teşekkür ederim.

Arazi ve laboratuvar çalışmaları esnasındaki yardımları, ayrıca çalışma boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen Araş.Gör. Özlem İNCE YILMAZ ve Araş. Gör. Gökben BAŐARAN 'a teşekkür ederim. Yüksek lisans öğrencisi Seçil AKIN'a arazi ve laboratuvar çalışmalarındaki desteği için teşekkür ederim.

Bütün sabırlarından dolayı aileme, özellikle eşim Derya ALUÇ'a şükranlarımı sunarım.

## İÇİNDEKİLER

ÖZET .....	i
ABSTRACT .....	iii
TEŞEKKÜR .....	v
İÇİNDEKİLER .....	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	ix
KISALTMALAR .....	x
1. GİRİŞ .....	1
1.1. Göletlerde Besin Zincirindeki Genel İşleyiş .....	2
1.2. Fitoplanktonun Kontrolü .....	6
1.2.1. Yukarıdan-Aşağı ve Aşağıdan-Yukarı Kontrol .....	6
1.3. Makrofitler .....	9
1.4. Çalışmanın Amacı .....	9
2. MATERYAL VE METOT .....	11
2.1. Çalışma Alanı ve Arazi Çalışması .....	11
2.2. Fiziksel ve kimyasal değişken analizleri .....	13
2.3. Fitoplankton ve zooplankton teşhis ve sayımları .....	15
3. ARAŞTIRMA BULGULARI .....	17
3.1. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler .....	17
3.2. Fitoplankton popülasyonu .....	30

3.3. Zooplankton Kompozisyonu .....	32
4. TARTIŞMA VE SONUÇ .....	35
4.1. Sonuç ve Öneriler .....	40
KAYNAKLAR .....	42
EK-1 Kırıkkale Üniversitesi Kampüs Göletleri'nde saptanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişkenlerin çevrim öncesi ve sonrası verileri .....	52
EK-2 Kırıkkale Üniversitesi Kampüs Göletleri'nde bulunan fitoplankton türlerinin sistemik listesi .....	56
EK-3 Kırıkkale Üniversitesi Kampüs Göletleri'nde bulunan zooplankton türlerinin sistemik listesi .....	62

## ÇİZELGELER DİZİNİ

### ÇİZELGE

- 3.1.1. Kimyasal değişkenlerin drenaj kaynak ve kaynaktaki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırması ..... 21
- 3.1.2. Kimyasal değişkenlerin çevrim öncesi (ÇÖ) ve çevrim sonrası (ÇS) dönemler arasında fark (t-) testinin K1, Gölet1 ve Gölet2'deki sonuçları ..... 22
- 3.1.3. Kimyasal değişkenlerin K1 ve Gölet1'deki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırılması ..... 23
- 3.1.4. Kimyasal değişkenlerin Gölet1 ve Gölet2'deki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırılması ..... 24
- 3.1.5. Gölet1'de klorofil-a ve kimyasal değişkenler arasındaki ileri basamaklı çoklu regresyon analizi ..... 25
- 3.1.6. Kimyasal ve biyolojik değişkenlere ait korelasyon matrisi ..... 26
- 3.1.7. Gölet2'de klorofil-a ve kimyasal değişkenler arasındaki ileri basamaklı çoklu regresyon analizi ..... 27

## ŞEKİLLER DİZİNİ

### ŞEKİL

- 3.1.1. Kimyasal değişkenlerin zamana bağlı değişimleri ..... 18
- 3.1.2. Gölet1’de klorofil-a ve bazı kimyasal değişkenler arasındaki korelasyonların dağılım grafikleri ..... 28
- 3.1.3. Gölet2’de klorofil-a ve bazı kimyasal değişkenler arasındaki korelasyonların dağılım grafikleri ..... 29
- 3.2.1. Göletlerde fitoplankton biyohacminin gruplara göre mevsimsel dağılımı ... 31
- 3.3.1. Göletlerde zooplankton gruplarının zamana bağlı değişimleri ve baskın rotifer türleri. .... 34

## KISALTMALAR

TF	Toplam fosfor
ÇRF	Çözünmüş reaktif fosfor
NİT	Nitrat+Nitrit
AMO	Amonyum
ÇİN	Çözünmüş inorganik azot
SİL	Silikat
SÜL	Sülfat
KLO	Klorofil-a
ÇKM	Çözünmüş katı madde
ALK	Alkalinite
SER	Sertlik
Sd	Sebestlik derecesi
Rot	Rotifera
Cop	Copepoda
Clad	Cladocera
Chrys	Chrysophyta
Chlor	Chlorophyta
Phrr	Phrrophyta
Cyan	Cyanobacteria
ÇÖ	Çevrim öncesi
ÇS	Çevrim sonrası
DK	Drenaj Kaynak

K	Kaynak
K1	Kaynak-1
K2	Kaynak-2
G2-giriş	Gölet-2 giriş
G1	Gölet-1
G2	Gölet-2

# 1. GİRİŞ

Dünya yüzeyinin üçte ikisini kaplayan suyun büyük bölümü tuzlu su olarak bulunmaktadır. Kutuplardaki buzullar, yeraltı suları, göl ve nehirlerden oluşan tatlı su kaynakları toplam su rezervinin % 2,6'lık kısmını oluşturmaktadır. Toplam tatlı su kaynakları içerisinde, canlılar tarafından doğrudan kullanılabilir haldeki göl ve nehirlerin oranı ise sadece % 0,02'dir<sup>(1)</sup>. Bütün canlılar suyla ilgili değişik ihtiyaçlarını karşılayabilmek için, yeryüzünde kısıtlı miktarlarda bulunan bu doğal tatlı su kaynaklarını kullanmak durumundadır. Ancak, özellikle 20. yüzyıl içerisinde artan nüfusla birlikte sosyo-ekonomik gelişim, kentleşme, endüstrinin gelişimi, tarımsal aktivitelerin artması su kaynaklarına olan ihtiyacın gün geçtikçe artmasına neden olmuştur<sup>(2)</sup>.

Bir su kütlesinin göl olarak nitelendirilebilmesi için üç temel özelliğe sahip olması beklenir. Birincisi; su kütlesi, askıdaki partiküllerden arınmasına ve bu sayede artacak ışık geçirgenliğiyle, birincil üreticilerin fotosentez yapmasına olanak sağlayacak kadar uzun bir süredir var olmalıdır. İkincisi; su kütlesinin rüzgar tarafından sürekli olarak karışmasını önleyecek kararlı fiziksel bir yapının oluşması gerekmektedir. Üçüncüsü ise; birincil üreticilerin büyüme ve çoğalmaları için zorunlu olan besin tuzlarının havza içerisinde doğal yollarla tedarik edilmesi gerekmektedir<sup>(3)</sup>.

Bu tanımlama, genel olarak, fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerin iç içe geçmiş ilişkilerini ifade etmektedir. Göllerin ekolojik yapılarının belirlenebilmesi veya su kalitesine ait tespitlerin yapılabilmesi, bu ilişkilerin doğru bir şekilde tanımlanmasıyla yakından ilgilidir<sup>(4-6)</sup>.



## 1.1. G6llerde Besin Zincirindeki Genel İşleyiş

Sanayi devrimiyle birlikte atmosferde, karasal ve sucul ekosistemlerde farklı Şekillerde ortaya çıkan ve ivmelenerek artan kirlilik, ekosistem kavramının, bu sistemlerin ayrıntılı incelenmesi ve y6netimi konularının 6neminin anlaşılması bakımından tetikleyici bir unsur olarak ortaya çıkmıştır. Bu s6rete, suyun yaşamsal 6nemi ve tatlısu kaynaklarının sınırlı olması, sucul ekosistemlerin araştırılması ve işleyişlerinin anlaşılmasını zorunlu kılmıştır. Bu amaçla yapılan pek çok çalışma, sucul sistemlerde besin alımı, av avcı ilişkileri gibi temel bazı prensiplerin ortak işlerliğini ortaya koymakla birlikte, her sistemin kendisine 6zg6 bir yapısı olduğunun da anlaşılmasını sağlamıştır.

G6llerde besin zincirinin ilk halkasını birincil 6reticiler olan fitoplanktonlar oluşturmaktadır. Fitoplanktonların fotosentez esnasında ihtiyaç duydukları CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>O ortamda her zaman yeterli miktarda bulunurken, besin tuzlarının miktar ve kompozisyonu havzanın jeokimyasal 6zellikleri ve g6le giren, çıkan su tarafından kontrol edilir. Besin tuzlarından 6zellikle fosfor ve azotun fitoplankton b6y6mesiyle olan doğrusal ilişkisi deneysel olarak ve d6nyadaki birçok g6l 6zerinde yapılan araştırma sonuçlarıyla ortaya konulmuş durumdadır<sup>(7,8)</sup>. 6zerinde insan etkileşimlerinden doğan baskıların olmadığı doğal g6llerde, ekosistemin bu ilk halkasındaki işleyiş, g6le çevresinden giren besin tuzu miktarlarıyla kontrol edilmekte olup, çoğu zaman kayaçlarda sınırlı miktarlarda bulunan fosforun d6ř6k konsantrasyonları neticesinde sınırlanmakta, bazen de aynı işlevi azot veya ışık yapabilmektedir. Doğal haliyle gelişen bu işleyiş, besin zincirinin bir 6st halkasında bulunan zooplanktonların otlama baskısı ile birlikte fitoplakton seviyelerinin istenen

ya da olması gereken seviyelerde kalmasını sağlamakta, başka deyişle besin zincirinin bu en alt basamağında fitoplanktonun aşırı artışını önlemektedir<sup>(9,10)</sup>.

Özellikle 20. yüzyılın sonlarından itibaren, dünyadaki birçok gölde yaşanan su kalitesi problemleri yukarıda anlatılan ve besin zincirinin ilk basamağındaki doğal işleyişin bozulması neticesinde ortaya çıkmıştır. Özellikle, sanayi ve tarımdaki gelişmeler ve beraberinde artan insan nüfusu ile şehirleşme oranları neticesinde, evsel atıklar (katı organik atıklar, deterjanlar), tarımda kullanılan gübreler ve bazı sanayi atıklarının doğaya salınan aşırı miktarları, sucul sistemlerdeki fosfor ve azot miktarlarında belirgin yükselişlere sebep olmuştur. Bu artışlar, besin zincirinde fitoplankton biyokütlesinde aşırı artışlar ve kompozisyonunda beklenmedik mevsimsel değişimlerle sonuçlanmıştır. Aşırı fitoplankton büyümesinin birçok gölde ortaya çıkan en yaygın sonucu; zooplanktonca yeteri kadar baskılanamayan fitoplanktonun dekompozisyon oranlarında artışlar ve dolayısıyla da göl dip sedimentinde biriken bu fitoplankton kaynaklı organik maddenin yoğun mikrobiyal ayrıştırılma faaliyetleri esnasında aşırı oksijen kullanılarak göl su kitlesinin oksijensizleşmesidir<sup>(11)</sup>.

Göllerde, özellikle yaz aylarında oksijenin tamamen tükenmesi, sistemde yaygın olarak oksijene duyarlı canlı organizmaların birey ve popülasyonda kısmen azalmaya hatta tamamen yok olmaya kadar götüren bir sürecin işlemesi ile sonuçlanır. Bu süreçte piskivor balıkların ortamdaki yok olması ya da birey sayılarındaki azalma planktivor balıkların sayısının artışına, böylece artan planktivor balıkların da zooplankton üzerinde av baskısını arttırması ile çoğalmaya devam eden fitoplankton, sistemin ekolojik dengesini tamamen bozulmasına sebep olur. Başka bir deyişle, besin zincirinin en alt halkasında başlayan bozulmalar, zincirin en üst

halkasını etkileyecek ve bu en üst halka da tekrar sistemi kaskat biçimde alta doğru etkileyip pozitif geri bildirim mekanizmasının işleyişini başlatarak su kalitesinin kalıcı bir şekilde bozulmasına neden olmaktadır<sup>(12,13)</sup>.

Göllere giren besin yükünün artması göllerde birincil üretimin kaynağı olan alg toplulukların konsantrasyonlarında aşırı artışlara sebebiyet vermekte artan alg popülasyonu göldeki besin ağı kompozisyonunu olumsuz etkileyerek su kalitesinin azalması ve giderek biyoçeşitliliğin yok olmasına yol açar. Dünya üzerinde birçok göl, tarımsal veya atıksu gibi insan kaynaklı aşırı besin girişi sebebiyle yok olmaktadır<sup>(14,15)</sup>. Genellikle bir su kitlesine besin maddesi girişi; evsel ve endüstriyel atıkların, yüzeysel akışlar, atmosfer ve yer altı suyu (özellikle N) sızmaları sonucu gerçekleşir. Doğal olarak biyosferdeki döngüsünde fosfor içeren (kil vb.) kayalardan yavaş çözülümü ile yüzey akışı ve yer altı suları ile göllere ulaşan fosfor ayrıca biyosferde çok miktarda gaz formu bulunan azot özellikle yaz aylarında tropik göllerde, düşük nitrojen girdisi ve artan nitrat denitrifikasyondan dolayı sınırlı hale gelir<sup>(10,16)</sup>. Daha düşük karbondioksit seviyesinde bulunabilme, düşük (yaklaşık 5) N:P oranında iyi yetişebilme, gaz vokuollerini genişleterek su yüzeyinde kalabilme yetenekleri ile baskın hale gelen ve bazı türleri toksik olan mavi-yeşil alg patlamaları suyun bulanık ayrıca bazen de canlılar için toksik hale gelmesine neden olmaktadır. Bu süreç su kalitesinde birçok problemi beraberinde getirir<sup>(17)</sup> Bu problemler neticesinde yapılan birçok araştırmada mavi-yaşil alg patlamaları ile azot/fosfor oranı arasındaki ilişki dikkate değer bulunmuştur<sup>(18)</sup>. Düşük N:P oranında syanobakterlerin sık sık baskın hale gelmesinin nedenlerinden biri onların çoğunun atmosferik nitrojeni fikse edebilme yeteneğinin olmasıdır. Çoğu syanobakterin diğer alg grublarına göre fosforun alınımında düşük rekabet gücü göstermelerine rağmen

nitrojeni fikse edebilme yetenekleri omların düşük N/P oranında baskın grub hale gelmelerini sağlar.

Ötrofik sığ göllerde azot, yüksek nitrat denitrifikasyonundan dolayı ve yazın düşük nitrojen girdisinden kaynaklı yaz sonu sürecinde sık sık düşük miktarlarda bulunmuş, TF'nin (Toplam Fosfor) ise iç yüklemelerden dolayı yüksek miktarlarda olduğu gözlenmiştir<sup>(18-20)</sup>.

Tatlı sularda besin zincirinde birincil üreticilerden sonra ilk tüketiciler basamağında zooplankton bulunmaktadır. Alan deneyleri göstermiştir ki günlük alg üretim oranının genellikle 10% ile 75% arasında bir oranda zooplanktonlar tarafından tüketilmektedir<sup>(21-23)</sup>.

Zooplankton gruplarını Crustacea alt şubesine bağlı Copepoda ve Cladocera sınıfları ile Rotifera şubesi oluşturmaktadır. Cladocer grubu zooplankton grupları arasında anahtar bir role sahiptir. Büyük vucutlu kladoserler, syanobakterler gibi düşük kaliteli besin artışından olumsuz etkilenerek yok olmaya başlamakta ve bakteri, detrius ile beslenen daha küçük türler baskın hale gelmektedir<sup>(24)</sup>. Cladocera grupları suyu filtre ederek beslendiği için otlayarak beslenen diğer zooplankton gruplarına (Copepoda ve Rotifera) göre daha çok ve hızlı beslenebilmektedir. Ayrıca, *Daphnia* sp. gibi bir çok zooplanktonik organizmalar, su kalitesinin, gölün trofik seviyesinin ve bir bölgede atık sulardan meydana gelen kirlenmenin indikatörü olmalarının yanı sıra, bir göl ekosisteminde balıkların, omurgasızların ve zaman zaman da kuşların besinini oluşturmalarından dolayı oldukça önemlidir<sup>(25)</sup>. Zooplankton grupları içerisinde önemli bir yere sahip olan rotiferler, küçük vucutlu olmaları sebebiyle fitoplankton üzerinde düzenleyici bir etkiye sahip olmamalarına karşın, yoğun oldukları sistemlerde etkili bir otlama yaptıkları, ayrıca otlama

sırasında seçici davranarak küçük alg gruplarını tüketmeleri atıksu arıtımında faydalı olduğu saptanmıştır<sup>(26,27)</sup>.

Balıklar sucul ekosistemde besin ağı ilişkilerinde doğrudan veya dolaylı etkilere sahiptir. Bu etkiler, balık populasyonlarının kompozisyonu ve yoğunluğunun, besin zincirindeki diğer balık populasyonları üzerinde ve daha aşağı basamaklardaki canlılarla olan ilişkileri neticesinde sucul ekosistemlerin kararlılığının oluşumunda belirleyici olabilmektedir. Planktivor balıkların özellikle büyük vucutlu zooplankton grupları üzerindeki av baskısı zooplankterlerin fitoplanktonla ilişkisini doğrudan ilgilendirmekte bu da dolaylı olarak su kalitesine yansımaktadır. Ayrıca detritivor balıklar, sediment üzerinden beslenerek suyun bulanıklılığının artmasına, fotosentez için gerekli olan ışığın azaltılmasına ve nutrientlerin sedimandan suya geçişinin artmasına sebep olarak ötrofikasyonu hızlandırıcı yönde etki edebilmektedirler<sup>(28)</sup>.

## **1.2. Fitoplanktonun kontrolü**

### **1.2.1. Yukarıdan-Aşağı ve Aşağıdan-Yukarı Kontrol**

Göl ekosisteminde fitoplanktonun nasıl kontrol edildiği konusunda genel olarak yaygın iki farklı görüşden biri “aşağıdan-yukarı” kontroldür. Bu görüşün temeli fitoplankterlerin fotosentez için gerekli besin tuzlarının azaltılması veya kontrolü sağlanarak sistem içindeki fitoplankton biokütlesinin kontrol edilmesidir.

