

T.C.  
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**GÖLLER İÇİN YENİ BİR TROFİK SEVİYE İNDEKSİ  
GELİŞTİRİLMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZ**

**Ayşenur ALKIŞ**

**Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

**Tez Danışmanı : Dr. Öğr. Üyesi Rabia KÖKLÜ**

**Mayıs 2019**

T.C.  
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

# GÖLLER İÇİN YENİ BİR TROFİK SEVİYE İNDEKSİ GELİŞTİRİLMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Ayşenur ALKIŞ

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez 17.05.2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

Dr. Öğr. Üyesi Rabia  
KÖKLÜ

Jüri Başkanı



Doc.Dr. Asude ATEŞ

Üye



Dr. Öğr. Üyesi Nursel  
KIRATLI  
YILMAZÇOBAN

Üye



## BEYAN

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini, görsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezde yer alan verilerin bu üniversite veya başka bir üniversitede herhangi bir tez çalışmasında kullanılmadığını beyan ederim.

Ayşenur ALKIŞ

17.05.2019



## TEŞEKKÜR

Tez çalıőmam sűresince desteęini, emeęini, bilgi ve tecrűbesini esirgemeyen danıőman hocam Dr. Őgr. Őyesi Rabia KŐKLU' e katkılarından dolayı teőekkűrlerimi sunarım.

Çalıőmalarım boyunca yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen hocalarım Dr. Őgr. Őyesi Hatice TUNCA, Dr. Őgr. Őyesi Nursel KIRATLI YILMAZOBAN, Őgr. GŐr Hűlya DEMIREL ve doktora Őęrencisi Seda TŪNAY'a teőekkűrlerimi sunarım.

Ayrıca, bu çalıőmayı 2016-50-01-011 ve 2016-01-12-021 numaralı araőtırma projesi kapsamında destekleyen Sakarya Őniversitesi Bilimsel Araőtırma Projeleri Komisyonu'na teőekkűrlerimi sunarım. Çalıőmalarım esnasında geçmiő yıllarda elde edilmiő verilerin saęlanmasında destek veren Devlet Su İőleri 32. Őube Műdűrlűęű'ne ve çalıőanlarına teőekkűrlerimi sunarım.

Hayatım boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen, her zaman her Őartta yanımda olan, babam Turgay ALKIŐ baőta olmak űzere, sevgili dostlarıma ve aileme tűm kalbimle teőekkűrlerimi sunarım.

## İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR .....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ .....	iv
ŞEKİLLER LİSTESİ .....	v
TABLOLAR LİSTESİ .....	vi
ÖZET .....	vii
SUMMARY .....	vii
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2.	
LİTERATÜR TARAMASI .....	6
2.1. Trofik Durumun Belirlenmesi ve Matematiksel Yaklaşımlar .....	7
BÖLÜM 3.	
MATERYAL VE YÖNTEM .....	10
3.1. Çalışma Alanının Tanımı .....	11
3.1.1 Numune alma noktaları.....	12
3.2. Arazi ve Laboratuvar Çalışmaları .....	13
3.3. Su Kalitesi Verilerinin Değerlendirilmesi ve Trofik Durumun Belirlenmesi.....	17
3.3.1. Carlson'un trofik durum indeksi .....	19
3.4. İstatistiksel Analiz Yöntemleri .....	21
3.4.1. Temel bileşen analizi (PCA).....	21

3.4.2. Çok değişkenli lineer regresyon analizi (MLR).....	22
---	----

#### BÖLÜM 4.

ARAŞTIRMA BULGULARI .....	23
4.1. Gözlem Sonuçları .....	24
4.2. Trofik Durumun Tespiti .....	27
4.3. Trofik Durum İndeksi ve İstatistiksel Tekniklerin Uygulanması.....	30

#### BÖLÜM 5.

TARTIŞMA VE SONUÇ .....	40
KAYNAKLAR .....	45
ÖZGEÇMİŞ .....	54

## SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

Chl – a	: Klorofil – a
ÇO	: Çözünmüş oksijen
DSİ	: Devlet Su İşleri
DRMn	: Çözünmüş reaktif mangan
EC	: Elektriksel İletkenlik
GF/C	: Filtre kağıdı
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MgCO <sub>3</sub>	: Magnezyum karbonat
MLR	: Çok Değişkenli Lineer Regresyon
Mn	: Mangan
NH <sub>4</sub> -N	: Amonyum azotu
NO <sub>2</sub> -N	: Nitrit azotu
NO <sub>3</sub> -N	: Nitrat azotu
PCA	: Temel Bileşen Analizi
pH	: Hidrojen potansiyeli
PO <sub>4</sub> - P	: Ortofosfat
SDD	: Seki diski derinliği
SiO <sub>2</sub>	: Silisyumdioksit
T	: Sıcaklık
TN	: Toplam azot
TOK	: Toplam organik karbon
TP	: Toplam fosfor
YSKYY	: Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği

## ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1 Klorofil-a'nın moleküler yapısı .....	3
Şekil 3.1. Büyük Akgöl'den bir görünüm.....	10
Şekil 3.2. Manyas Gölü'ne ait ölçüm istasyonları (DSİ) .....	11
Şekil 3.3. Bafa Gölü'ne ait ölçüm istasyonları (DSİ) .....	11
Şekil 3.4. Büyük Akgöl'deki ölçüm istasyonları .....	12
Şekil 3.5. Arazi çalışmalarına ait örnek fotoğraflar .....	13
Şekil 3.6. YSI Professional Plus, GPS, seki diski.....	14
Şekil 3.7. Shimadzu UV- VIS spektrofotometre, Merck test kitleri ve Merck Pharo 300 spektrofotometre, Termoreaktör (WTW CR 4200 ve CR 2010-Germany) .....	15
Şekil 3.8. Su kalitesi analizleri ve test kitleri .....	15
Şekil 3.9. Süzme seti elemanları ve süzme işlemi .....	16
Şekil 3.10. Filtre kağıtlarını kesme işlemi ve tüplere aktarımı, , %90'lık aseton ile klorofil-a ekstraksiyonu, santrifüj işlemi hazırlığı .....	16
Şekil 4.1. Göllerdeki istasyonlara göre sıcaklık ve çözülmüş oksijen değişimi ....	23
Şekil 4.2. Göllerdeki istasyonlara göre pH değişimi .....	24
Şekil 4.3. Göllerdeki istasyonlara göre seki diski derinliği değişimi.....	24
Şekil 4.5. Göllerdeki istasyonlara göre klorofil-a konsantrasyonu değişimi .....	25
Şekil 4.6. Göllerdeki istasyonlara göre toplam fosfor konsantrasyonu değişimi....	25
Şekil 4.7. Göllerdeki istasyonlara göre SiO <sub>2</sub> konsantrasyonu değişimi.....	26
Şekil 4.8.Göllerdeki istasyonlara göre TN konsantrasyonu değişimi .....	26
Şekil 4.9.Göllerdeki istasyonlara göre Mn konsantrasyonu değişimi.....	27
Şekil 4.10. Seçilen sıg göllerin haritadaki konumları .....	28
Şekil 4.11.Varimax döndürme yüklerinin iki bileşende gösterimi .....	35
Şekil 4.12. Carlson indeksi göstergelerinin TSI değerleri .....	39
Şekil 4.13. Yeni indeks göstergelerinin TSI değerleri .....	40



## TABLolar LİSTESİ

Tablo 3.1. Ölçüm istasyonlarına ait koordinatlar.....	12
Tablo 3.2. Parametrelerin analiz metotları ve standartları .....	14
Tablo 3.3. Göl, gölet ve baraj göllerinde ötrofikasyon Kriterleri .....	18
Tablo 3.4. Trofik durum sınıflandırmasında uygulanan mevcut kriterler.....	18
Tablo 3.5. İndeks değerlerindeki sapmanın yorumlanması .....	20
Tablo 4.1. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait Carlson TSI indeksi'ne göre trofik durum.....	28
Tablo 4.2. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait YSKYY göre genel trofik durum.....	29
Tablo 4.3. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait OECD'e göre trofik durum .....	29
Tablo 4.4. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait Nürnberg'e göre trofik durum.....	29
Tablo 4.5. Varimax döndürmeli PCA sonuçları.....	31
Tablo 4.6. Su Kalite değişkenleri arasındaki korelasyon katsayıları .....	32
Tablo 4.7. Chl-a bağımlı değişken lineer regresyon değerlendirme sonuçları .....	36
Tablo 4.8. Trofik durum sınıflandırmasında geliştirilen kriterler .....	38
Tablo 4.9. Carlson durum indeksi ve Chl-a değişkeni üzerinden geliştirilen indeks ve trofik sınıflandırma .....	41

## ÖZET

Anahtar kelimeler: Ötrofikasyon, trofik durum indeksi, su kalitesi, sığ göller

Ötrofikasyon göl ekosistemlerinin karşılaştığı temel sorunların başında gelmektedir. Ülkelerin gelişme süreçlerine bağlı olarak meydana gelen ötrofikasyon artışı, mevcut su kalitesinin korunması ve iyileştirilmesi açısından önem taşımaktadır. Ötrofikasyon seviyesinin tespiti, trofik durum indeksleriyle belirlenir.