Sucul ortama dışarıdan (alloktonus) giren besince zengin suların başka yöne çevrilmesi (diversion) ya da dilusyonu, göl içi besin yükünün birincil üreticiler olan fitoplankton için büyümeyi sınırlayıcı seviyenin altına düşürülmesini

amaçlamaktadır. Özellikle derin göllerde tamamen olmasa da sınırlı bir şekilde bunun sağlanabileceği birçok araştırmada vurgulanmıştır<sup>(29,30)</sup>. Oysa ki sığ göllerde dış girdinin azaltılmasına veya ortadan kaldırılmasına rağmen, sucul sistemdeki iyileşmede gecikme görülmesi biçiminde bir çok netice vardır<sup>(18,31-33)</sup>. Sığ göllerde fiziksel anlamda, su hareketleri, balıkların ve diğer taban omurgasızlarının faaliyetleri neticesinde ortaya çıkan etkiler ve bakteriler tarafından ayrıştırma gibi faaliyetler sonucu sedimandan su içerisine gerçekleşen iç yükleme (otoktonus) ekolojik iyileşmenin sağlanamamasını ya da gecikmesine sebep olabilmektedir<sup>(34)</sup>. Şu ana kadar, İç yüklemenin belirlenmesinde genel bir metot geliştirilememesinin yanı sıra, bu yüklemeler neticesinde ortamda aşırı ve birden artan fosfor ve nitrojen elementlerinin neden olduğu fitoplankton patlamaları da sıklıkla rapor edilmiştir<sup>(35)</sup>.

Sucul ekosistemlerde iç salınımı kontrol eden bir çok mekanizma bulunmaktadır ( sıcaklık, PH, metal kompleksleri, oksijen düzeyi, tabakalaşma vb.). Günümüzde bunlardan en çok oksijen düzeyi ve demir konsantrasyonu önem kazanmıştır<sup>(36)</sup>. Özellikle Fe/TF oranı ile sedimandan fosfor salınımı arasındaki çok önemli ilişki Danimarka göllerinde yapılan bir çok araştırmada tespit edilmiştir<sup>(37)</sup>. Ayrıca Sülfür ( $H_2S$ ) gazının demirin (Fe) adsorbsiyon kapasitesini azalttığı bilinmektedir<sup>(38)</sup>. Çözülmeyen demir sülfat bileşiklerin oluşumu ve çökmesi, bağlayıcı fosfat demir oksitlerini azaltmaktadır. Bunun sonucu olarakta fosfatın sedimandan salınımının önüne geçilememektedir<sup>(39)</sup>.

Göl ekosisteminde fitoplanktonun nasıl kontrol edildiği konusunda yaygın iki farklı görüşden; ikincisi ise “yukarıdan-aşağı” kontroldür. Doğal besin ağlarındaki birincil üreticilerin bolluğu ve kompozisyonu; sistemin yapısı, ikincil üretim ve tüketicilerin çeşitliliği için önemlidir<sup>(40)</sup>. Birincil üreticiler olan

fitoplanktonlar, besin zincirinin bir üst basamağında bulunan zooplankterler tarafından otlama yoluyla tüketilerek ortamda aşırı artışları önlenmektedir. Besin zincirindeki etkileşimin devamında, zooplankterler planktivor balıklar tarafından kontrol edilmektedir<sup>(41)</sup>.

Son yıllarda göllerde aşırı besin tuzunun sebep olduğu yoğun alg üretimleri oksijensizliğe kadar giden su kalite problemlerini ortaya çıkarmış ve bu problemlerden ilk etkilenen organizma grubu piskivor balıklar olmuştur. Bu balıkların ortamda azalması veya tamamen kalkması neticesinde zooplanktonla beslenen planktivor balıkların aşırı artışı söz konusu olmuş bu durumda da zooplankterlerin üzerindeki baskı artmıştır. Bu “kaskat” şeklinde yukarıdan aşağıya gelişen olaylar, fitoplankton kontrolünde etkili olan büyük vücutlu zooplankterlerin ortamdaki tamamen kaybolmasıyla sonuçlanabilmiştir. Bu işleyişin diğer bir adı da pozitif geri bildirim mekanizmasıdır. Bu nedenle, göllerde fitoplankton kaynaklı su kalite problemlerinin çözümünde, besin tuzu kontrolünün yanı sıra balık biyomanipulasyon uygulamaları sıklıkla başvurulan yöntemlerden bir tanesi olmuştur<sup>(42)</sup>. Örneğin Søndergaard ve ark. (2002) Hollanda Göllerinde yaptıkları araştırmalarda, göldeki balık stoğunun %66'sının çıkarılmasını içeren bir biyomanipulasyon sonucu, gölde bulanıklığın önemli derecede azaldığı ve su kalitesi değişkenlerinin çoğunda (Secchi disk, oksijen vs.) iyileşmelerin ortaya çıktığını gözlemlemişlerdir<sup>(43)</sup>. Ayrıca fosforun tutulması ve suyun kalitesinin artması arasında önemli bir pozitif ilişki saptanmıştır. Dipçil balıkların (örneğin; *Abramis brama* vb.) göl sedimanından fosforun geri dönüşümünde önemli bir etkiye sahip oldukları<sup>(44)</sup>, bu balıkların gölde azaltılmasının yukarıdan aşağı kontrolde fitoplanktonların azaltılması ve su kalitesinin artırılması için önemli ve güçlü bir etkiye sahip oldukları ortaya konulmuştur<sup>(45,46)</sup>.

### 1.3. Makrofitler

Makrofitler, “alternatif kararlı ve sürdürülebilir” bir ekosistemin yapılandırılması için sucul sistemlerde önemli bir faktördür. Özellikle sığ göllerde besin ağı manipulasyonlarındaki temel avantajı; makrofitlerin geniş dip alanlarında yayılma potansiyelinin olmasıdır. Yüksek su kalitesine ulaşılması ve devamlılığının sağlanmasında makrofitler değişik şekillerde fonksiyon yapabilmektedirler; (a) Makrofitler, aşırı balık baskısından kurtulabilmek için zooplanktona sığınak teşkil etmektedirler<sup>(47)</sup>. (b) Predatör balıklar, beslenme faaliyetlerini genellikle makrofit yataklarının bulunduğu sığ bölgelerde sürdürdükleri için, bu bölgelerdeki bentivor ve planktivor balık faaliyetlerini azaltmak suretiyle aşırı zooplankton tüketiminin azalmasını sağlamaktadırlar<sup>(48,49)</sup>. (c) Makrofitler, fitoplanktonla besin tuzları üzerinden rekabet eden ve dolaylı olarak fitoplankton kontrolünü sağlayan tampon mekanizmasına sahiptirler<sup>(50,51)</sup>. (d) Makrofit yataklarında sedimandan madde salınımı genellikle az olması su kalitesinin korunumu için diğer bir avantaj olarak kabul edilmektedir<sup>(52)</sup>.

### 1.4. Çalışmanın Amacı

Kırıkkale Üniversitesi kampüs sınırları içerisinde, 2007 yılı itibarıyla doğal kaynak sularının alüvyonal tarzda belirli bir bölgede toplanılması suretiyle oluşturulan iki sığ göletin, oluşum yıllarının başlangıcındaki limnolojik durumunu tespit ederek, besin zincirini oluşturan birimlerin (Nutrient-Fitoplankton-Zooplankton-Balık) kendi aralarında çok yönlü ilişkileri neticesinde su kalitesini nasıl etkilediğini ve bu göletlerin ekosistemin daha sonraki yılları da içine alacak şekilde yapılanmasını takip edilebilmesine olanak sağlamaktır.



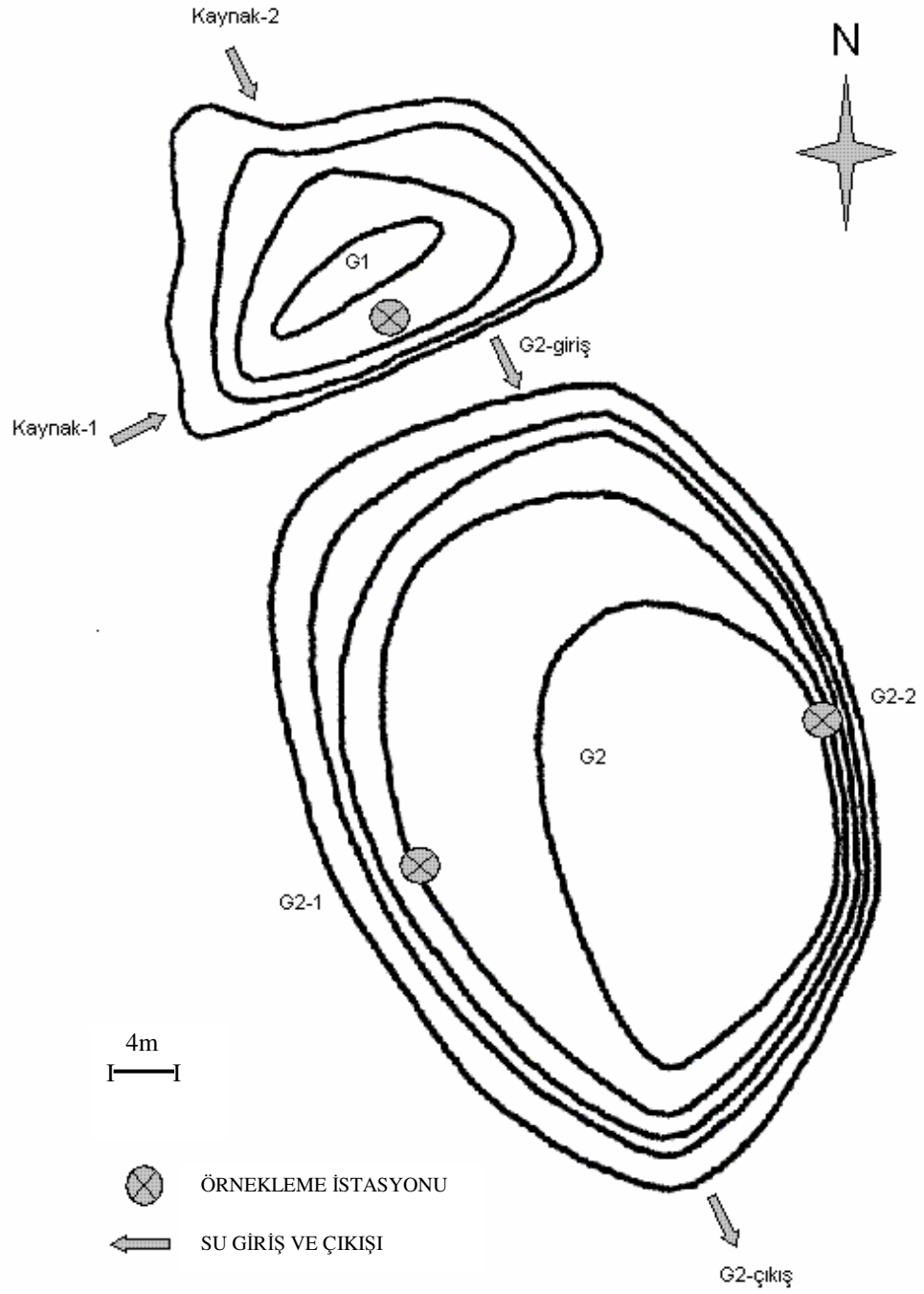
Yeni oluşan (doğan) göllerde ekosistemin biyotik ve abiyotik faktörleri açısından yapılanması, zaman içerisinde dereceli olarak ortaya çıkan belli gelişmelerin sonucunda tamamlanır. Başlangıç gelişmelerinin bilinmesi gölün belli bir zaman sonraki limnolojik durumunu açıklayabilmek açısından gereklidir. Kırıkkale Üniversitesi Kampus Göletleri'nin de, yeni olma özelliği nedeniyle, ilerde yaşanabilecek ötrofikasyon problemleri neticesindeki rekreatif ve estetik özelliklerini kaybetme tehlikesi yaşayabileceği için, alınabilecek önlemleri tartışabilmek açısından, başlangıç limnolojik yapılanmasının bilinmesine ihtiyaç vardır. Ayrıca, göletlerin deneysel içerikteki uygulama ve müdahalelere izin verecek boyutlarda olması, gelecekte bazı limnolojik problemlerin aydınlatılması için yapılacak çalışmalara olanak sağlayabilecektir.

## 2. MATERYAL VE METOT

### 2.1. Çalışma Alanı ve Arazi Çalışması

Bu çalışma, Kırıkkale ili sınırları içerisinde bulunan Kırıkkale Üniversitesi Kampus alanında 2007 yılı itibariyle kaynak sularının alüvyonal tarzda biriktirilmesiyle oluşturulan iki göletde yapılmıştır. 26.03.2007-28.08.2007 tarihleri arasında gerçekleştirilen çalışma, haftalık (Temmuz 2007'de 15 günlük, Ağustos 2007'de aylık) olarak yapılan ölçüm ve örneklemelemlerle gerçekleştirilmiştir. Göletlerin kontür derinlikli şekilleri ve örnekleme istasyonları şekil 2.1.1'de gösterilmiştir.

Su kalitesi izleme çalışmasına yönelik örneklemelemlerde, kıydan göletlerin orta kısımlarına uzatılan litrelik su örnekleme şişesi kullanılarak toplam 4 litre su örneği alınmıştır. Su örneklerinin 2 litresi zooplankton teşhis ve sayımlarında kullanılmak üzere arazide 45 µm göz açıklığındaki plankton filtresinden süzölmüştür. Koyu renk cam şişelere (100ml) aktarılan süzöntüye % 4'lük olacak şekilde sukrozlu formaldehit çözöltisi eklenerek sayım gününe kadar muhafaza edilmiştir. Fitoplankton teşhis ve sayımları için, su örneklerinin 50 ml'si, arazide koyu renk cam şişelere aktarılmış ve lugol solüsyonuyla sabitlenerek karanlıkta saklanmıştır. Kalan yaklaşık 2 litre su örneği laboratuvara götürölererek suyun fiziksel ve kimyasal analizlerinde kullanılmıştır.



Şekil 2.1.1. Kırıkkale Üniversite Göletleri örnekleme ve kontür derinlik krokisi

## 2.2. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenlerin Analizleri

Alınan su örnekleri toplam çözünmüş katı madde (ÇKM), tuzluluk, iletkenlik, bulanıklık, pH ölçümlerinde ve kimyasal analizlerde kullanılmak üzere asitle yıkanmış 2 L'lik polistren şişelere aktarılmıştır. Laboratuvara getirilen su örneklerinin bir kısmı, aynı gün analizlerde kullanılmak üzere Whatman GF/C filtre kağıdından süzölmüştür. Bütün su örnekleri analizler tamamlanincaya kadar +4 C'de saklanmıştır. Su kalitesi izleme çalışması süresince toplanan bütün su örneklerinin analizleri 48 saat içerisinde tamamlanmıştır.

Su sıcaklığı ve çözünmüş oksijen konsantrasyonları Model 55/50 FT YSI oksijen metre kullanılarak yüzey, 0,5m. ve en dip derinliklerde ölçölmüştür. İletkenlik pH, toplam çözünmüş katı madde (TÇKM) ve tuzluluk ölçümleri Cole Parmer pH metre ve Orion 115 İletkenlik (İLE)/TÇKM/ Tuzluluk (TUZ) ölçer kullanılarak yapılmıştır. Nitrazin Bulanıklılık Birimi (NTU) cinsinden ölçölen bulanıklılık, Model 965 Orbeco Hellige turbidimetre kullanılarak yapılmıştır. Askıdaki katı madde tayinleri APHA/AWWA/WEF (1995) uyarınca tespit edilmiştir.

Alınan su örneklerinde; toplam fosfor (TF), çözünmüş reaktif fosfor (ÇRF), nitrit+nitrat azotu (NİT), amonyum azotu (AMO), silikat (SİL), alkalinite (ALK), sülfat (SUL) ve klorofil-a (KLO) tayinleri yapılmıştır. Sülfat, alkalinite ve toplam fosfor analizlerinde süzölmemiş, çözünmüş reaktif fosfor, nitrit+nitrat azotu, amonyum azotu ve silikat tayinlerinde ise, aşağıda belirtilen metotlar uyarınca süzölmüş su örnekleri kullanılmıştır.

Laboratuvarda 7 istasyon sırasıyla, Drenaj, Kaynak-1, Kaynak-2, Gölet1, Gölet2-giriş ,Gölet2-1, Gölet2-2 olarak belirlenmiş ve ölçüm ve analizler bu istasyonların herbirinde ayrı ayrı yapılmıştır. Ancak, verilerin değerlendirilmesinde,

Gölet2’de iki ayrı istasyondan alınan sonuçlar, istatistiki olarak fark bulunmadığından ( $P>0,05$ ) birleştirilerek ortalamaları kullanılmıştır.

Toplam fosfor ve nitrat+nitrit azotu tayinleri  $\% \pm 3$  ve  $\% \pm 8$  kesinlik değerlerinde Mackereth, Heron ve Talling’e göre yapılmıştır<sup>(53)</sup>. Amonyum azotu, Chaney ve Morbach (1962)’a göre  $\% \pm 4$  kesinlikte belirlenmiştir<sup>(54)</sup>. Çözünmüş inorganik nitrojen miktarı amonyum ve nitrit+nitrat azotu değerlerinin toplamından elde edilmiştir. Silikat ise Golterman ve diğerleri’ne göre  $\% \pm 1-2$  kesinliğinde tayin edilmiştir<sup>(55)</sup>.

Sülfat tayini; turbidimetrik metot kullanılarak gerçekleştirilmiştir<sup>(56)</sup>. Alkalinite ise, Yalçın, H. ve Gürü, M. uyarınca belirlenmiştir<sup>(1)</sup>.

Sülfat, alkalinite ve toplam fosfor analizi dışındaki analizlerde kullanılan su örnekleri Whatman GF/C filtre kağıdından süzülerek kullanılmıştır.

Klorofil a miktarını tespit etmek için 500 ml su örneği 47 mm çapındaki Whatman GF/C filtre kağıdından Saritorius aleti ile süzülmüştür. Filtre kağıdından klorofil-a özütlemeye işlemi,  $\%70$ ’lik etil alkol ile yapılmıştır. 3000 rpm’de (devir/dakika) 20 dakika santrifüj edilen özütün süpernatant kısmı spektrofotometrik ölçüm yapılmak üzere küvetlere aktarılarak, 750, 663, 480, 430 ve 410 nm’ de  $\%70$ ’lik etanole karşı absorban değerleri ölçülmüştür.