Bu çalışmada geleneksel trofik sınıflandırma standartlarında yer almayan su kalitesi parametreleri kullanılarak yeni bir trofik durum indeksi geliştirmek ve indeksin uygulanabilirliğini ortaya koymak amaçlanmıştır. Standartlarda yer alan Chl-a, TN, TP ve SD görünürlüğü parametreleri dışında SiO<sub>2</sub>, Mn, T, ÇO ve pH parametreleri seçilmiş ve ötrofikasyon üzerindeki etki dereceleri PCA ve MLR gibi çok değişkenli istatistiksel analiz metodları kullanılarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Chl-a parametresi ile en güçlü korelasyon gösteren parametreler SiO<sub>2</sub> ve Mn olarak tespit edilmiştir.

Geliştirilen yeni indeksinin sığ göllerde trofik durum değerlendirmesinde uygulanabilir olduğu sonucuna varılmıştır.

# **DEVELOPING A MODIFIED TROPHIC STATE INDEX FOR LAKES**

## **SUMMARY**

Keywords: Eutrophication, trophic state index, shallow lakes, water quality

Eutrophication is one of the main problems facing lake ecosystems. The increase in eutrophication due to the development of the countries is important for maintaining and improving the water quality. The determination of the eutrophication level is determined by the trophic status index.

The aim of this study was to develop a new trophic level index using water quality parameters not included in the traditional trophic classification standards and to propound the applicability of the index. In addition to the parameters of tn tp and sd visibility parameters, SiO<sub>2</sub>, Mn, T, DO and pH parameters, multivariate statistical analysis methods such as PCA and MLR were used to determine the effect degrees on eutrophication.

According to the results, strongest correlation with the Chl-a parameter was obtained by SiO<sub>2</sub> and Mn. The index developed with new parameters was found to be applicable in the evaluation of trophic status in shallow lakes.

## BÖLÜM 1. GİRİŞ

Sığ göller, su seviyesi ve su giriş çıkışlarındaki değişimlerden çabuk etkilenen hassas ortamlardır. Bu göller çoğunlukla yaz aylarında 3 m'den daha az ortalama derinliğe sahiptirler ve uzun süreler boyunca termal tabakalaşma meydana gelmemiştir. Sığ göller ekolojik ve biyoçeşitlilik değeri taşıdıkları için temiz su durumundan turbid su durumuna ani değişim gösterebilirler (Scheffer ve ark., 1993). Sığ sulara sahip olan göllerde, ışık geçirgenliği ve beraberindeki fotosentez bentik canlıların artışında olumlu yönde rol oynamaktadır. Su seviyesinde meydana gelen değişimler göl ekolojisi, su kalite parametreleri ve su bitkilerinin gelişimi üzerine etkilidir. Dolayısıyla, sığ göllerde, köklü sucul bitki örtüsü ile makrofitler ve serbest yüzen planktonik algler arasında bir etkileşim vardır. Ötrofikasyon, su ortamına giren besin maddelerinin konsantrasyonları doğal ve yapay olarak artması, mikroskobik bitki ve alglerin aşırı artması sonucu su kalitesinin bozulması, su kaynağının ömrü ve suyun kullanma olanaklarının azalmasıdır. Su kalitesinin bozulması ve göl ötrofikasyonu kritik bir problemdir. Bu durumda, su kaynağının yararlı kullanım imkânları zamanla kısıtlanmaktadır.

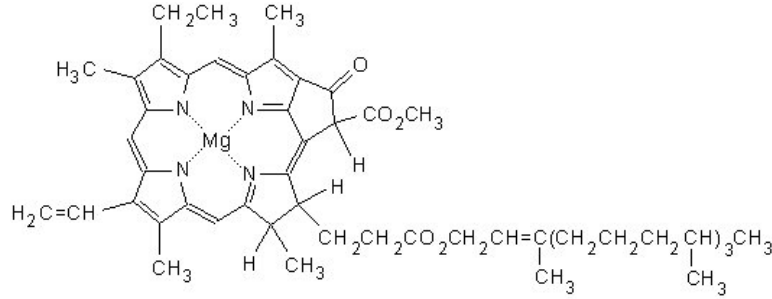
Son 100 yılda, yoğun arazi kullanımı, kentsel atık su deşarjı, tarımsal aktiviteler gibi antropojenik sebepler ve iklim değişikliği gibi hidrolojik etkiler sebebiyle sığ göller büyük tehlike altındadır (Cigagna ve ark., 2016; Górnjak ve ark., 2017). Gölün mevcut durumunu ve dönemlik potansiyelini açıklamak için morfolojik özelliklerinin belirlenmesi gerekmektedir. Bir gölün havzası sabit olmadığı için su seviyesi devamlı değişiklik gösterir ve göl ekosistemlerinin değişimini düzenleyen birçok faktör vardır (Cüce, 2012). Sucul ortamda meydana gelen fiziksel ve kimyasal değişimlerden ilk olarak etkilenen canlı grubu tek ve çok hücreli algal organizmalardır (Sabancı ve Koray, 2001).

Algler fotosentetik organizmalar olarak, zengin biyolojik çeşitliliğe sahip sucul ekosistemlerin üyeleri içerisinde önemli bir grubu temsil etmektedirler (Sömek ve Balık, 2009). Besinler, çözülmüş inorganik, çözülmüş organik, parçacık organik ve biyotik formlar dahil olmak üzere su sistemlerinde çeşitli formlarda bulunur. Besinler alglerin büyümesinde büyük rol oynar ve hem mikro hem de makro besinler metabolik süreçlerine katkıda bulunur (Isvánovics vd. 2000). Başlıca besinler arasında karbon, silikon ve azot-fosfor oranı hızlı büyüme için önemlidir Algal organizmaların gelişmeleri ve üremeleri için, karbondioksit, inorganik azot, ortofosfat ve diğer besi elementlerine ihtiyaçları vardır (Çıplakoğlu, 2006). Alglerin dokularında yirmi civarında element olduğu bilinmektedir. Bu ana elementler C, O, H, N, P, S, K, Mg, Ca, Na ve Cl makro nutrientler, hücre fonksiyonları için Fe, Mn, Cu, Zn, B, Si, Mo, V, ve Co mikro nutrientlerdir (Reynolds, 1984).

Algler çevrenin fiziksel ve kimyasal değişimlerine bağlı olarak coğrafik bir dağılım göstermektedir. Alg patlamaları, göllerde azot ve fosfor gibi besin maddelerinin aşırı yüklenmesinden kaynaklanan ötrofikasyonun tipik bir biçimidir (Busobozi, 2017). Diğer fitoplanktonlarla karşılaştırıldığında, mavi-yeşil alglerin veya siyanobakterilerin gelişmiş büyüme hızı, fosfor ve azot için daha yüksek afinitelerine bağlıdır (Isvánovics vd. 2000). Uygun sıcaklık, ışık, iklim ve hidroloji koşullarında, göllerde aşırı üreme nedeniyle renkli yosunlaşma olayı gelişmektedir. Azot'un atmosferik birikimden beslenmesi su ekosistemi için potansiyel bir besin kaynağıdır. Göl ve rezervuarların ötrofikasyonunun %80'inin fosforla sınırlandırıldığı, yaklaşık %10'unun nitrojen bileşikleriyle ilgili olduğu, kalan %10'unun diğer faktörlerle ilgili olduğu ifade edilmiştir (Zhao, 2004).

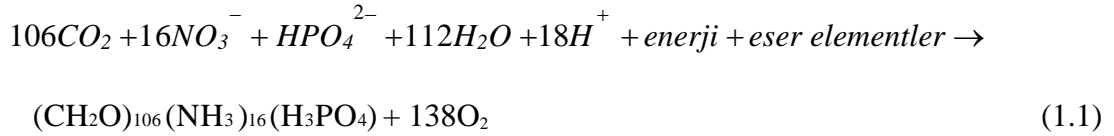
Fitoplankton topluluğunun büyüme ve gelişimini tahmini için fotosentetik pigmentlerin analizini yapılmaktadır. Fotosentez ile ilk üretimi gerçekleştiren algler, gıda zincirinin ilk halkasını oluşturdukları için ekosisteminde çok önemli rolleri bulunmaktadır. Algler fotosentetik organizmalar başta klorofil olmak üzere sahip oldukları fotosentetik pigmentler sayesinde birincil üretimi gerçekleştirirler (Sömek ve Balık, 2009). Klorofil-a konsantrasyonu alg hücrelerinin sudaki yoğunluğunu gösterdiği için bu tür ile yakından ilgilidir (Wang ve ark., 2017).