750 nm’de ölçülen değer herhangi bir kolloidal madde etkisini ortadan kaldırmak için<sup>(57)</sup> diğer bütün ölçüm değerlerinden çıkartılmıştır. Klorofil-a konsantrasyonu Talling ve Driver uyarınca aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır<sup>(58)</sup>.

$$\text{Klorofil-a } (\mu\text{g/L}) = 11 * (\text{Abs } 663 - \text{Abs } 750) * 16/0,5 \text{ (v/V)}$$

Burada;  $v$ , kullanılan etanolün mililitre cinsinden miktarını,  $V$  ise, süzülen suyun litre cinsinden miktarını belirtir.

### 2.3. Fitoplankton ve Zooplankton Teşhis ve Sayımları

Su kimyası için istasyonlardan alınan su örneklerinden 50 ml'lik saklama kaplarına alınan fitoplankton örnekleri son konsantrasyonu % 1 olacak şekilde Lugol solüsyonuyla sabitlendi<sup>(59)</sup>. İverted mikroskopta yapılan sayımlar için sedimantasyon tekniği uygulandı. Sayımda, bazı araştırmacıların<sup>(60-62)</sup> 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 (Leica, DM IL) inverted mikroskopla, teşhisi yapılan türlerin büyüklüğüne göre, simetrik olarak seçilen dikine kesitlerde en az 30 komşu alan gözlenecek şekilde, 100X ila 400X arasında gerekli görülen büyütmelemlerde sayım yapıldı. Tür teşhisleri John ve ark.<sup>(63)</sup>, Belcher ve Swale<sup>(64)</sup>, Pentecost<sup>(65)</sup> ve Prescott<sup>(66)</sup>'a göre yapıldı. Her bir tür için tespit edilen hücre boyutları, hücre şekillerine en yakın geometrik şeklin belirlenmesini sağladı. Böylelikle, sayım sonuçlarından, tahmini popülasyon hacimleri hesaplandı<sup>(67,68)</sup>.

Zooplankton teşhis ve sayımları, örneklemelerdeki Cladocera, Copepoda ve Rotifera'ya ait bireylerin yoğunluk durumuna göre gerekli seyreltme yapılarak sayım çemberinde yapılmıştır. Yapılan sayımlarda, altörneklerde en sık rastlanan türden en az 100 birey sayılmıştır<sup>(69)</sup>. Cladocera ve Copepoda'ya ait türlerin teşhisi, standart çalışmalardan faydalanarak<sup>(70)</sup> mümkün olduğunca tür düzeyinde yapılmaya çalışılmıştır.

Rotifera türleri ise, sindirim sistemlerinde bulunan ve rotifer tür teşhisinde kullanılan, çene = mastaks (trofi) yapılarına bakılarak teşhis edildi<sup>(71)</sup>. Tür teşhis ve

sayımı sonrasında, 1 L'deki birey sayıları hesaplanarak, istatistiksel analizlerde bu değerler kullanılmıştır.

Tüm istatistiki hesaplamalarda Statistica (v6.0) istatistik paket programı kullanılmıştır. Yapılan regresyon, korelasyon ve farklılık testi analizlerinde önemlilik katsayısı (P) 0,05 olarak kabul edilmiştir.

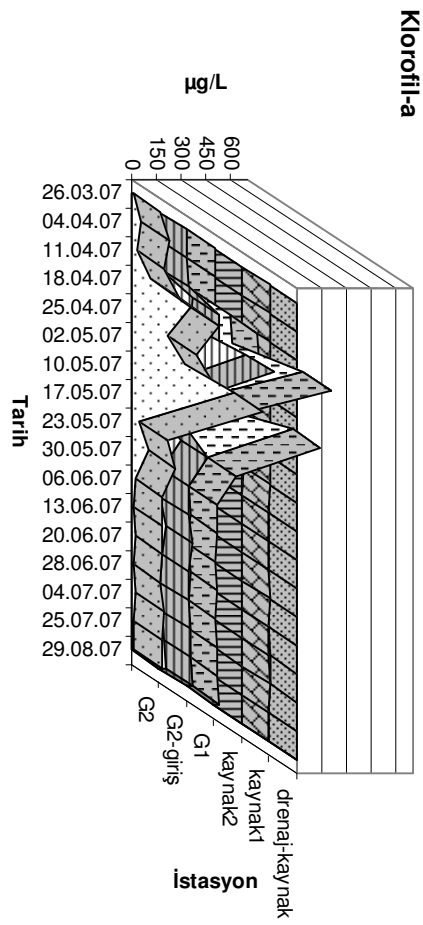
### 3. ARAŞTIRMA BULGULARI

#### 3.1. Kimyasal ve Fiziksel Değişkenler

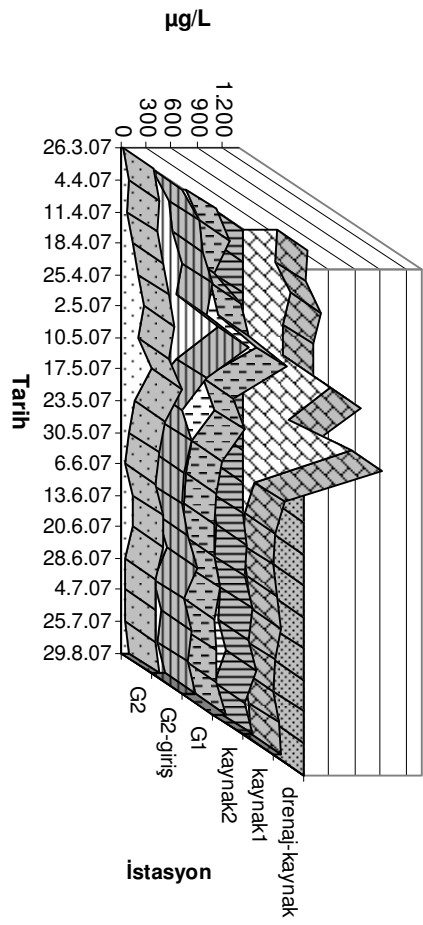
Kimyasal ve fiziksel değişkenlerin ölçümlerinden elde edilen verilere ait genel istatistiki bilgiler EK 1’de verilmiştir. Çalışma periyodu boyunca, ölçümleri yapılan TF, ÇRF ve AMO, konsantrasyonlarının drenaj kaynakta belirgin bir şekilde düşük olduğu tespit edilmiştir (Şekil 3.1.1.). Ancak, NİT, SİL ve SUL konsantrasyonlarının drenaj kaynaktaki değerleri çevrim öncesi ve sonrası her iki dönemde de oldukça yüksek olduğu saptanmıştır (Şekil 3.1.1. ve Tablo 3.1.1.). DK’ya ait değerler, K1’den elde edilen değerlerle çevrim öncesi ve sonrası dönemler için ayrı ayrı karşılaştırılmıştır. Çevrim öncesi dönemde, TF, ÇRF, AMO ve KLO ortalamalarının drenaj kaynakta K1’e göre istatistiki olarak önemli bir şekilde daha düşük, NİT, SUL, ALK ve SER ortalamalarının ise daha yüksek olduğu görülmüştür. Çevrimden sonraki dönemde ise, sadece ortalama TF’nin drenaj kaynaktaki değeri K1’dekine göre düşük ve istatistiki olarak önemli bulunmuştur (Tablo 3.1.1.).

Drenaj kaynaktan çıktıktan sonra yoluna devam ederek Gölet1’e ulaşan su kaynağının gölete giriş noktasında (K1) yapılan ölçümler sonucunda, bu su kaynağının yolculuğu esnasında kanalizasyon karışması neticesinde, kimyasal değişkenlerden özellikle TF, ÇRF ve AMO’nun oldukça yüksek değerlerle temsil edildiği, kanalizasyonun çevriminden sonra ise birden ve belirgin olan azalmaların ortaya çıktığı saptanmıştır (Şekil 3.1.1.). Örneğin, ortalama TF çevrim öncesi 645,38 µg/l iken çevrim sonrası 52,07 µg/l’ ye, ortalama ÇRF 534,36 µg/l’ den 11,66 µg/l’ ye ve ortalama AMO değeri 1 725,72 µg/l’ den 14,98 µg/l’ ye düşmüştür (Tablo 3.1.2.).

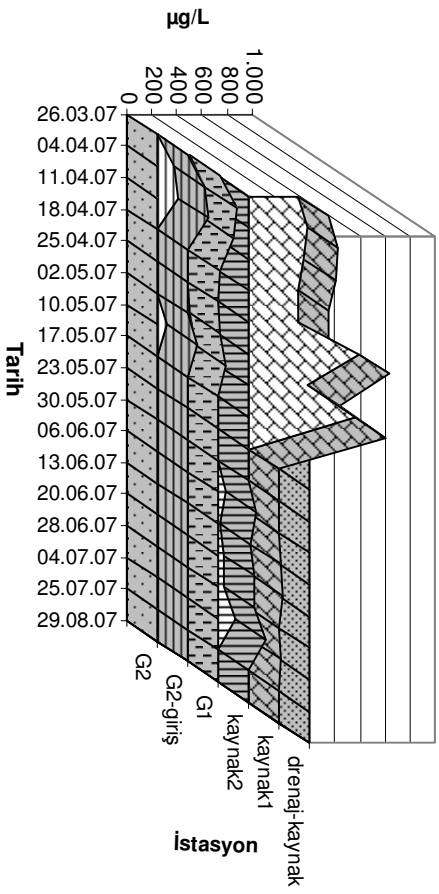




**Toplam Fosfor**

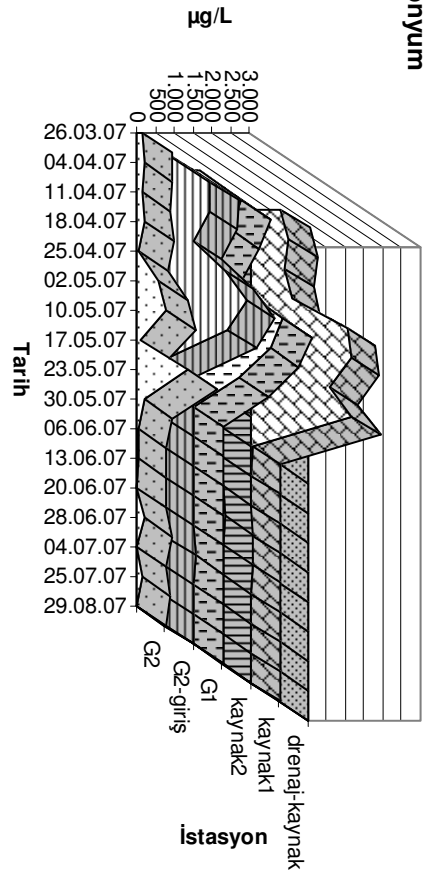


**Çözünmüş Reaktif Fosfor**

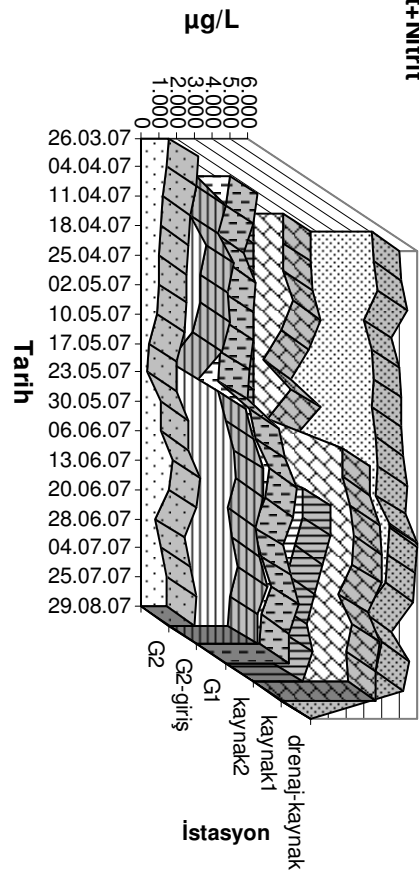


**Şekil 3.1.1. Kimyasal değişkenlerin zamana bağlı değişimleri**

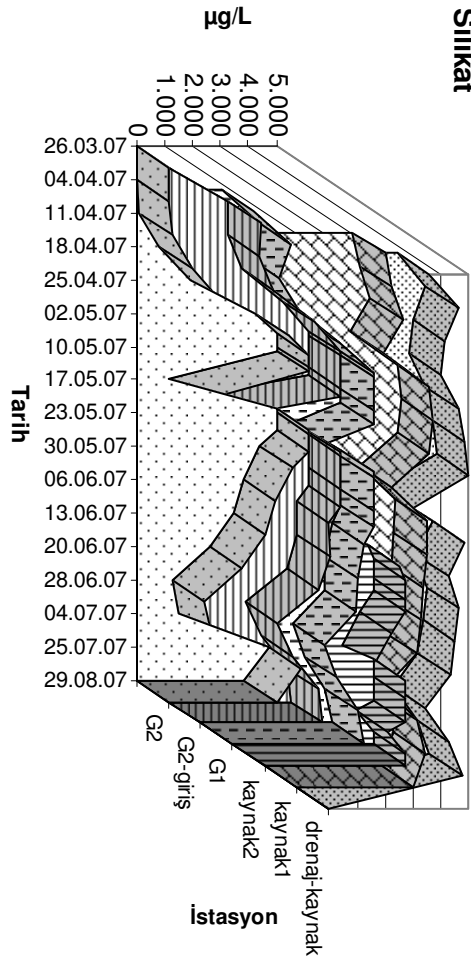
### Amonyum



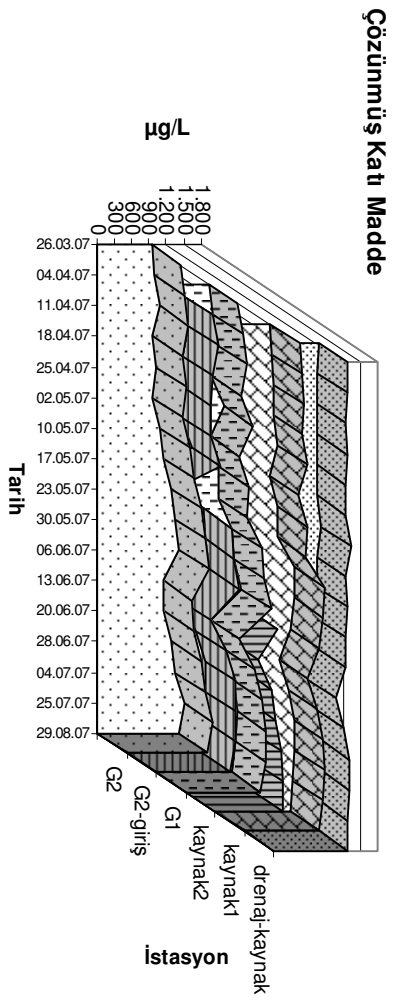
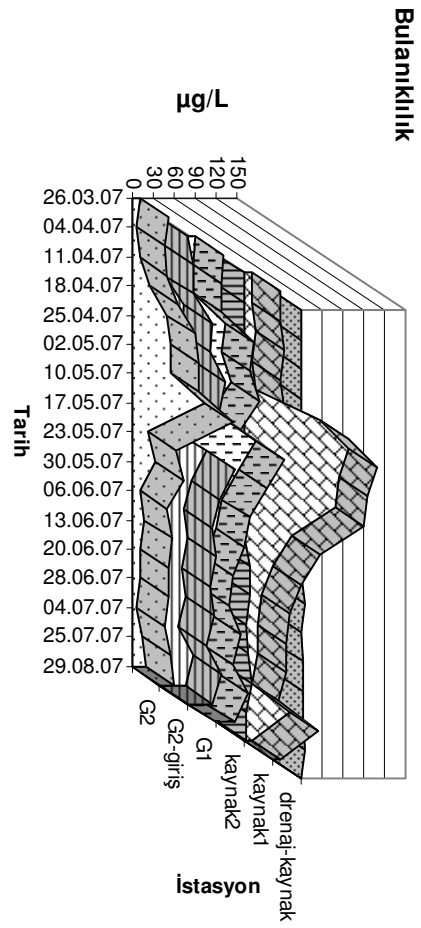
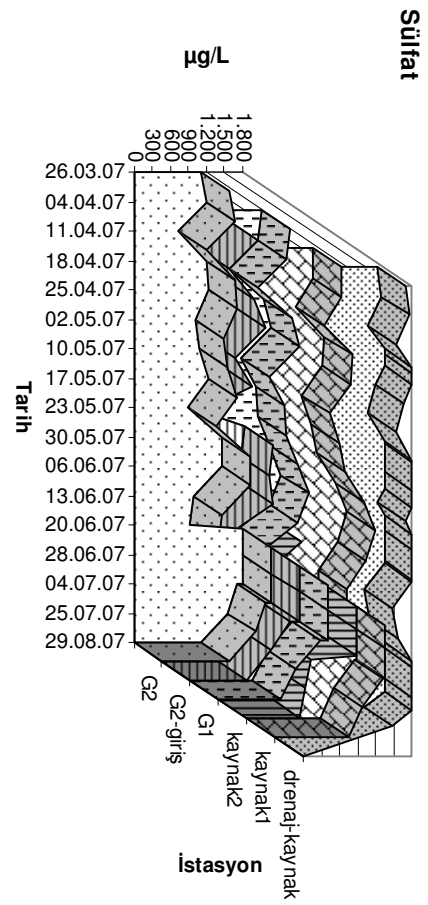
### Nitrat+Nitrit



### Silikat



Şekil 3.1.1. (devamı).



Şekil 3.1.1. (devamı)

**Tablo 3.1.1.** Kimyasal değişkenlerin drenaj kaynak ve kaynaktaki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırılması. Önemlilik katsayısı  $P < 0.05$  kabul edilmiş ve koyu olarak yazılmıştır.