Klorofil molekülünün yapısında fosfor bulunmadığı halde, alg hücreleri suda çözülmüş fosforu kullanmaktadır (Ansari ve ark., 2010) (Şekil 1.1.).



Şekil 1.1 Klorofil-a'nın moleküler yapısı

Klorofilin göllerdeki toplam fosfor ve diğer besinler arasındaki biyolojik tepkisi ampirik bağlantılarla incelenmektedir (Nürnberg, 2001). Algal organizmaların büyümesi dolayısıyla yüksek Chl-a konsantrasyonunun neden olduğu ötrofikasyon, göllerdeki ışık geçirgenliğini de etkilemektedir. Ötrofikasyon süreci aşağıdaki gibidir (Wang ve ark., 2017).



Burada eşitlikte (Denklem 1.1)  $(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}(H_3PO_4)$  molekül formülü alglerin kimyasal bileşenidir. Alg hücrelerinin artışı, su berraklığında hızla düşüşe, kademeli olarak makrofit topluluklarında azalmaya ve su kalitesinin süratle bozulmasına neden olmaktadır (Naeem ve ark., 2014). Sucul ekosistemlerde üretime etki eden faktörleri anlayabilmek ve göllerin verimlilik seviyelerini belirlemek için ortamdaki sınırlayıcı besin elementlerinin tespit edilmesi önem taşımaktadır (Camacho ve ark., 2003). Ötrofikasyon üzerine yapılan çalışmalarda fiziko-kimyasal yaklaşımın amacı, alg aktivitesinin su ortamı üzerindeki etkisini ölçmektir (Carlson, 1977; Ryding ve Rast, 1994; Primpas ve ark., 2010). Sınırlayıcı element olarak başlıca azot, fosfor, karbon ve silisyum kabul görmüş olsada, ötrofikasyonu etkilediği düşünülen eser elementlerin doğrudan ve dolaylı olarak algal organizma yapısını etkilediği bilinmektedir (Conley ve diğ. 1993; Cullinane, 2012).

Bu nedenle, göllerde ötrofikasyon yönetimi uygulanırken, su kütlesi ve onu çevreleyen bölge arasındaki kompleks etkileşimlerin analiz edilmesi gerekmektedir. Ötrofikasyon yavaş ilerleyen doğal bir süreç olmasına rağmen, antropojenik faaliyetler ve nütrientler sulardaki üretkenliğin artışına katkı sağlayarak bu süreci hızlandırmaktır (Dodds ve Cole, 2007; Liu ve ark., 2010; Górnjak ve ark., 2016; Saluja ve Garg, 2017). Ötrofikasyon hızlandığında, su ortamında büyük bir tehdit oluşturur ve burada yaşayan çeşitli organizmaları olumsuz yönde etkileyen ciddi bir problem haline gelir (Carlson, 1977; Nürnberg 2001; Galvez-Cloutier ve Sanchez 2007; Naeem ve ark., 2014).

### **1.1. Trofik Durum Sınıflandırılması**

Trofik indeksler su ekosistemlerini sınıflandırmak için kullanılan sayısal ölçeklerdir. Temeli, ötrofikasyonu etkileyen ana değişkenler arasındaki korelasyona bağlı olarak sayısal değerli indekslerin hesaplanmasına dayanır (Neverova-Dziopak ve Kowalewski, 2013). Göl ve rezervuarlarda trofik durumun belirlenmesi farklı değişkenlere bağlı olduğu için kompleks hale gelmektedir. Trofik durumu ve alg biyokütlesini etkileyen kilit faktörlerin belirlenmesi göllerde su kalitesini yönetimi için değerli bir araçtır (Matthews ve ark., 2012; Knoll ve ark., 2015).