<b>Değişken</b>	<b>Ort./DK</b>	<b>Ort./K1</b>	<b>t-değeri</b>	<b>sd</b>	<b>P</b>
TF/ÇÖ	2,81	645,38	-5,52	14	<b>0,00</b>
TF/ÇS	7,58	52,07	-3,46	16	<b>0,00</b>
ÇRF/ÇÖ	2,29	534,36	-7,46	14	<b>0,00</b>
ÇRF/ÇS	5,77	11,66	-2,13	15	0,05
AMO/ÇÖ	4,64	1725,72	-5,70	14	<b>0,00</b>
AMO/ÇS	5,08	14,98	-1,97	15	0,07
NİT/ÇÖ	5031,26	1517,35	15,80	14	<b>0,00</b>
NİT/ÇS	5441,06	5253,03	1,17	15	0,26
SİL/ÇÖ	4201,51	3871,01	0,91	14	0,38
SİL/ÇS	4295,72	4244,73	0,33	15	0,75
SUL/ÇÖ	1726,06	1082,92	8,20	14	<b>0,00</b>
SUL/ÇS	1741,50	1775,19	-0,02	15	0,99
KLO/ÇÖ	0,00	4,11	-4,35	14	<b>0,00</b>
KLO/ÇS	0,30	0,49	-0,53	15	0,60
ALK/ÇÖ	615,75	478,81	7,26	14	<b>0,00</b>
ALK/ÇS	647,13	631,75	1,33	16	0,20
SER/ÇÖ	61,58	47,88	6,87	14	<b>0,00</b>
SERÇS	64,71	63,18	1,26	16	0,23

Ancak, söz konusu keskin düşüşler NİT, SİL ve SUL değerlerinde gerçekleşmemiş olup, bu değişkenlerin drenaj kaynaktan itibaren, gölete girişteki K1 ve gölet içi (Gölet1 ve Gölet2) konsantrasyonları daima yüksek olarak bulunmuştur. K1’de, NİT konsantrasyonları, ALK ve SER değerleri artış göstermiş ve bu istatistiki olarak önemli bulunmuştur. Tespit edilen, silikat ve sülfat hariç, diğer tüm kimyasal değişkenlerin çevrim öncesi ve sonrası ortalamaları arasındaki farklar istatistiki olarak önemli (t-test,  $P < 0,05$ ) bulunmuştur (Tablo 3.1.2.).

Göletlere su teminini sağlayan su kaynaklarından, çalışma süresi içerisinde kesintisiz bir şekilde göletlere girişini sürdüren kaynak1’in (K1), göletlerin kimyasal kompozisyonu üzerindeki etkisini belirleyebilmek için karşılaştırmalar yapılmıştır.

Bu karşılaştırmalar sonucunda, Gölet1’de elde edilen ortalamaların K1’de elde edilen ortalamalara çevrim öncesi ve sonrası dönemlerde genel olarak benzerlik gösterdiği söylenebilir. Nitekim, yapılan istatistiki fark analizleri (t-test), sadece ÇRF, ALK SER ve NİT ortalamasında önemli olarak tespit edilebilmiştir. ÇRF, ALK ve SER G1’de’ K1’e göre her iki dönemde de daha düşük ortalamalara sahipken, NİT ortalaması sadece çevrim sonrası dönemde G1’inkinden yüksektir. (Tablo 3.1.3.).

**Tablo 3.1.2.** Kimyasal değişkenlerin çevrim öncesi (ÇÖ) ve çevrim sonrası (ÇS) dönemler arasında fark (t-) testinin K1, Gölet1 ve Gölet2’deki sonuçları. Önemlilik katsayısı  $P < 0.05$  kabul edilmiş ve koyu olarak yazılmıştır.

<b>K1</b>	<b>Ort. /ÇÖ</b>	<b>Ort. /ÇS</b>	<b>t-değeri</b>	<b>sd</b>	<b>P</b>
TF	645,38	52,07	5,27	15	<b>0,00</b>
ÇRF	534,36	11,66	7,80	15	<b>0,00</b>
AMO	1725,72	14,98	6,02	15	<b>0,00</b>
NİT	1517,35	5253,82	-16,84	15	<b>0,00</b>
SİL	3871,01	4244,71	-1,39	15	0,18
SUL	1082,92	1775,19	-1,91	15	0,08
KLO	4,11	0,49	3,95	15	<b>0,00</b>
ALK	478,81	633,75	-9,48	15	<b>0,00</b>
SER	47,88	63,18	-9,59	15	<b>0,00</b>
<b>Gölet1</b>	<b>Ort. /ÇÖ</b>	<b>Ort. /ÇS</b>	<b>t-değeri</b>	<b>sd</b>	<b>P</b>
TF	325,91	67,21	2,76	15	<b>0,015</b>
ÇRF	49,46	3,30	2,37	15	<b>0,031</b>
AMO	1080,37	7,36	3,82	15	<b>0,002</b>
NİT	1348,03	7634,78	4,63	15	<b>0,000</b>
SİL	3158,03	4366,05	-2,03	15	<b>0,060</b>
SUL	1076,22	1921,50	-1,12	15	0,281
KLO	238,49	17,12	2,14	15	<b>0,049</b>
ALK	387,25	541,25	-3,78	15	<b>0,002</b>
SER	38,73	54,13	-3,78	15	<b>0,002</b>
<b>Gölet2</b>	<b>Ort. /ÇÖ</b>	<b>Ort. /ÇS</b>	<b>t-değeri</b>	<b>sd</b>	<b>P</b>
TF	178,26	92,88	1,93	15	0,073
ÇRF	2,43	4,47	-2,95	14	<b>0,011</b>
AMO	290,24	223,13	0,37	15	0,713
NİT	1113,24	1318,73	4,58	15	<b>0,000</b>
SİL	1983,10	3230,1240	-1,70	14	0,111
SUL	1110,97	2015,81	-1,15	15	0,266
KLO	217,59	26,38	2,56	14	<b>0,023</b>
ALK	346,81	420,75	-0,94	15	0,361
SER	34,68	42,08	-0,75	14	0,463

**Tablo 3.1.3.** Kimyasal değişkenlerin K1 Gölet1 ve Gölet2'deki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırılması. Önemlilik katsayısı  $P < 0.05$  kabul edilmiş ve koyu olarak yazılmıştır.

Değişken	Ort./K1	Ort./G1	t-değeri	sd	P
TF/ÇÖ	645,38	325,91	2,12	14	0,05
TF/ÇS	52,07	67,21	-0,50	16	0,63
ÇRF/ÇÖ	534,36	49,46	6,53	14	<b>0,00</b>
ÇRF/ÇS	11,66	3,30	3,43	16	<b>0,00</b>
AMO/ÇÖ	1725,72	1080,37	1,25	14	0,23
AMO/ÇS	14,98	7,36	1,41	16	0,18
NİT/ÇÖ	1517,35	1348,03	0,10	14	0,92
NİT/ÇS	5253,82	7634,78	10,44	16	<b>0,00</b>
SİL/ÇÖ	3871,01	3158,03	1,02	14	0,32
SİL/ÇS	4244,71	4366,05	-0,68	16	0,50
SUL/ÇÖ	1082,92	1076,22	0,07	14	0,95
SUL/ÇS	1775,19	1921,50	-0,15	16	0,88
KLO/ÇÖ	4,11	238,49	-2,28	14	<b>0,04</b>
KLO/ÇS	0,49	17,12	-2,27	16	<b>0,04</b>
ALK/ÇÖ	478,81	387,25	2,16	14	<b>0,05</b>
ALK/ÇS	631,75	541,25	7,99	16	<b>0,00</b>
SER/ÇÖ	47,81	38,73	24,76	14	<b>0,00</b>
SERÇS	63,18	54,13	76,75	16	<b>0,00</b>

Değişken	Ort./K1	Ort./G2	t-değeri	sd	P
TP/ÇÖ	645,38	178,26	3,81	14	<b>0,002</b>
TP/ÇS	52,07	92,88	-1,72	16	0,104
ÇRF/ÇÖ	534,36	2,43	6,94	13	<b>0,000</b>
ÇRF/ÇS	11,66	4,47	2,96	16	<b>0,009</b>
AMO/ÇÖ	1725,72	290,24	4,53	14	<b>0,000</b>
AMO/ÇS	14,98	223,13	-1,41	16	0,178
NİT/ÇÖ	1517,35	1113,24	0,80	14	0,440
NİT/ÇS	5253,82	1318,73	22,78	16	<b>0,000</b>
SİL/ÇÖ	3871,01	1983,10	2,37	13	<b>0,034</b>
SİL/ÇS	4244,71	3230,12	1,59	16	0,131
SUL/ÇÖ	1082,92	1110,97	-0,34	14	0,739
SUL/ÇS	1775,19	2015,81	-0,21	16	0,835
KLO/ÇÖ	4,11	217,59	-2,89	14	<b>0,012</b>
KLO/ÇS	0,49	26,38	-3,00	16	<b>0,009</b>
ALK/ÇÖ	478,81	346,81	2,22	14	<b>0,043</b>
ALK/ÇS	631,75	420,75	7,77	16	<b>0,000</b>
SER/ÇÖ	47,81	34,68	2,21	14	<b>0,044</b>
SERÇS	63,18	42,08	7,77	16	<b>0,000</b>

Kimyasal değişkenlerin gölet-içi konsantrasyonları, her iki göletde de kaynağa bağlı olarak yüksek bulunduğu halde, göletlerin kendi aralarında farklılıklar ortaya çıktığı ve genellikle çevrim öncesi dönemde gölet1 değerlerinin nispeten daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Örneğin, ort. toplam fosfor konsantrasyonu gölet1’de çevrim öncesi 325,91 µg/l (min.=35,28 µg/l ve mak.= 881,54 µg/l) iken gölet2’de 178,26 µg/l (min.= 38,47 µg/l ve mak.= 358,85 µg/l) bulunmuştur (Tablo 3.1.4. ve Ek 1). Bu durum, ÇRF, AMO, NİT ve SİL için de geçerlidir. Ancak, iki gölet arasındaki bu farklar sadece AMO ve SER değerleri için istatistiki olarak önemli bulunmuştur (Tablo 3.1.4.). Çevrim sonrası dönemde, her iki göletin ortalamaları düşmekle kalmamış, aynı zamanda ortalamaları (amonyum hariç) genel olarak birbirine yaklaştırmıştır. Yapılan analizler bu gözlemle de uyumlu olarak, çevrim sonrası dönemde iki göletin kimyasal değişkenlerinin ortalamaları arasında (ALK ve SER hariç) önemli farklar ortaya koymamıştır (Tablo 3.1.4.).

**Tablo 3.1.4.** Kimyasal değişkenlerin Gölet1 ve Gölet2’deki ortalamalarının her iki dönem için (ÇÖ=çevrim öncesi, ÇS=çevrim sonrası) karşılaştırılması. Önemlilik katsayısı P<0.05 kabul edilmiş ve koyu olarak yazılmıştır.

<b>Değişken</b>	<b>Ort./G1</b>	<b>Ort./G2</b>	<b>t-değeri</b>	<b>sd</b>	<b>P</b>
TP/ÇÖ	325,91	178,26	1,43	14	0,173
TP/ÇS	67,21	92,88	-1,22	16	0,241
ÇRF/ÇÖ	49,46	2,43	2,11	13	0,055
ÇRF/ÇS	3,30	4,47	-1,56	16	0,139
AMO/ÇÖ	1080,37	290,24	2,52	14	<b>0,025</b>
AMO/ÇS	7,36	223,13	-1,47	16	0,160
NİT/ÇÖ	1348,03	1113,24	0,67	14	0,512
NİT/ÇS	7634,78	1318,73	1,66	16	0,117
SİL/ÇÖ	3158,03	1983,10	1,16	13	0,267
SİL/ÇS	4366,05	3230,12	1,87	16	0,080
SUL/ÇÖ	1076,22	1110,97	-0,36	14	0,727
SUL/ÇS	1921,50	2015,81	-0,04	16	0,966
KLO/ÇÖ	238,49	217,59	0,17	14	0,871
KLO/ÇS	17,12	26,38	0,07	16	0,948
ALK/ÇÖ	387,25	346,81	0,58	14	0,569
ALK/ÇS	541,25	420,75	4,14	16	<b>0,001</b>
SER/ÇÖ	38,73	34,68	-5,25	14	<b>0,000</b>
SER/ÇS	54,13	42,08	-12,35	16	<b>0,000</b>

Göletlerde, klorofil-a miktar ve salınımlarının, besin tuzlarındaki miktar ve salınımlarla uyumlu bir şekilde oluştuğu tespit edilmiştir (Şekil 3.1.1.). Çevrim öncesindeki gölet-içi yüksek besin tuzu konsantrasyonlarına paralel olarak yüksek klorofil-a konsantrasyonları (Gölet1<sub>ort.</sub> = 238,50 µg/l ve Gölet2<sub>ort.</sub> = 217,60 µg/l) bulunurken, çevrim sonrasında besin tuzu konsantrasyonlarındaki ani düşüşler benzer bir şekilde klorofil-a miktarlarında da (Gölet1<sub>ort.</sub> = 29,69 µg/l ve Gölet2<sub>ort.</sub> = 28,63 µg/l) oluşmuştur. Besin tuzlarının klorofil-a üzerindeki kontrol edici etkileri “ileri yönde basamaklı çoklu regresyon” analizi kullanılarak araştırılmıştır. Bu analizlere, klorofil-a (fitoplankton) üzerinde aynı anda kontrol etme etkisine sahip olduğu için zooplankton grupları da dahil edilmiştir. Gölet1’de klorofil-a (bağımlı değişken) konsantrasyonlarındaki değişiklikler, TF, ÇRF, SER ve Cop (bağımsız) değişkenleriyle açıklanmıştır. Regresyon ilişkisine dahil edilen değişkenlerden Cop istatistiki olarak önemli bulunmamıştır. Bulunan R katsayısının (0,94) oldukça yüksek olması ilişki denkleminin doğruluk derecesi konusunda dikkat çekici olarak değerlendirilmiştir (Tablo 3.1.5.). İkili korelasyonlara bakıldığında, Klo-a, TF ve AMO ile pozitif, ALK ve SER ile negatif yüksek ve önemli korelasyonlar göstermiştir. Klo-a’ nın ÇRF ile olan korelasyon yönünün negatif olması ise dikkat çekicidir (Şekil 3.1.2 ve tablo 3.1.6.).

**Tablo 3.1.5.** Gölet1’de klorofil-a ve kimyasal değişkenler arasındaki ileri basamaklı çoklu regresyon analizi. (R= 0,94, R<sup>2</sup>= 0,89, F(4,12)=72,51 p<,00001)

<b>Dahil olan Değişkenler</b>	<b>Beta</b>	<b>Std.hata</b>	<b>B</b>	<b>Std.hata</b>	<b>t(13)</b>	<b>p-değeri</b>
Kesme noktası			429,34	141,06	3,04	<b>0,010</b>
TF	0,74	0,18	0,73	0,18	4,17	<b>0,001</b>
SER	-0,39	0,13	-8,12	2,62	-3,09	<b>0,009</b>
ÇRF	-0,21	0,10	-1,02	0,47	-2,19	<b>0,049</b>
Cop	-0,22	0,15	-0,76	0,51	-1,49	0,163



**Tablo 3.1.6.** Kimyasal ve biyolojik değişkenlere ait korelasyon matrisi. (P<0,05 bulunan sonuçlar koyu renkte yazılmıştır).

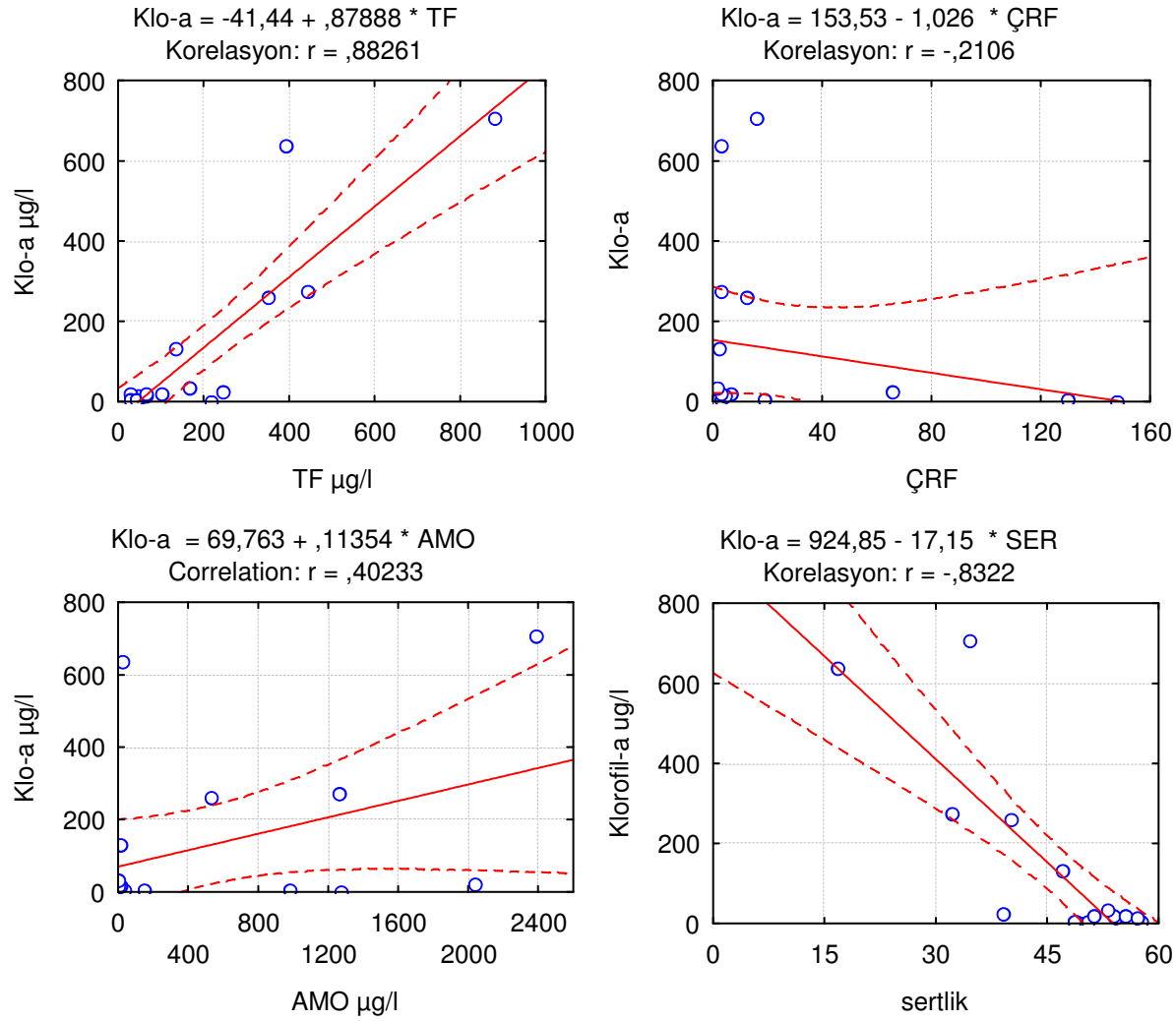
	TF	ÇRF	AMO	NİT	SİL	SUL	Klo	ALK	SER	Rot-	Cop	Clad	Chrys	Chlor	Phrr
G Ö L 1	ÇRF	-0,04													
	AMO	<b>0,80</b>	0,43												
	NİT	<b>-0,56</b>	<b>-0,54</b>	<b>-0,78</b>											
	SİL	0,17	-0,41	0,11	0,36										
	SUL	-0,20	-0,20	-0,25	0,32	-0,06									
	Klo-a	<b>0,88</b>	-0,23	<b>0,61</b>	-0,48	0,11	-0,17								
	ALK	<b>-0,72</b>	0,04	<b>-0,68</b>	<b>0,72</b>	-0,01	0,30	<b>-0,83</b>							
	SER	<b>-0,72</b>	0,04	<b>-0,68</b>	<b>0,72</b>	-0,01	0,30	<b>-0,83</b>	1,00						
	Rot.	-0,16	<b>0,52</b>	0,10	-0,24	-0,34	-0,15	-0,16	0,11	0,11					
	Cop.	0,44	-0,20	0,38	-0,42	0,17	-0,15	0,72	<b>-0,86</b>	<b>-0,86</b>	-0,20				
	Clad.	0,32	-0,25	0,08	0,01	0,29	0,31	0,28	-0,12	-0,12	-0,16	0,14			
	Chrys.	<b>0,78</b>	-0,13	<b>0,57</b>	-0,43	-0,01	-0,14	<b>0,68</b>	<b>-0,61</b>	<b>-0,61</b>	0,00	0,30	0,32		
	Chlor.	<b>0,53</b>	-0,17	0,39	-0,26	0,15	-0,09	0,36	-0,41	-0,41	0,04	0,12	0,34	<b>0,86</b>	
	Phrr.	-0,27	-0,23	-0,34	0,44	-0,03	<b>0,87</b>	-0,25	0,43	0,43	-0,13	-0,27	0,19	-0,20	-0,16
	Cyan.	-0,06	-0,33	-0,25	0,09	0,30	-0,07	0,23	-0,24	-0,24	-0,23	<b>0,58</b>	0,31	-0,18	-0,20
G Ö L 2	ÇRF	-0,27													
	AMO	<b>0,59</b>	-0,26												
	NİT	-0,28	0,27	-0,48											
	SİL	0,45	0,54	-0,01	-0,14										
	SUL	-0,32	0,11	-0,06	-0,43	-0,17									
	Klo	<b>0,79</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,61</b>	-0,52	0,21	-0,18								
	ALK	<b>-0,72</b>	0,24	<b>-0,55</b>	<b>0,58</b>	-0,52	0,11	<b>-0,71</b>							
	SER	<b>-0,78</b>	0,07	-0,46	0,32	<b>-0,66</b>	0,27	<b>-0,63</b>	<b>0,92</b>						
	Rot.	-0,01	-0,20	-0,29	0,25	-0,20	-0,27	-0,23	0,40	0,30					
	Cop.	<b>0,83</b>	-0,25	0,48	-0,51	<b>0,57</b>	-0,19	<b>0,84</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,69</b>	-0,14				
	Clad.	0,11	-0,07	0,01	-0,19	0,05	-0,04	-0,02	-0,09	-0,05	0,28	0,22			
	Chrys.	0,01	-0,05	0,02	-0,15	0,22	-0,15	-0,04	-0,23	-0,24	-0,18	0,14	-0,18		
	Chlor.	<b>0,66</b>	-0,25	0,43	-0,44	0,46	-0,22	<b>0,86</b>	<b>-0,68</b>	<b>-0,70</b>	-0,39	<b>0,78</b>	-0,17	0,29	
	Phrr.	-0,24	0,18	-0,33	0,26	-0,33	0,23	-0,37	<b>0,56</b>	0,51	0,45	-0,41	0,23	-0,35	-0,53
	Cyan.	-0,31	0,32	-0,21	-0,27	0,25	0,26	-0,37	-0,06	-0,09	-0,19	-0,17	0,20	<b>0,64</b>	-0,01