Göllerin trofik durumu birincil üretim potansiyellerini açıklar. Trofik durum oligotrofik- hiperötrofik aralığında değişim göstermektedir (Wetzel; 1975; Carlson ve Simpson, 1996; EPA, 2000; Smith ve Schindler, 2009). Göller verimliliklerine göre; oligotrofik, mezotrofik, ötrofik, hiperötrofik olarak sınıflandırılmaktadır. Oligotrofik (az besinli) göller; besleyici element bakımından oldukça fakir, derinlerde çok miktarda çözülmüş oksijen bulunan sınırlı yaşam alanı içermesiyle karakterize edilen göllerdir. Mezotrofik göller (normal, orta besinli), besleyici element açısından zenginliği ve fitoplankton verimliliği ile karakterize edilen göllerdir. Ötrofik (iyi besinli) göller; daha az derinliğe sahip ve besi maddesi açısından daha zengin dolayısıyla aşırı alg büyümesi ile karakterize olan göllerdir. Hiperötrofik göller, oldukça yüksek besi maddesi ve biyokütle üretimi nedeniyle su kullanımının oldukça sınırlandığı göllerdir.

Distrofik (kötü besinli) göller; genellikle su yüzeyi birki örtüsü ile kaplı göllerdir. Suyun rengi kahverengidir ve sudaki humik asit konsantrasyonu nedeniyle suyun pH'ı düşüktür. Üretim ve tüketim dengeli değildir. Miksotrofik (distrofik fakat üretici) göller ise humik maddeler, besi maddesi ve askıda organik maddeler bakımından zengin, buna rağmen üretici göllerdir (Özecik, 2006).

Suların trofik durumlarını tanımlamak ve sınıflandırmak için, biyolojik veya fiziko-kimyasal faktörlere bağlı indeksler kullanılmaktadır (Shannon ve Brezonik, 1972; Carlson, 1977; Xu ve ark., 2015). Göllerin trofik sınıflandırmasının yapılabilmesi için tek ve çok parametrelili indeksler geliştirilmiştir. Yapılan birçok çalışmada, su kalitesi indeksleri uygulanarak trofik durum belirlenmeye çalışılmıştır (Brezonik ve Shannon, 1971; Kratzer ve Brezonik, 1981; Håkanson ve Boulion, 2002). Ötrofikasyon olgusu göl hacminde azalmaya sebep olur. Bu nedenle göller, sürekli ve kullanımı kolay olan analiz göstergeleriyle (indeksleriyle) izlenmelidir. (Galvez-Cloutier ve Sanchez, 2007).

## 1.2. Çalışmanın Amacı

Bu çalışmanın amacı, ötrofikasyona etki ettiği bilinen, ancak trofik sınıflandırma için kullanılan ulusal ve uluslararası standartlarda yer almayan su kalite parametreleri kullanılarak yeni bir trofik seviye indeksi geliştirmek ve indeksin uygulanabilirliğini ortaya koymaktır. Bu amaçla;

- a) Gölü temsil eden noktalardan alınan örneklerde, su kalite parametrelerinin göldeki seviyeleri belirlenmiştir,
- b) İklimsel ve morfolojik olarak benzer özellikteki Bafa ve Manyas göllerinin su kalite parametlerine ait değerleri DSİ'den temin edilmiştir ve elde edilen veriler istatistiksel olarak değerlendirilmiştir,
- c) Ötrofikasyona etki eden parametreler ve etki dereceleri ışığında yeni bir trofik seviye indeksi geliştirilmiştir,
- d) Geliştirilen bu yeni indeks yaygın olarak kullanılan diğer trofik durum indeksleri ile kıyaslanmıştır.



## **BÖLÜM 2. LİTERATÜR TARAMASI**

Literatürde yer alan çeşitli trofik durum indeksleri benzer özelliklere sahiptir ve birçoğu çok değişkenlidir. İlk nicel trofik durum indeksi Shannon ve Brezonik tarafından 1972 yılında; görünürlük (SD), Chl-a ve nutrient seviyelerine dayanan indikatörler kullanılarak geliştirilmiştir. Trofik durumu yedi adet indikatör parametre ile açıklamışlardır. Chl-a, seki diski, toplam azot (TN), toplam fosfor, birincil üretkenlik, iletkenlik, bir ve iki değerlikli katyon oranı içeren parametrelerle çok değişkenli istatistiksel metdoldardan temel bileşen analizi (PCA) kullanarak indeks geliştirmişlerdir.

Kratzer ve Brezonik 1981 yılında Carlson indeksinden türetilmiş toplam azot parametresine dayalı bir indeks geliştirmiştir. Porcella 1980 yılında kısmen Carlson indeksine dayanan klorofil-a (Chl-a), seki diski görünürlüğü (SDD), TN, toplam fosfor (TP), çözülmüş oksijen (ÇO) ve makrofit oranlarından oluşan bir göl değerlendirme indeksi (LEI) geliştirmiştir.