Gölet2’de uygulanan çoklu regresyon analizi sonucunda ise ÇRF, AMO, Cop ve Clad ilişki denkleminde dahil olmuştur. Ancak bunlardan sadece COP istatistik olarak önemli ( $P<0,05$ ) bulunmuştur (Tablo 3.1.7). İkili korelasyonlarda ise, TF, AMO ve Cop ile önemli ve pozitif, ÇRF, ALK ve SER ile yüksek negatif ilişkiler tespit edilmiştir (Şekil 3.1.3. ve Tablo 3.1.6).

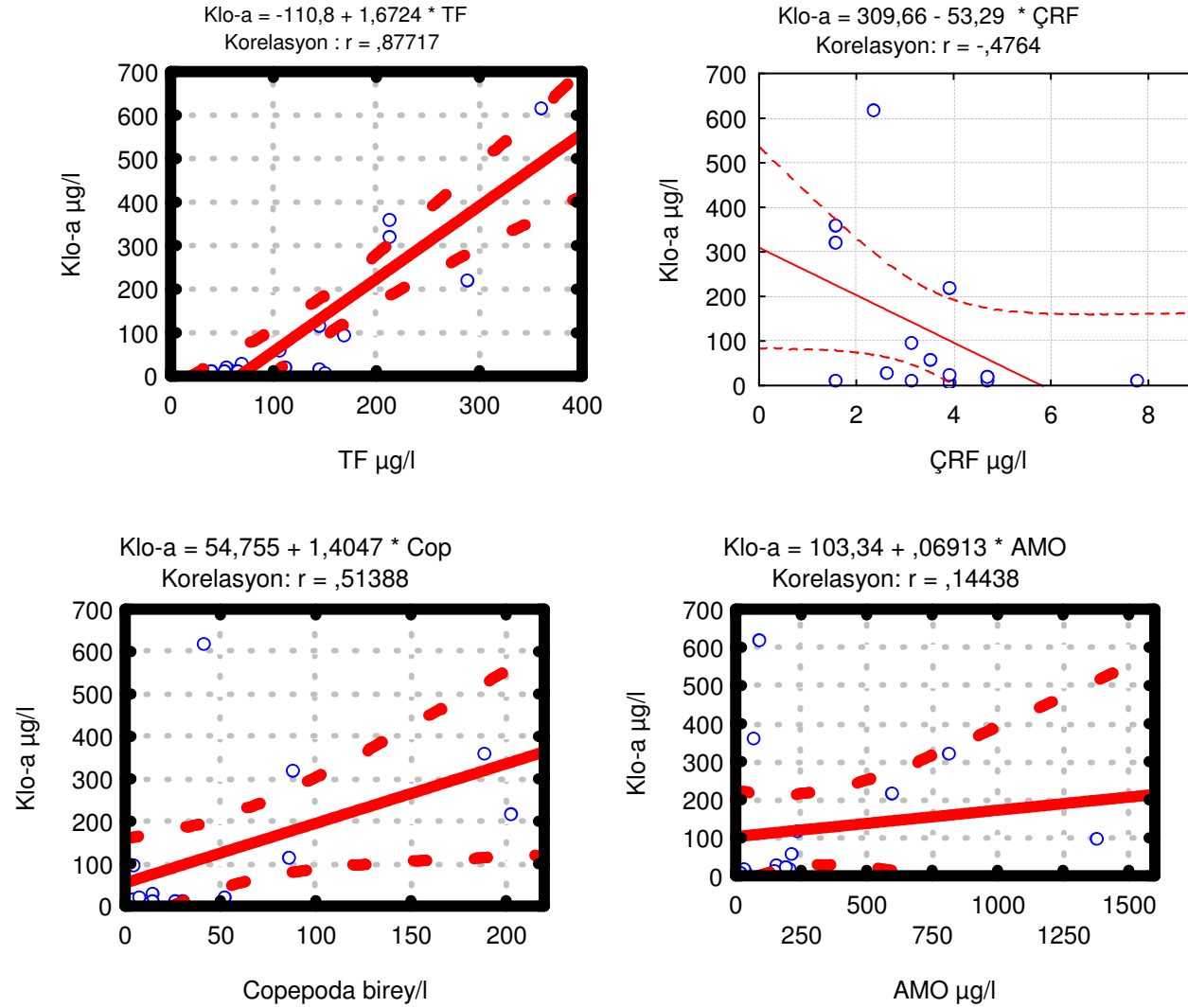
**Tablo 3.1.7.** Gölet2’de klorofil-a ve kimyasal değişkenler arasındaki ileri basamaklı çoklu regresyon analizi. ( $R= 0,90$ ,  $R^2= 0,81$ ,  $F(4,8)=8,67$ ,  $p<,00525$ ).

<b>Dahil olan Değişkenler</b>	<b>Beta</b>	<b>Std.hata</b>	<b>B</b>	<b>Std.hata</b>	<b>t(13)</b>	<b>p-değeri</b>
Kesme noktası			87,44	52,97	1,65	0,137
Cop	0,64	0,17	1,17	0,31	3,84	<b>0,005</b>
ÇRF	-0,27	0,15	-20,28	11,30	-1,79	0,111
AMO	0,21	0,16	0,11	0,09	1,29	0,233
Clad	-0,16	0,15	-1787,62	1678,57	-1,06	0,318

Göletlerde, fitoplankton kompozisyonunu üzerinde etkili olan faktörlerden olan ÇİN/ÇRF oranı göletlerde benzer olarak her iki dönemde de  $>10$  olarak bulunmuştur.



**Şekil 3.1.2.** Gölet1’de klorofil-a ve bazı kimyasal değişkenler arasındaki korelasyonların dağılım grafikleri

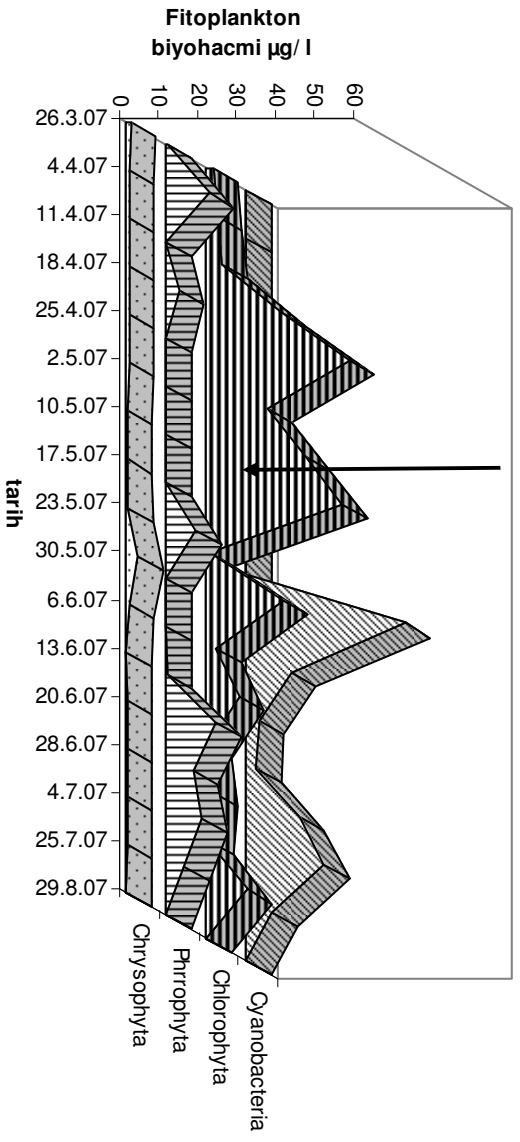
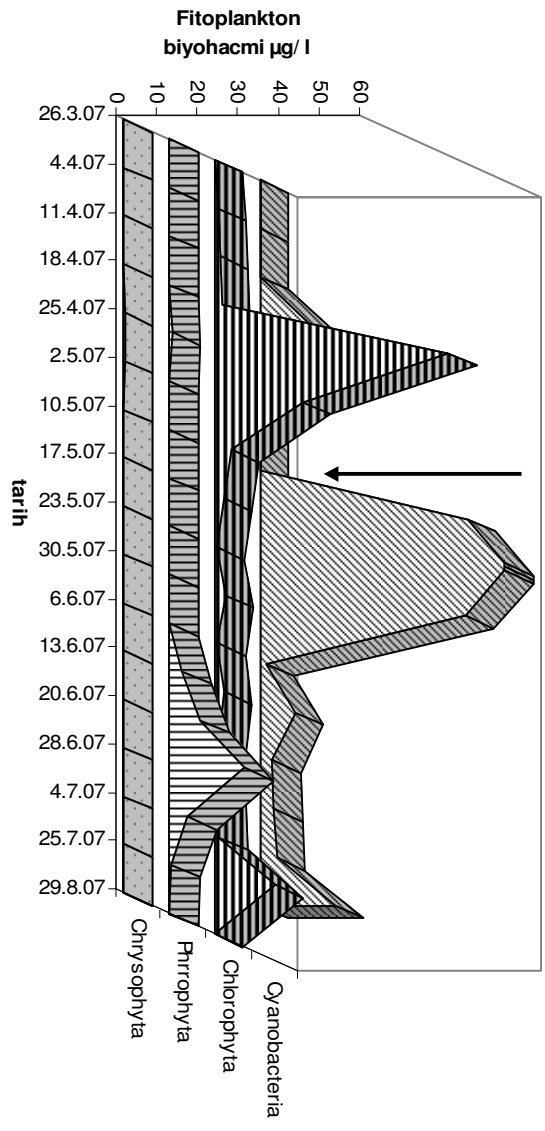


Şekil 3.1.3. Gölet2’de klorofil-a ve bazı kimyasal değişkenler arasındaki korelasyonların dağılım grafikleri

### 3.2. Fitoplankton Populasyonu

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

Göletlerdeki fitoplankton kompozisyonu ve hakim grupların davranışının, çevrim öncesi ve sonrası oluşan değişiklikler açısından genel olarak benzer bir durum sergilediği söylenebilir. Çevrim öncesi dönemde, özellikle bahar aylarında, her iki göletde de Chlorophyta’nın baskın grup olduğu gözlenmiştir. Toplam fitoplankton biyohacminin % 88-100’ünü oluşturan bu grupta *Closterium* ve *Chlamydomonas* cinsinin türleri en fazla miktar ve sıklıkta tespit edilmiştir (Şekil 3.2.1.). Çevrim sonrası dönemin başlangıcından (17.Mayıs 2007) itibaren ise özellikle Phrrophyta ve Cyanobacteria türlerinin sayısal ve hacimsel olarak artış gösterdiği ve hakim duruma geçtiği gözlenmiştir (Şekil 3.2.1.). Özellikle Gölet1’de 17 Mayıs-13 Haziran 2007 tarihleri arasındaki 5 örneklemede Cyanobacteria grubu % 61-95 arası değişen oranlarda tespit edilmiştir. Bu dönem içerisinde, Cyanobacteria grubunun *Microcystis aeruginosa* ve *Aphanotece* sp. türlerince temsil edildiği saptanmıştır. Bu tarihten itibaren ise, dinoflagellatların da içerisinde yer aldığı Phrrophyta grubu üyeleri fitoplankton populasyonunda en fazla biyohacme sahip grup haline gelmiştir. Phrrophyta grubunda en sık ve hakim türler olarak, özellikle *Gymnodinium inversum*, *Chroomonas* sp ve *Rhodomonas* sp.’nin öne çıktığı gözlenmiştir. Gölet2’de ise 20 haziran örnekleme hariç, çevrim sonrasında siyanobakterlerin biyohacimleri daima yüksek bulunmuştur. Ayrıca, diyatomların da içerisinde bulunduğu chrysophyta grubu üyelerinin, çalışma periyodu boyunca gölet2’de daha fazla görülme sıklığına sahip olduğu tespit edilmiştir.



**Şekil 3.2.1.** Gölelerde fitoplankton biyohacminin gruplara göre mevsimsel dağılımı. Çevrimin yapıldığı tarih "kesikli ok" ile gösterilmiştir

### 3.3. Zooplankton Kompozisyonu

Çalışma süresince teşhis edilen zooplankton türleri Ek 3’de verilmektedir.

Göletlerin zooplankton kompozisyonunda, rotifer ve copepod türlerinin baskın bir şekilde bulunduğu, kladoserlerin ise sadece *Bosmina longirostris* türünün <1/litre olarak ve çok az sıklıkla temsil edildiği bulunmuştur. Gölet2’de tespit edilen yoğunlukların Gölet1’den daha fazla olduğu anlaşılmaktadır (Ek 3). Her iki göletde de çevrim öncesi yoğunlukların çevrim sonrasına göre belirgin bir şekilde daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Şekil 3.3.1.).