Carlson (1977) toplam fosfor, klorofil ve seki derinliği parametreleriyle ampirik ilişkiye dayanan TSI göstergeli trofik durum indeksi formüle etmiştir. Trofik durum indeksi (TSI), bir göl sisteminin trofik durumunu saptamak için, su kalitesini tek bir nümerik indekse dönüştürür (Sheela ve ark., 2011).

İndekslere dayalı yöntemin amacı, trofik durumu daha güvenilir bir şekilde değerlendirmek ve suların hızla izlenmesini sağlamaktır. Daha fazla değişken ölçülerek trofik durum hakkında daha çok bilgi toplanabilir (Huo ve ark., 2013). Bu çalışmada, çok değişkenli istatistiksel analizler kullanılarak TSI' ne dayalı geliştirilmiş ve yeni parametreleri içeren bir indeks önerilmiştir. Bunun yanında yaygın olarak kullanılan TSI bazlı indeksler artırabilir ve bölgesel olarak veya göllerin yapısına uygun ötrofikasyon durumu değerlendirilebilir.

## 2.1. Trofik Durumun Belirlenmesi ve Matematiksel Yaklaşımlar

Trofik durum, spesifik bir lokasyon ve zamanda su kütlesi içerisinde yaşayan biyokütlenin toplam ağırlığıdır (Carlson ve Simpson, 1996). Literatürde ulusal ve uluslararası alanda yaygın olarak kullanılan su kütlelerinin trofik koşullarını sınıflandırılma ve karşılaştırma yapmak üzere çok sayıda çalışma mevcuttur (Vollenweider, 1968; Shannon ve Brezonik, 1972; Carlson, 1977; Vollenweider ve Kerekes 1982; OECD 1982; Schröder, 1991).

Nauman 1931 tarafından, ilk olarak göllerdeki üretimi kontrol eden ve ötrofikasyon açısından önemli iki faktörün azot ile fosfor olduğunu belirtilmiştir. 1960- 1970 döneminde, bazı araştırmacılar, tek değişkenli trofik durum indeksleri veya çok parametrelili kantitatif yaklaşımlar kullanarak gölleri değerlendirme girişiminde bulunmuşlardır (Strom, 1930; Zafar, 1959; Lueschow, 1970; McColl, 1972; Feuillade, 1972; Chapra,1980). 1972 yılından sonraki araştırmacılar ötrofikasyon sürecinin bazı yönlerini içeren ampirik sınıflandırmayı değerlendirmeden, limnolojik olarak benzer göllerde numerik analizlerle trofik durum değerlendirmesi yapmışlardır (Sheldon, 1972; Shannon ve Brezonik, 1972).

Dünyadaki tatlı su sistemleri için yapılan çalışmalarda fosfor, klorofil ve su görünürlüğü arasındaki güç ilişkileri gözlenmiştir. Birçok Japon gölünde Sakamoto (1966) tarafından oluşturulan klorofil ve fosfor arasındaki güçlü ilişki klorofilin hem yararlı hem de kolay bir tahmin edici olduğunu ifade etmiştir. Carlson (1977)'da klorofil a ve toplam fosfor konsantrasyonları arasındaki logaritmik doğrusal ilişkiyi tanımlamıştır Aizaki ve arkadaşlarına (1981) göre ise çözünmüş ya da askıdaki maddeler ve su berraklığı, algal organizma konsantrasyonu ile çok da bağlantılı değildir. Chl-a, algal organizma kütlesi için görünürlüğe göre daha iyi bir bir parameter ve TSI indeksi için önerilebilecek iyi bir gösterge olduğunu belirtmişlerdir (Tsuzuki, 2006). Walker (1979), TSI içeriğini Chl-a parametresine göre tanımlamıştır. Chl-a'nın iki kez artışının TSI göstergesinde logaritmik bir artışa tekabül ettiğini gözlemlemiştir.