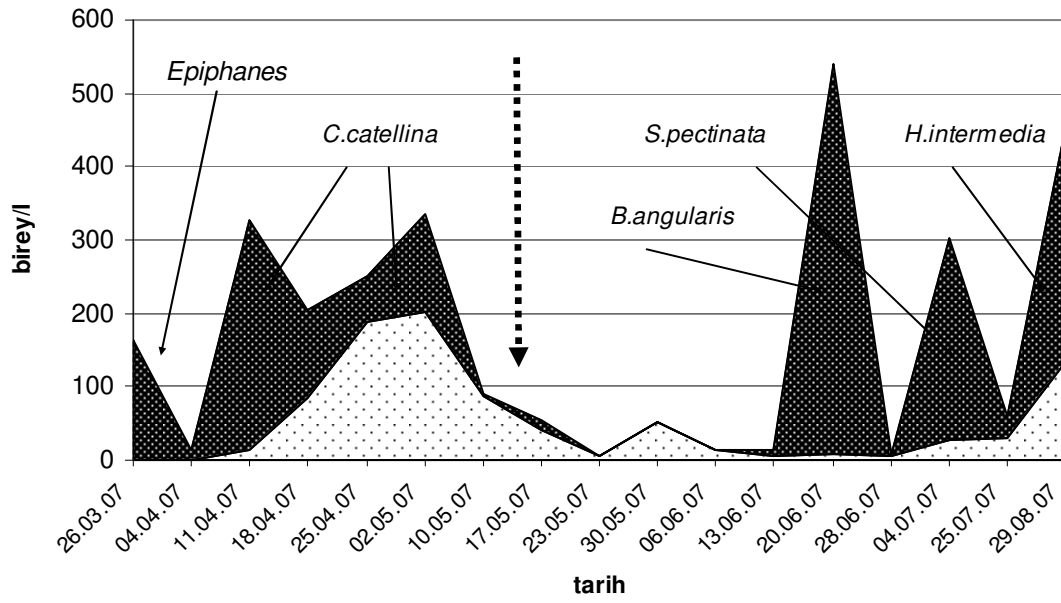
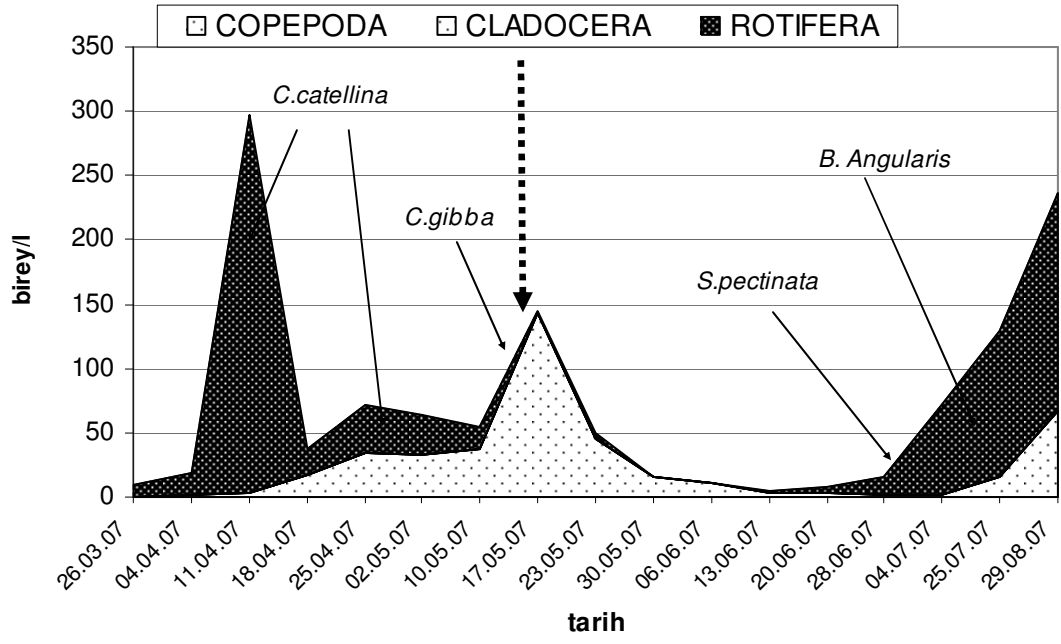
Rotifer türleri arasında çevrim öncesi dönemde *Cephalodella catellina* türü (mak.= 272,87 birey/litre) Gölet1 de, *Cephalodella catellina* (mak.= 283,33 birey/litre) ve *Epiphanes* sp. (mak.= 159,27 birey/litre) türleri ise Gölet2’de sayısal olarak en yüksek değerlere ulaşan türler olmuştur. Bu türler, rotifer popülasyonunu, %90 ve daha üzeri oranlarda temsil etmişlerdir. Çevrim sonrası dönemde ise, her iki göletde de *Brachionus angularis* (mak.= 529,91 birey/litre) *Synchaeta pectinata* (mak.= 102,14 birey/litre) ve *Hexarthra intermedia* (mak.=86,68 birey/litre) türleri popülasyonda hakim duruma geçmişler ve %95 ve daha yüksek oranlarda bulunmuşlardır (Şekil 3.3.1.).

Her bir göletde zooplankton gruplarının yoğunlukları çevrim öncesi ve sonrası dönemler arasında istatistiki olarak farklı değildir. (t-test,  $P>0,05$ ). İki göletin benzer zooplankton gruplarının karşılaştırmaları sonucunda da istatistiki olarak önemli farklar ( $P>0,05$ ) tespit edilmemiştir.

Her bir gölet için, zooplankton gruplarının kimyasal değişkenler ve fitoplankton grupları ile olan ilişkilerinin incelenmesi korelasyon analizi ile yapılmıştır. Gölet1’in rotifer yoğunlukları sadece ÇRF ile pozitif önemli

korelasyona sahiptir. Gölet1'deki kopepod yoğunlukları ise, Klo-a, siyanobakterler ile pozitif, ALK ve SER ile yüksek negatif korelasyonlar göstermişlerdir. Gölet2 kopepod yoğunlukları ile TF, AMO, Klo-a, Chrysophyta ve Chlorophyta yoğunlukları arasında önemli pozitif, ALK ve SER arasında önemli negatif korelasyonlar bulunmuştur (Tablo 3.1.6.).





**Şekil 3.3.1.** Göletlerde zooplankton gruplarının zamana bağlı değişimleri ve baskın rotifer türleri. Çevrimin yapıldığı tarih “kesikli ok” ile gösterilmiştir.

#### 4. TARTIŞMA VE SONUÇ

Kırıkkale Üniversitesi kampüs sınırları içerisinde oluşturulan göletlerin su kaynaklarını, yine aynı bölge içerisinde bulunan yeraltı suları oluşturmaktadır. Çalışma süresi içerisinde, gölete su temin eden temel iki nokta kaynaktan sadece bir tanesinin devamlılığının olduğu görülmüş, diğer kaynağın ise çalışmanın ortalarından itibaren çok az sıklık ve hacimle gölet suyuna katkıda bulunduğu anlaşılmıştır. Bu haliyle, göletlerin hacimleri ve kimyasal, biyolojik özellikleri üzerinde bu ilk kaynak (Drenaj kaynak ve gölete girdiği yerde Kaynak1) etkili olmuştur. Drenaj kaynağın ilk yeryüzüne çıktığı bölgeden alınan örnekler üzerinde yapılan ölçümler, besin zincirinde fonksiyon yapan bazı elementlerin (özellikle fosfor ve amonyum) oldukça düşük seviyelerde bulunduğunu ortaya koymuştur. Örneğin, drenaj kaynaktan ort. toplam fosfor konsantrasyonu 4,87 µg/l, ort. çözülmüş fosfor 4,16µg/l, amonyum 4,86µg/l, olarak bulunmuştur. Aynı elementlerin gölet-içi konsantrasyonlarının çok yüksek oluşu, halen kısmi olarak kapalı bir sistem içerisinde gölete akan drenaj kaynak suyunun değişikliğe uğramış olma ihtimalini artırmıştır. Yapılan incelemeler neticesinde, drenaj kaynak suyuna, yolculuğu esnasında kanalizasyon suyunun karışmakta olduğu tespit edilmiş ve gerekli önlemler alınarak söz konusu kontaminasyon 17 Mayıs 2007 tarihinden itibaren engellenmiştir. Bu nedenle, çalışma süresi içerisinde göletler üzerinde yapılan incelemeler, dış yüklerin farklılıklarını ortaya koyacak şekilde iki dönem içerisinde incelenmiştir.

Göletlerde su kalitesini belirleyen çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlerin başında, besin zincirinin ilk halkasında bulunan fitoplanktonların büyümelerinde kullandıkları besin tuzlarından olan fosfor ve nitrojen gelmektedir.

Göletlerde su kalitesini belirleyen çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlerin başında, besin zincirinin ilk halkasında bulunan fitoplankterlerin büyümelerinde kullandıkları besin tuzlarından olan fosfor ve nitrojen gelmektedir. Göletlerde, özellikle azot ve fosforun klorofil-a veya fitoplankton biyokütlesiyle olan doğrusal ilişkisi<sup>(72)</sup> uzun yıllardan beri yapılan birçok çalışmada ortaya konmuştur. Dünya üzerinde 1960'lı yıllar itibariyle artan endüstri, evsel atıklar, gübre ve deterjanların kullanımını neticesinde baş gösteren ötrofikasyon problemlerinin sorumlusu olarak, göletlerin besin tuzu yüklerindeki artışlar sıklıkla işaret edilmiştir<sup>(73,74,75)</sup>. Bu göletlerde, su kalitesi çalışmalarının ilk basamağını çoğunlukla gölete giren yüklerin “çevrilme” yoluyla göletten uzaklaştırılması almıştır Avrupa ve Amerika göletlerinde 1990'ların başlarından itibaren yapılan uygulamalar neticesinde başarılı sonuçlar alınmakla kalmamış ayrıca biriken çok yıllık bulgulardan bir takım genel sonuçlara varılmıştır<sup>(76-78)</sup>, Jeppesen ve ark.<sup>(78)</sup> (2007), 35 uygulamalı çalışmaya dayandırarak, göletlerde besin tuzu yüklerinin artışı nedeniyle ortaya çıkan fitoplankton baskın ve bulanık gölet ekolojik sistemlerinin, bu yüklerin azalmasıyla birlikte yeni “alternatif kararlı” bir sisteme doğru geçmeye başladığını, fakat sedimandaki iç yükleme nedeniyle genel itibariyle bir gecikme ortaya çıktığını söylemişlerdir. Araştırmacılara göre, göletlerde toplam fosfor açısından yeni kararlı duruma geçilebilmesi gölet derinliği ve gölet-su yerleşke süresine de bağlı olarak 10-15 yıldan sonra gerçekleşmeye başlamıştır. Azaltılan nitrojen yükü miktarlarına göletlerin reaksiyon sürelerinin ise <5 yıl olarak belirtilmiştir<sup>(79-82)</sup>.

Bu çalışmanın başlangıcında, Üniversite Göletleri'nin su kaynağının girişinde besin tuzu yüklerinin oldukça yüksek olduğu (ort. TF: 645,38µg/l; ort. ÇİN: 3288,75µg/l) ve bunun gölet-içi konsantrasyonların da (ort. TF<sub>gölet1</sub>: 325,91µg/l; ort. ÇİN<sub>gölet1</sub>: 2428,39µg/l) yüksek olmasına sebep olduğu anlaşılmıştır. Göletlerin dış

besin tuzu yüklerinin azaltılması neticesinde gölet-içi konsantrasyonlarında besin tuzlarından, özellikle TF ve AMO' da belirgin (ort. TF<sub>gölet1</sub>: 67,21µg/l; ort. AMO<sub>gölet1</sub>: 7,36µg/l) azalmalar görülmüştür. Çevrim öncesinde, K1 ve göletlerde, nitrojenin iki farklı formu olan NİT ve AMO'nun konsantrasyonları da yüksekti. Çevrim sonrasında K1'de amonyumun azalması ve NİT'in artması, kanalizasyon atıkları nedeniyle ortaya çıkan oksijensiz ve bakteri faaliyetinin yoğun olduğu ortamdan oksijenli ve nitrifikasyonun artmış olduğu bir ortama geçişi ifade etmektedir<sup>(6)</sup>. Besin tuzu konsantrasyonlarındaki azalmalar klorofil-a konsantrasyonlarına da yansımış ve çevrim öncesine göre belirgin düşüşlerin meydana geldiği saptanmıştır. Bu sonuçlar, bugüne kadar dünya üzerindeki birçok sığ göletde ve Türkiye'de Eymir Göletü'nde yapılan dış yük azaltılması<sup>(83)</sup> neticesinde elde edilen sonuçlarla benzerlik göstermektedir. Ancak, gölete giren kaynak1'deki dış yüklerin halen istenen seviyelerde azalmadığı görülmektedir. Çünkü, kaynağın ilk doğduğu noktadaki konsantrasyonlar (kanalizasyon karışımı önlenmesine rağmen), kaynak suyunun gölete girmeden önce belirli bir mesafeyi toprak üzerinde açık olarak katettiği için aynen muhafaza edilememektedir. Bu açık alandaki su akışının kapalı sistem haline getirilmek suretiyle, drenaj kaynakta suyun ilk çıktığı bölgedeki konsantrasyonlara ulaşabileceği önerilebilir. Nitekim, çevrimden sonraki dönemde özellikle fosfor yükünün, halen, kritik konsantrasyon olan 100 µg/l'ye <sup>(6)</sup> ulaştığı bazen de aştığı saptanmıştır.

Çevrim sonrası dönemde, besin tuzları açısından göletlerde oluşan yeni durum, nitrojenin fosfora olan oranının değişmesine sebep olmamıştır. Fosforda belirgin azalmalar olmasına rağmen, azot konsantrasyonlarındaki yükselmeler neticesinde sözkonusu oran çevrim öncesinde olduğu gibi >10 olarak kalmıştır. ÇİN-SRP oranının fitoplankton türlerinin süksesyonunda önemli rol oynadığı

bilinmektedir. Bu oranın <10 olması durumunda, nitrojen sınırlayıcı element haline gelmekte ve syanobakter gelişimi ve patlamalarını desteklemektedir<sup>(84,85,86)</sup>. Bazı türlerinin toksik olması<sup>(87)</sup>, yüksek biyokütleleri nedeniyle genel fitoplankton biyokütlesinde artışlara sebep olmaları ve filamentli ve koloni yapılarından dolayı zooplanktonlar tarafından tüketilememeleri nedeniyle, göletlerde gelişmesi istenmeyen ve su kalitesinin bozulmasıyla en çok ilişkilendirilen grup syanobakterlerdir. Ancak, syanobakter gelişiminin her zaman ÇİN/ÇRF oranıyla açıklanamadığı durumlar da bulunmaktadır. Üniversite Göletleri'nde her iki dönemde de ÇİN/ÇRF > 10 olmasına rağmen bazı Cyanobacter türlerinin geliştiği gözlenmiştir. Gelişen Cyanobacter türleri filamentli veya büyük koloniler teşkil edenlerden olmayıp küçük koloniler halindeki coccoidal gruba ait olanlardır. Ayrıca syanobakter bireylerinin olduğu örneklerde diğer türlerin de sayısal olarak dikkate değer yoğunluklarda varlıklarını devam ettirdikleri saptanmıştır. Bu durum, Üniversite Göletleri'nde syanobakterlerin ÇİN/ÇRF oranlarından kaynaklanan bir avantajla dominant hale geçip patlama yapmadıklarını aksine diğer türlerle birlikte (yüksek ortam sıcaklıklarında) normal ve beklenen gelişimlerini yapmış olabileceklerine işaret etmektedir. Şayet, besin tuzu yüklerinin azaltılması konusunda daha önce tavsiye edilen önlemler (kaynak suyunun tamamen kapalı sistem içerisinde taşınması) alınacak olursa, fosfor konsantrasyonlarının drenaj kaynak seviyelerine çekilmesi suretiyle, sadece syanobakter türlerine değil bütün fitoplanktona sınırlayıcı etki sağlanmış olabilir<sup>(88)</sup>.

Üniversite Göletleri'ninde su kalitesine ilişkin diğer bir önemli konu ise, su kaynağının sedimentler yapıya bağlı olarak yüksek oranlarda sahip olduğu, sülfat konsantrasyonları, sertlik, tuzluluk, iletkenlik ve çözülmüş katı madde miktarlarıdır. Bu değişkenlerin gölet suyu ve kaynaklarında ölçülen konsantrasyonları ulusal ve

uluslar arası içme, sulama ve endüstriyel su standartlarında öngörüldüğünün çok üzerindedir<sup>(89)</sup>. Örneğin sülfatın gölet suyu ve kaynaklarındaki ortalama konsantrasyonları  $\approx 1500$  mg/l civarındadır. Sülfatın izin verilen maksimum konsantrasyonları ise 400 mg/l'dir<sup>(89)</sup>. Gölet sularında bu değişkenlere ilişkin kaydedilen yüksek değerler, muhtemelen bölgenin tuzlu ve jipsli kayaç yapısından ileri gelmektedir. Gölet suyunun bu özellikleri, kimyasal etkileşimler üzerinde veya besin zincirinde fitoplankton, zooplankton ve balık populasyonlarının fizyoloji, üreme ve morfolojileri üzerinde doğrudan veya dolaylı etkilere sahip olabilir. Örneğin, *Daphnia* sp. cinsinin tuzluluğa olan düşük toleransı farklı araştırmacılar tarafından ifade edilmiştir<sup>(90-92)</sup>. Kimyasal etkileşime örnek olarak ise, sülfatın yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu, ortamdaki demir elementini bağlayarak fosforun serbest kalma oranlarını ve ortamdaki konsantrasyonlarının artışı sebep oluşu verilebilir<sup>(13)</sup>. Sonuç olarak, sözü edilen kimyasal değişkenlerin, diğer kimyasal ve biyolojik değişkenler üzerindeki etkilerinin, laboratuvar deneyleriyle desteklenerek, daha detaylı ortaya konulması gerektiğini düşünmekteyiz.

Üniversite Göletleri'ndeki zooplankton grupları incelendiğinde ilk göze çarpan bulgu, göletlerde rotifer ve kopepod populasyonlarının hakim durumda oluşudur. Besin zincirinde, fitoplankton büyümesinin kontrol edilmesinde en etkili grup olan kladoserler ve bu grubun büyük vücutlu (*Daphnia* sp. gibi) üyelerine ise rastlanmamıştır. Bu cinse ait bireylerin göletlerde bulunuşunda, üzerinden beslendikleri fitoplankton tür kompozisyonu<sup>(93)</sup> veya besin zincirinde bir üst basamakta yer alan planktivor balıkların predasyon baskısı<sup>(40,94)</sup> belirleyici olmaktadır. Üniversite Göletleri'ne henüz balık populasyonu aşılmadığı için, *Daphnia*'nın balık predasyon baskısı neticesinde ortamda bulunmadığı söylenemez. Ortamdaki fitoplanktonun tür kompozisyonu ise, özellikle çevrim öncesi dönemde,

kladoserlerin besin olarak tercih ettiği<sup>(95,96)</sup> türleri içeren Chlorophyta üyelerinin bol ve sık olarak gözleendiği bir yapıdadır. Bu nedenle, *Daphnia*'nın besin limitasyonu nedeniyle ortamda bulunmayışı iddiası kabul edilebilir gözükmemektedir. Bu durumun, *Daphnia* sp. cinsi türlerinin, tuzluluk, sertlik, alkalinite vb. suyun diğer abiyotik özellikleriyle olan ilişkilerine bağlı olarak gelişmiş olabileceği ihtimali yüksek gözükmemektedir<sup>(91)</sup>. Ancak, doğru teşhislerin yapılabilmesi için laboratuvar denemeleriyle yapılacak birtakım sonuçların değerlendirilmesine ihtiyaç duyulmaktadır.

#### 4.6. Sonuç ve öneriler

Bu çalışmanın sonuçları, soğuk-ılıman sığ göletlerde yapılan nutrient kontrolü çalışmaları için getirilen önerilerin, Üniversite Göletleri gibi sıcak-ılıman göletler için de geçerli olabileceğini göstermiştir. Ayrıca, bu göletlerin oluşumlarının başlangıcındaki limnolojik işleyişi ortaya koyarak, gelecekte yapılacak çalışmalar için temel teşkil edecek yaklaşımlara imkan vermiştir. Nitekim, Üniversite göletleri'nin küçük hacimli olması, bu çalışmada üretilen soruların veya benzerlerinin cevaplarını araştırmak üzere yapılacak deneylerin yürütülmesinde, deney amaçlı kullanımlarını kolaylaştırabilecek avantajlar da taşımaktadır.

Nutrient kontrolünün Üniversite Göletleri'nde kalıcı iyileşme sağlayabilmesi için dikkate alınması gereken öneriler şu şekilde özetlenebilir;

- a- *Göletiçi TP konsantrasyonunun 0,1 mg/l'nin altına düşürülmesi*; bunun için atılması gereken adımların başında, drenaj kaynak suyunun Üniversite Göletleri'ne karışan kısmında kapalı taşıma sistemine geçilerek besin tuzu uzaklaştırılmasının maksimum düzeye getirilmesi gelmektedir.

*b- Göletlerde balık popülasyonu veya makrofitlerin geliştirilmesi* Göletlerin besin zincirinde vazgeçilmez unsurlardan olan balık popülasyonlarının geliştirilmesinden önce, göletlerde zooplankton komünite yapısının fitoplankton kontrolünde etkili olabilecek hale gelmesine izin vermek gerekmektedir. Bunun yapılmasından sonra ise, göletlerde hem zooplanktonlara balık predasyon baskısından kaçabilmek, hem de gölet-içi nutrientler için fitoplanktonlarla rekabet edebilmelerini sağlamak üzere kontrollü makrofit gelişiminin sağlanması gerekmektedir. Bu son durum aslında göletlerde “alternatif kararlı” yapının kurulması anlamına gelmektedir.



## KAYNAKLAR

1. H. Yalçın, M. Gürü, Su Teknolojisi., Palme Yayıncılık, 2002.
2. M. Jurdi, S L. Korfali, Y. Karahogopian, B. E. Davies,. Evaluation of Water Quality of The Qaraaoun Reservoir, Lebanon: Suitability for Multipurpose Usage. *Environmental Monitoring and Assessment*, **77** (1), 11(2002).
3. B. Moss, Ecology of Fresh Waters: Man & Medium, Past to Future,3rd edition, Blackwell Science, Oxford, 1998.
4. M. Straskraba, J. G. Tundisi, Guidelines of Lake Management Reservoir Water Quality Management. International Lake Environment Commitee Foundation, 9, 1999.
5. J. G. Tundisi, Reservoir Management Integration of Criteria Considering Enviroment and Use Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza, 2003.
6. C. F. Mason, Biology of Freshwater Pollution, Longman, London, **195**, 260(1991).
7. E. Jeppesen, P.J. Jensen, M. Sondergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen and L. Jensen, *Hydrobiol.*, **342/343**, 151(1997).
8. B. Moss, J. Madgwick and G. Phillips, A Guide to Restoration of Nutrient-enriched Shallow lakes Environment,Agency & Broads Authority, East Anglia 1996.
9. E. Jeppesen, M. Sondergaard, J.P. Jensen, E. Mortensen and O. Sortkjaer, *J. Plankton Res.*, **18** (9), 1605(1996).
10. Z.M. Gliwicz, *Ekologia polska*, **17**, 663(1969).
11. B. Henderson-Sellers and H.R. Markland, Decaying lakes, The Origins and Control of Cultural Eutrophication, John Wiley and Sons, 1987.
12. S.R. Carpenter and J.F. Kitchell, The Trophic Cascade in Lakes, Cambridge: Cambridge University Perss (Cambridge Studies in Ecology), 1993.

13. M. Scheffer, Ecology of Shallow Lakes, Chapman and Hall, 1998.
14. B. Moss, Biodiversity in fresh waters – an issue of species preservation or system functioning?, Environmental Conservation, **27**, 1(2000).
15. S. R. Carpenter, J. F. Kitchell, J. R. Hodson, Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity, BioScience, **35**, 634(1985).
16. M. Latasa, MR. Landry, L Schülter, RR. Bidigare, Pigment-Specific Growth and Grazing Rates of Phytoplankton in The Central Equatorial Pacific. Limnol Oceanogr, **42**, 289(1997).
17. 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(1991).
18. 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(1992).
19. 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(1998).
20. J.L. Brooks, Eutrophication and Changes in the Composition of Zooplankton. In: Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives, National Academy of Sciences, Washington, DC, 236(1969).
21. RW. Pierce, JT Turner, Ecology of Planktonic Ciliates in Marine Food Webs. Rev Aquat Sci **6**, 139(1992).
22. PW. Froneman, C.D. McQuaid, Preliminary Investigation of The Ecological Role of Microzooplankton in The Kariega Estuary, South Africa. Estuar Coast Shelf Sci **45**, 689(1997).
23. M. Latasa, MR. Landry, L. Schlüter, RR. Bidigare Pigment-Specific Growth and Grazing Rates of Phytoplankton in The Central Equatorial Pacific., Limnol Oceanogr, **42**, 289(1997).

24. M. Scheffer, S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen,. Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**, (275) 1993.
25. N.D. Saksena, Rotifer As Indicators of Water Quality. *Acta Hydroch, Hydrobiol.*, **15**, 481(1987).
26. M. Lionard, F. Aze´mar, S. Boule^treau, K. Muylaert, M. Tackx & W. Vyverman,. Grazing by Meso- and Microzooplankton on Phytoplankton in The Upper Reaches of the Schelde Estuary, Belgium/The Netherlands, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **64**, 764(2005).
27. C. S., Reynolds, *Vegetation Processes in The Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, 1997.
28. W. T. Edmonson, Phosphorus, Nitrojen and Algae in Lake Washington After Diversion of Sewage, *Science*, 169(1970).
29. L. Bengtson, S. Fleischer, G. Lindmark and W. Rilp., Lake Trummen Restoration Project I. Water and Sediment Chemistry Ver. Ìnt. Verein Theor. Angew, *Limnol.*, **19** 1080(1975).
30. M. Bales, B. Moss, G. Phillips, K. Irvine and J. Stansfield, The Changing Ecosystem of a Shallow, Brackish Lake, Hickling Broad, Norfolk, UK. II. Long Term Trends in Water Chemistry and Ecology and Their Ìmplications for Restoration of The Lake, *Freshwat. Biol.*, **29**, 141(1993).
31. M. Perrow, and J. Stansfield, Possible Role of Macrophytes as Refuse from Predation for Zooplankton. In *The Development of Biomanipulation Techniques and Control of Phosphorus Release from Sediment*, National Rivers Authority and The Broads Authority Progress Report April 1994. NRA Report Number 475/2/A, 1994.
32. B. Moss, J Stansfield, K. Irvine, M. Perrow and G. Phillips, Progressive Restoration of a Shallow Lake-A. Twelve Year Experiment in Ìsolation Sediment Removal and Biomanipulation, *J. Appl. Ecology*, 1995.
33. G. Phillips, R. Jackson, and A. Chilvers, The Ìmportance of Sediment P Release in the Restoration of Very Shallow Lakes (The Norfolk Broads) and Ìmplications for Biomanipulation, *Hydrobiologia*, **275/276**, 445(1994).

34. R.A. Vollenweider, Global Problems of Eutropication and Its Control, *Syp. Biol., Hung.*, **38**, 1989.
35. B., Boström, M., Andersen, S., Fleicher and M., Jansson,. Exchange of Phosphorus Across the Sediment Water Interface. In Persson, G. and Jansson, M. (eds). *Phosphorus in Freshwater Ecosystems. Developments in Hydrobiology* 48. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht., 1988.
36. A. Kleeberg, Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake ScharmuÈtzelsee (Germany). *Water, Air and Soil Pollution*, **99**, 391(1997).
37. M. Sondergaard, P. Kristensen and E. Jeppesen,, Eighth Years of Internal Phosphorus Loading and Changes in the Sediment Phosphorus Profile of Lake Sobygaard, Denmark, *Hydrobiologia*, **253**, 345(1993).
38. B., Andersen, M., Fleicher, S. and Jansson, M., Exchange of Phosphorus Across the Sediment Water Interface. In Persson, G. and Jansson, M. (eds). *Phosphorus in Freshwater Ecosystems. Developments in Hydrobiology* 48. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 1988.
39. E. L. Petticrew & J. M. Arocena, Evaluation of Ironphosphate as a Source on Internal Lake Phosphorus Loadings, *Sci. Total Environ.*, 266, 87(2001).
40. M. Olin, M. Rask, J. Ruuhija, J. Keskitalo, J. Horppila, P. Tallberg, T. Taponen, A. Lehtovaara & I. Sammalkorpi. Effects of Biomanipulation on Fish and Plankton Communities in Ten Eutrophic Lakes of Southern Finland. *Hydrobiologia*, **553**, 67(2006).
41. K Vakkilainen, T. Kairesalo, J. Hietala, D. Stephen, T. Alfonso, D. M. Balayla, E. Be´cares, S. E. Collings, C. Fern´andez-Ala´ez, M. Fern´andez-Ala´ez, C. Ferriol, P. Garc´ıa, J. Goma, M. Gyllstro¨m, L.-A. Hansson, M. R. Miracle, B. Moss, J. Rueda, S. Romo, A. Staºhl-Delbanco, M. Svensson, W. J. Van de Bund, M. Valent´ın, E. Van Donk, E. Vicente & M. J. Villena, Response of Zooplankton to Nutrient Enrichment and Fish in Shallow Lakes: A pan-European Mesocosm Experiment, *Freshwater Biology*, **49**, 1619(2004).

42. M Beklioğlu, O. Ince and I. Tüzün, Restoration of The Eutrophic Lake Eymir, Turkey, by Biomanipulation After a Major External Nutrient Control I, *Hydrobiologia*, **489**, 93(2003).
43. M. Søndergaard, J. P. Jensen, E. Jeppesen & P. H. Møller, Seasonal Dynamics in The Concentrations and Retention of Phosphorus in Shallow Danish lakes after reduced loading, *Aquat. Ecosys. Health & Managment* , **5** , 19(2002).
44. A.W. Breukelaar, E. H. H. R. Lammens, J. G. B. Klein Breteler & I. Tátrai, Effects of Benthivorous Bream (*Abramis brama*) and Carp (*Cyprius carpio*) on Sediment Resuspension and Concentration of Nutrients and Chlorophyll-a., *Freshwater Biol.*, **32**, 113(1994).
45. K. E. Havens, Responses to Experimental Fish Manipulations in a Shallow, Hypereutrophic Lake – the Relative Importance of Benthic Nutrient Recycling and Trophic Cascade, *Hydrobiologia*, **254**, 73(1993).
46. J. Horppila, H. Peltonen, T. Malinen, E. Loukkanen & T. Kairesal, Top-Down or Bottom-Up Effects by Fish: Issues of Concern in Biomanipulation of Lakes. *Restoration, Ecol.*, **6** , 20(1998).
47. J.H. Stansfield, M.R. Perrow, L.D. Tench, A.J.D. Jowitt & A.A.L. Taylor, Submerged Macrophytes as Refuges for Grazing Cladocera Against Fish Predation: Observations on Seasonal Changes in Relation to Macrophyte Cover and Predation Pressure., *Hydrobiologia*, **342/343**, 229(1997).
48. I.J. Winfield, The Influence of Simulated Aquatic Macrophytes on The Zooplankton Consumption Rate of Juvenile Roach, *Rutilus rutilus*, *rudd*, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. *Journal of Fish, Biology*, **29**, (Suppl. A), 37(1986).
49. M.P. Grimm & J. Backx The Restoration of Shallow Eutrophic Lakes and The Role of Northern Pike, Aquatic Vegetation and Nutrient Concentration, *Hydrobiologia*, **200/201**, 557(1990).
50. S. Declerck, L. DeMeester, P. De Smedt, W. Rommens, W. Vyverman, V. Geenens, J. Van Wichelen, H. Degans & K. Declerck, Clear Water and

- Charophytes in a Hypertrophic Pond. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, **27**, 541(2000).
51. E. Van Donk, R.D. Gulati, A. Iedema & J. Meulemans, Macrophyte-Released Shifts in The Nitrogen and Phosphorus Contents of The Different Trophic Levels in a Biomanipulated Shallow lake, *Hydrobiologia*, **251**, 19(1993).
52. J.W. Barko. & R.M. Smart, Sediment-Based Nutrition of Submersed Macrophytes. *Aquatic Botany*, **10**, 339(1981).
53. F.J.H. Mackereth, J Heron, and J.F. Talling, *Water Analysis: Some Methods for Limnologists*, Freshwater Biological Association Scientific Publication, No: 36., 1978.
54. A.Chaney and E.P. Morbach, Modified Reagents for The Determination of Urea and Ammonia, *Clin. Chem.*, **8**, 130(1962).
55. 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.
56. R.T. Sheen, H.L. Kahler, and E.M. Ross, Turbidimetric Determination of Sulphate in Water. *Ind. Eng., Chem. Anal. Ed.*, **7**, 262(1935).
57. B. Moss, A Note on The Estimation of Chlorophyll-a in Freshwater Algal Communities, *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 340(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. R.G. Wetzel and G.E. Likens, *Limnological analysis*, 2<sup>nd</sup> ed., Springer-Verlag, New York 1991.
60. J.W.G. Lund and J.F. Talling, Botanical Limnological Methods, with Special Reference to The Algae, *Bot. Rev.*, **23**, 489(1957).
61. 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 formasa* Has. in The North Basin of Windermere in 1947, Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. Ser., B**246**, 255 (1963).
62. G.M. Hallegraeff, A Comparison of Different Methods Used for the Quantitative Evaluation of Biomass of Freshwater Phytoplankton, *Hydrobiol.*, **55**(2), 145(1977).
  63. D.M. John, B.A. Whitton and A.J. Brook, *The Freshwater Algal Flora of The British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*, Cambridge University Press, 2002.
  64. H. Belcher and E. Swale, *A beginners guide to freshwater algae*, 2<sup>nd</sup> edition, HMSO, London, 1976.
  65. A. Pentecost, *Introduction to freshwater algae*, 1<sup>st</sup> edition, Richmond, Surrey, 1984.
  66. G.W. Prescott, *Algae of The Western Great Lakes Area*, Otto Koeltz Science Publishers, W-Germany, 1973.
  67. D.L.H Price,. *Do Reservoirs Need Ecological Management?* , *Hydrobiologia*, **395-396**, 117(1999).
  68. P.M., Cangialosi,. *A Phosphorus Budget and Lake Models for Lake Ozania*. M.S. Thesis, Civ. Envir. Eng. Dept. Clarkson College of Tehnology, Potsdam, N.Y.,1976.
  69. H.H. Bottrell,A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grieger, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larrison, and T. .Weyleleuska,. *A Review of Some Problems in Zooplankton Production Strategies*, *Norw. J. Zool.*, **24**, 419(1976).
  70. J.P. Harding, W.A. Smith, *A Key The British Freshwater Cyclopoid and Calanoid Copepods*. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ* , 1974.
  71. R.M. Kolisko,. *Plankton Rotifers, Biology and Taxonomy*. *Die Binengewasser*, vol. XXVI/1, Supplement, 1974.
  72. C.F., Mason, *Biology of Freshwater Pollution*. Prentice Hall. +th edition. , 2002.
  73. B. Kronvang, E. Jeppesen, D. J. Conley, M. Søndergaard, S. E. Larsen, N. B. Ovesen & J. Carstensen, *Nutrient Pressures and Ecological Responses to Nutrient*

- Loading Reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology* **304**, 274(2005).
74. Van der Molen, D.T.R. Portielje, Multi-Lake Studies in The Netherlands: Trends in Eutrophication, *Hydrobiologia*, **409**, 359(1999).
75. I Tuzun and C. F. Mason,. Eutrophication and Its Control by Biomanipulation : an Enclosure Experiment, *Hydrobiologia* ,**331**, 79(1996).
76. H. Sas, (ed.), Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading. Expectation, Experiences, Extrapolation. Acad. Ver., Richardz GmbH., 1989.
77. S. Marsden,. Lake Restoration by Reducing External Phosphorus Loading: The Influence of Sediment Phosphorus Release, *Freshwater Biology*, **21**, 139 (1989).
78. Jeppesen, E., M. Søndergaard, J. P. Jensen, K. Havens, O.Anneville, L. Carvalho, M. F. Coveney, R. Deneke, M. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S. E. Hampton, K.J. Kangur, S. Kohler,. E. Korner, T. Lammens, L.Lauridsen, M. Manca, R. Miracle, B. Moss, P. Noges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, S. Romo, C. L. Schelske, D. Straile, I. Tatrai, E. Wille´n & M. Winder, Lake Responses to Reduced Nutrient loading Ananalysis of Contemporary Long-term Data from 35 Case Studies, *Freshwater Biology*, **50**, 1747(2005).
79. M. J. P. Søndergaard, E. Jensen, E. Jeppesen & P. H. Møller,. Seasonal Dynamics in The Concentrations and Retention of Phosphorus in Shallow Danish lakes After Reduced Loading, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **5**, 19(2002).
80. E. Jeppesen, & I. Sammalkorpi, Lakes. In Perrow, M. & T. Davy (eds), *Handbook of Restoration Ecology*, **14**, Cambridge University Press, 297(2002).
81. E. Jeppesen, J. P. Jensen, M. Søndergaard & T. Lauridsen,. Response of Fish and Plankton to Nutrient Loading Reduction in 8 shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics, *Freshwater Biology*, **50**, 1616(2005a).
82. E. Jeppesen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, T. Lauridsen, L. Liboriussen, R. Bjerring Hansen, L. S. Johansson & F. Landkildehus,. The Response of North Temperate Lakes to Reduced Nutrient Loading with Special Emphasis on



- Shallow Danish lakes, *Verhandlungen der Internationale Vereinigung der Limnologie*, **29**, 115(2005b).
83. M. Beklioglu, O. . Ince & I. Tuzun,. Restoration of Eutrophic Lake Eymir, Turkey, by Biomanipulation Undertaken Following a Major External Nutrient Control I. *Hydrobiologia*, **489**, 93(2003).
84. C. Forsberg, S. O. Ryding, A. Forsberg & A. Claesson,. Research on Recovery of Polluted Lakes. 1. Improved Water Quality in Lake Boren and Lake Ekoln After Nutrient Reduction. *Verh. int. Ver., Limnol.*, **20**, 825(1978).
85. H. W. Paerl,. & C. S. Tucker,. Ecology of Blue-green Algae in Aquaculture Ponds. *J., World Aquaculture Soc.*, **26**, 109(1995).
86. P. Ramirez Garcia<sup>1</sup>, S. Nandini, S.S.S. Sarma, E. RoblesValderrama, I. Cuesta & Maria Dolores Hurtado, Seasonal Variations of Zooplankton Abundance in the Freshwater reservoir, Valle de Bravo (Mexico), *Hydrobiologia*, **467**, 99(2002).
87. Petr Znachor, Tomasz Jurczak, Jaroslava Komarkova, Jitka Jezberova, Joanna Mankiewicz, Klara Kastovska, Eliska Zapomelova, Summer Changes in Cyanobacterial Bloom Composition and Microcystin Concentration in Eutrophic Czech Reservoirs, *Environ Toxicol*, **21**, 236(2006).
88. N. G. Bulgakov, A. P. Levich, The nitrogen : Phosphorus Ratio as a Factor Regulating Phytoplankton Community Structure : Nutrient ratios, *Arch. Hydrobiol.*, **146**, 3(1999).
89. Türk İçmesuyu Standartları (Turkish Drinking Water Standards) Türk Standartları Enstitüsü (Turkish Standards Institution), Ankara, 97 **TSE**, 1986.
90. E. Santiago Andrés, V. Alicia Maria, DE PAGGI Susana José, P. Juan César, P. Alberto, Zooplankton Seasonal Abundance of South American Saline Shallow Lakes, *Int. Rev. Hydrobiol.*, **91**, 86(2006).
91. S.A. Bailay, I.C. Duggan, C.D.A. Van Overdijk, T.H. Johengen, D.F. Reid, and H. J. Macisaac. Salinity Tolerance of Diapausing Eggs of Freshwater Zooplankton, *Freshwater Biology*, **49**, 286(2004).

92. Hall & Burns, Responses of Crustacean Zooplankton to Seasonal and Tidal Salinity Changes in the Coastal Lake Waihola, New Zealand, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **37**, 31(2003).
93. H. Agasild, P. Zingel, I. Tonno, J. Haberman, T. Nøges, Contribution of Different Zooplankton Groups in Grazing on Phytoplankton in Shallow Eutrophic Lake Vortsjarv (Estonia), *Hydrobiologia*, **584**, 167(2007).
94. E. Jeppesen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, E. Mortensen & O. Sortkjær, Fish-Induced Changes in Zooplankton Grazing on Phytoplankton and Bacterioplankton: a Long-Term Study in Shallow Hypertrophic Lake Søbygaard. *Journal of Plankton Research*, 18, 1605(1996).
95. Wu, L. & Culver D.A. *Daphnia* Population Dynamics in Western Lake Erie: Regulation by Food Limitation and Yellow Perch predation. *J. Great Lakes*, **20** (3), 537(1994).
96. Rothhaupt, O.K.. Plankton Population Dynamics: Food Web Interactions and Abiotic Constraints, *Freshwater Biology*, **45**, 105(2000).

**EK-1.** Kırıkkale Üniversitesi Kampüsü Göletleri'nde saptanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişkenlerin çevrim öncesi ve sonrası verileri  
(Ort: Ortalama; Std.H.: Standart hata; No: Örnekleme sayısı; Min-maks.:tespit edilen minimum ve maksimum değerler)

DEĞİŞKENLER		ÇEVİRİM ÖNCESİ			ÇEVİRİM SONRASI		
		No	Ort.±Std.H.	Min-maks.	No	Ort.±Std.spm	Min-maks.
(µg/L)	TF/DK	8	2,81 ± 0,30	2,15-4,62	9	7,58 ± 2,75	0,00-20,77
	TF/K1	8	645,38 ± 116,36	388,08-1.283,08	9	52,07 ± 13,36	2,31-108,46
	TF/K2	8			9	87,69 ± 18,76	36,92-168,46
	TF/G1	8	325,91± 95,27	35,28-881,54	9	67,21 ± 16,27	27,69-166,15
	TF/G2-GİRİŞ	8	369,62 ± 84,84	214,62-780,00	9	92,88 ± 22,43	20,77-191,54
	TF/G2	8	178,26 ± 38,93	38,47-358,85	9	92,88 ± 14,42	51,92-150,00
(µg/L)	ÇRF/DK	8	2,29 ± 0,25	1,26-3,15	9	5,77 ± 0,44	4,66-7,77
	ÇRF/K1	8	534,36 ± 71,33	388,55-873,46	9	11,66 ± 2,64	5,44-29,53
	ÇRF/K2	8			9	45,07 ± 16,86	6,22-132,11
	ÇRF/G1	8	49,46 ± 20,76	3,11-147,80	9	3,30 ± 0,62	1,55- 6,22
	ÇRF/G2-GİRİŞ	8	67,84 ± 30,54	4,66-167,76	9	4,08 ± 0,50	3,11-6,22
	ÇRF/G2	8	2,43 ± 0,37	3,89-1,55	9	4,47 ± 0,52	3,11-7,77
(µg/L)	AMO/DK	8	4,64 ± 2,13	1,02-19,29	9	5,08 ± 1,61	1,02-11,17
	AMO/K1	8	1.725,72 ± 302,16	804,38-2.690,06	9	14,98 ± 5,89	2,03-53,31
	AMO/K2	8			9	23,79 ± 6,97	5,08-53,82
	AMO/G1	8	1.080,37 ± 299,42	22,34-2.391,50	9	7,36 ± 4,08	1,02-35,54
	AMO/G2-GİRİŞ	8	1.428,47 ± 202,33	754,57-2.180,28	9	6,60 ± 3,82	1,02-32,50
	AMO/G2	8	290,24 ± 94,42	67,53-813,92	9	79,34 ± 30,32	0,51-206,15

**EK-1. (devam)**

DEĞİŞKENLER		ÇEVİRİM ÖNCESİ			ÇEVİRİM SONRASI		
		No	Ort.±Std.H.	Min-maks.	No	Ort.±Std.spm	Min-maks.
(µg/L)	NİT/DK	8	5.031,26 ± 85,32	4.530,00-5.370,00	9	5.441,06 ± 185,37	4.562,76-6.019,31
	NİT/K1	8	1.517,93 ± 236,08	539,16-2.152,63	9	5.253,82 ± 102,82	4.763,94-5.588,78
	NİT/K2	8			9	3.554,56 ± 238,05	2.711,91-4.313,30
	NİT/G1	8	1.348,03 ± 207,80	20,12-1.851,83	9	7.634,78±3.985,22	2.973,44-35.520,34
	NİT/G2-GİRİŞ	8	1.618,16 ± 131,22	1.166,84-2.060,08	9	3.480,41± 88,44	2.740,07-3.858,63
	NİT/G2	8	1.113,24 ± 129,12	442,60-1.611,12	9	1.318,73± 104,48	426,50-1.776,42
(µg/L)	ÇİN/DK	8	7.146,30 ± 552,81	5.042,59-9.450,00	9	5.446,13 ± 185,38	4.570,89-6.030,48
	ÇİN/K1	8	3.288,75± 252,40	2.408,46-4.219,32	9	5.270,70 ± 106,46	4.766,99-5.611,12
	ÇİN/KAYNAK2	8		1.949,01-4.130,18	9	3.578,35 ± 243,31	4.600,30-5.618,00
	ÇİN/G1	8	2.428,39± 419,16	42,46-4.008,99	9	7.642,14 ± 3.984,61	2.983,60-35.523,39
	ÇİN/G2-GİRİŞ	8	3.046,63± 228,64	2.340,62-3.970,78	9	3.487,01± 88,32	2.744,13-3.862,69
	ÇİN/G2	8	1.403,48± 149,25	531,96-1.772,82	9	1.398,07± 91,64	1.60,99-1.805,87
(µg/L)	SİL/DK	8	4.201,51 ± 242,54	2.929,48-4.957,58	9	4.295,17 ± 158,77	3.432,17-4.723,57
	SİL/K1	8	3.871,01 ± 268,68	3.051,88-4.840,58	9	4.244,71 ± 167,47	3.141,82-4.606,56
	SİL/K2	8			9	4.946,44 ± 301,88	3.900,20-6.344,32
	SİL/G1	8	3.158,03 ± 641,79	774,35-6.110,31	9	4.366,05 ± 216,46	3.293,50-5.278,26
	SİL/G2-GİRİŞ	8	3.725,92 ± 711,72	2.092,70-6.309,65	9	4.185,13 ± 290,54	2.764,80-5.451,61
	SİL/G2	8	1.983,10 ± 798,91	42,83-5.499,27	9	3.230,12 ± 453,37	1.300,07-4.740,90
(mg/L)	SUL/DK	8	1.726,06 ± 52,59	1.537,00-1.939,00	9	1.741,50 ± 93,39	1.456,00-2.072,00
	SUL/K1	8	1.082,92 ± 58,16	805,00-1.288,00	9	1.775,19 ± 360,83	1.184,75-4.243,75
	SÜL/K2	8			9	1.593,00 ± 778,63	364,00-6.237,00
	SUL/G1	8	1.076,22 ± 78,06	654,50-1.347,50	9	1.921,50 ± 730,09	714,00-6.972,00
	SUL/G2-GİRİŞ	8	970,08 ± 94,73	644,00-1.239,00	9	1.899,25 ± 722,66	679,00-6.902,00
	SUL/G2	8	1.110,97 ± 58,76	754,25-1.246,00	9	2.015,81 ± 703,93	932,75-6.895,00

**EK-1. (devam)**

DEĞİŞKENLER		ÇEVİRİM ÖNCESİ			ÇEVİRİM SONRASI		
		No	Ort.±Std.H.	Min-maks.	No	Ort.±Std.spm	Min-maks.
(µg/L)	KLO/DK	8	0,00 ± 0,00	0,00-0,00	9	0,30 ± 0,21	0,00-1,41
	KLO/K1	8	4,11 ± 0,94	1,76-8,21	9	0,49 ± 0,29	0,00-2,36
	KLO/K2	8			9	0,20 ± 0,20	0,00-1,41
	KLO/G1	8	238,49 ± 102,77	2,46-705,76	9	17,12 ± 3,14	4,93-33,79
	KLO/G2-GİRİŞ	8	157,87 ± 81,97	2,11-524,48	9	20,77 ± 4,45	7,04-39,42
	KLO/G2	8	217,59 ± 73,86	1-619,-521,26	9	26,38 ± 10,36	10,03-97,72
(mg/L)	ALK/DK	8	615,75 ± 9,62	564,00-645,00	9	647,13 ± 9,91	610,00-706,00
	ALK/K1	8	478,81 ± 6,23	419,00-554,00	9	631,75 ± 5,90	609,00-660,00
	ALK/K2	8			9	498,57 ± 18,66	660,00-598,00
	ALK/G1	8	387,25 ± 39,18	168,00-496,00	9	541,25 ± 9,09	504,00-576,00
	ALK/G2-GİRİŞ	8	444,00 ± 41,02	314,00-586,00	9	565,25 ± 15,41	528,00-658,00
	ALK/G2	8	346,81 ± 57,14	109,00-543,00	9	420,75 ± 27,41	289,00-510,00
(Fs)	SER/DK	8	61,58 ± 1,10	56,40-64,20	9	64,71 ± 1,08	61,00-70,60
	SER/K1	8	47,88 ± 1,61	41,90-55,40	9	63,18 ± 0,59	60,90-66,00
	SER/K2	8			9	49,86 ± 1,87	44,40-59,80
	SER/G1	8	38,73 ± 3,92	16,80-49,60	9	54,13 ± 0,91	50,40-57,60
	SER/G2-GİRİŞ	8	44,40 ± 4,10	31,40-58,60	9	56,53 ± 1,54	52,80-65,80
	SER/G2	8	34,68 ± 5,71	10,90-54,30	9	42,08 ± 2,74	28,90-51,00

**EK-1. (devam)**

DEĞİŞKENLER		ÇEVİRİM ÖNCESİ			ÇEVİRİM SONRASI		
		No	Ort.	Min-maks.	No	Ort.	Min-maks.
(mg/m <sup>3</sup> )	Chrysophyta	8	0,36	0,00-1,15	8	0,31	0,00-3,04
	Chlorophyta	8	14,34	0,00-57,19	8	4,23	0,28-19,85
	Phrrophyta	8	0,95	0,00-11,01	8	4,76	0,00-18,57
	Cyanobacteria	8	3,99	0,00-50,85	8	15,58	0,00-60,78
(birey/L)	Rotifera	8	77,86	1,21-3,09	9	85,81	0,23-531,14
	Copepoda	8	55,79	0,49-202,30	9	24,33	1,26-133,61
	Cladocera	8	0,01	0,00-0,20	9	0,01	0,00-0,08

**EK-2.** Kırıkkale Üniversitesi Kampüs Göletleri'nde bulunan fitoplankton türlerinin sistematik listesi

Alem : Eukaryota

Bölüm : Chrysophyta

Sınıf : Bacillariophyceae (diatomlar)

Takım : Fragilariales

Aile : Fragilariaceae

*Fragilaria crotonensis* (Kitton, 1869).

*Asterionella* sp.

*Diatoma* sp.

*Synedra* sp.

Takım : Naviculales

Aile : Naviculaceae

*Navicula* sp.

*Gyrosigma* sp.

Aile : Cymatopleuraceae

*Cymatopleura* sp.

Takım : Pennales

Aile : Achnanthaceae

*Cocconeis pediculus* (Ehrenberg, 1838)

Aile : Cymbellacea

*Cymbella* sp.

## **EK.2. (devam)**

Aile : Nitzschiaceae

*Nitzschia* sp.

Takım : Synurales

Aile : Ochromonasaceae

*Mallomonas hamata* (Asmund, 1959)

*Mallomonas heterospina* (J.W.Lund, 1942)

Sınıf : Chrysophyceae

Takım : Chromulinales

Aile : Chrysococcaceae

*Ochromonas verrucosa* (Skuja, 1939)

*Chrysococcus cordiformis* (Naumann, 1921)

*Chrysococcus* sp

Bölüm : Chlorophyta

Sınıf : Chlorophyceae

Takım : Chlorococcales

Aile : Chlorococcaceae

*Chlorococcum infusionum* (Schrank) Meneghini, 1842

*Closteriopsis acicularis* (G: M: Smith) J: H: Belcher et Swale, 1962

*Chlorella* sp



## EK.2. (devam)

Takım : Volvocales

Aile : Chlamydomonaceae

*Chlamydomonas globosa* (J: Snow, 1902).

*Chlamydomonas epiphytica* (G: M: Smith) Prescott, 1961

*Chlamydomonas* sp.

Aile : Volvoceae

*Botryococcus* sp. (Kützing, 1849)

*Carteria globosa* (Korshikov, 1927)

*Diplostauron* sp.

*Eudorina elegans* (Ehrenberg, 1831)

*Lobomonas ampla* (Pascher, 1927)

*Lobomonas* sp..(H. Ettl et Moestrup, 1980)

*Pteromonas angulosa* (H.J. Carter) Lemmermann, 1900

Takım : Cladophorales

Aile : Scenedesmaceae

*Scenedesmus quadricauda* (Turp) Brébisson, 1835

*Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing, 1833

*Tetraedron minimum* (A: Braun) Hansgirg, 1888

## **EK.2. (devam)**

Takım : Zygnematales

Aile : Desmidiaceae

*Closterium* sp.

*Closterium acutum* (Brèbisson, 1848)

*Closterium navicula* (Brèbisson) Lütkemülle, 1902

Bölüm : Prasinophyta

Sınıf : Prasinophyceae

Takım : Pyramimonadales

Aile : Pyramimonadaceae

*Pyramimonas* sp.

Bölüm : Pyrrophyta

Sınıf : Cryptophyceae

Takım : Cryptomonadales

Aile : Cryptomonadaceae

*Cryptomonas ovata* (Ehrenberg, 1838)

*Chroomonas* sp.

*Rhodomonas* sp.

## **EK.2. (devam)**

Sınıf : Dinophyceae

Takım : Gymnodiniales

Aile : Gymnodiniaceae

*Gymnodinium inversum* (Nygaard, 1949).

*Gymnodinium palustre* (A.J. Schilling, 1891)

Bölüm : Euglenophyta

Sınıf : Euglenophyceae

Takım : Euglenales

Aile : Euglenoaceae

*Euglena spirogyra* (Ehrenberg, 1838)

*Phacus* sp.

Bölüm : Cyanobacteria

Sınıf : Cyanophyceae

Takım : Chroococcales

Aile : Chroococcaceae

*Aphanothece* sp.

*Gloeocapsa* sp.

*Merismopedia* sp.

*Microcystis aeruginosa* (Kützing, 1846)

**EK.2. (devam)**

Takım : Oscillatoriales

Aile : Oscillatoriacea

*Oscillatoria* sp.

Bölüm : Prasinophyta

Sınıf : Prasinophyceae

Takım : Pyramimonadales

Aile : Pyramimonadacea

*Pyramimonas* sp.

**EK-3.** Kırıkkale Üniversitesi Kampüs Göletleri'nde bulunan zooplankton türlerinin sistematik listesi

Bölüm : Rotifera

Sınıf : Monogononta

Takım : Ploima

Aile : Brachionidae

*Anuraeopsis fissa* (Gosse, 1851)

*Brachionus angularis* (Gosse, 1851)

*Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)

*Keratella quadrata* (O.F. Müller, 1786)

*Notholca acuminata* (Ehrenberg, 1832)

*Notholca squamula* (O.F. Müller, 1786)

Aile : Colurellidae

*Colurella adriatica* (Ehrenberg, 1831)

*Colurella uncinata* (O.F. Müller, 1773)

Aile : Lecanidae

*Lecane closterocerca* (Schmarda, 1859)

*Lecane furcata* (Murray, 1913)

*Lecane bulla* (Gosse, 1886)

Aile : Synchaetidae

*Polyarthra vulgaris* (Carlin, 1943)

*Synchaeta litoralis* (Rousselet, 1902)

*Synchaeta pectinata* (Ehrenberg, 1832)

**EK.3.** (devam)

Takım : Flosculariacea

Aile : Filinidae

*Filinia cornuta* (Weisse, 1847)

*Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)

Aile : Hexarthridae

*Hexarthra intermedia* (Wiszniewski, 1929)

Takım : Saeptiramida

Aile : Notommatoidea

*Cephalodella catellina* (Müller, 1786)

*Cephalodella gibba* (Ehrenberg, 1832)

Aile : Gastropodidae

*Ascomorpha saltans* (Bartsch, 1870)

Takım : Transversiramida

Aile : Epiphanidae

*Epiphanes* sp.

Bölüm : Crustecea

Sınıf : Cladocera

Aile : Bosminidae

*Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785)

Sınıf : Copepoda

Aile : Cyclopidae

*Cyclops* sp.