Porcella ve arkadaşlarının (1980) katkıları ile ötrofikasyon mekanizmasının göllerde kantitatif olarak incelenebilmesi için 0-100 ölçeğini temel alan nümerik bir trofik sınıflandırma yöntemi ortaya konmuştur. Göllerin trofik durumlarının istatistiksel olarak sınıflandırılması çalışmalarına OECD (1982), Rast ve Lee (1978), Vollenweider (1982) örnek verilebilir. OECD 1981'de, N, P ve Chl-a konsantrasyonlarını ve seki diski derinliğini baz alarak gölleri, oligotrofik-hiperötrofik aralığında kantitatif olarak sınıflandırmıştır. Ancak Forsberg ve Ryding (1980) ve Nürnberg (2001)'in yaptığı çalışmalarda, su ekosistemlerinde trofik durum değişikliklerinin sadece klorofil kullanımına, TN ile toplam fosfor yoğunluğuna bağlı olmadığı belirtilmiştir.

Bir göldeki iz elementlerin kimyasal dinamikleri, gölün kirlenme derecesini ve trofik durumunu büyük ölçüde etkileyebilmektedir. Bu nedenle birçok parametrenin (besin konsantrasyonu, alg kütlesi vs. birlikte değerlendirilmesi gerekmektedir. Carlson, TSI hesaplamasında SD parametresini temel almıştır, Chl-a ve SD görünürlüğü arasında pozitif güçlü bir korelasyon bulmuştur. Carlson (1977) trofik durumu formüle etmek için ortalama Chl-a, ortalama toplam fosfor ve SD parametrelerine bağlı olarak, TSI göstergeli bir trofik indeksi önermiştir. Göllerin trofik sınıflandırmalarında şimdiye kadar kullanılan göstergeler fiziksel, kimyasal ve biyolojik şeklinde gruplara ayrılabilir. Ayrıca indeksler tek değişkenli veya çok değişkenli yaklaşımlar kullanılarak da belirlenebilmektedir (Xu ve ark., 2011). Chl-a, algal biyokütlenin en popüler tahmincisi haline gelmiştir. Çünkü alglere özgüdür ve algal olmayan organik ve inorganik partiküllerin varlığında bile alg biyokütlesi ile orantılıdır (Guo ve ark., 2018). Ötrofikasyonun değerlendirilmesi için önemli ve hassas bir indikatör parametre haline gelmiştir ve trofik durum göstergesinde kullanılacak ana değişken olarak kabul edilmiştir (Carlson, 1991). Chl-a seviyesi çeşitli çevresel faktörlerle yakından ilgilidir. Bu nedenle Chl-a konsantrasyonu ve su kalitesi parametreleri arasındaki korelasyonun irdelenmesi çalışmaları önemlidir. Chl-a seviyesi fitoplankton büyümesini etkileyen birçok hidrolojik, jeokimyasal ve ekolojik değişkenlerle alakalı olabilir ve ötrofikasyonu etkileyen çeşitli faktörlerin entegre etkilerini yansıtabilir (Cloutier ve Sanchez, 2007).

Literatürde bazı araştırmacılar, göllerde TSI'ini belirlemek için ötrafikasyonu çok boyutlu olarak ele alarak farklı yöntemler kullanmışlardır. Çok değişkenli yaklaşımlar kullanılarak yapılan çalışmalarda daha kesin trofik durum kriterleri ve indeksleri geliştirilmeye çalışılmıştır. Bu yaklaşımlar Japonya, Yeni Zelanda ve Çin'deki göllerde uygulanmıştır. Çin'de yapılan çalışmalarda geleneksel ötrofikasyon parametrelerine ilavaten  $KO\dot{I}_{Mn}$  permanganat indeksi önerilmiştir. Fosfor ve Chl-a ile güçlü korelasyon gösteren  $KO\dot{I}$  potasyum permanganat parametresinin TSI indeksine uyarlanmış kombinasyonunu kullanılmışlardır (Havens, 1994; Gibson ve ark., 2000; Xing ve ark., 2005; Cheng and Li, 2006; Dodds ve ark., 2006; Huo ve ark.,2013; Jiang-Qi ve ark., 2013; Wang ve ark., 2017; Guo ve ark., 2018).

Neverova-Dziopak (2006), su kütlelerinde birincil üretim seviyelerini değerlendirmek için entegre trofik durum indeksi'ni (ITS) yeni bir yöntem olarak önermiştir. Bu yöntem çözünmüş oksijen seviyesini ve suyun pH'ı arasındaki bağlantının birincil üretim ile organik madde ayrışması arasındaki dengeyi analiz etmektedir. ITS indeksi pH ve oksijen doygunluk değerlerinin fonksiyonu arasındaki niceliksel ilişkiyi gösteren indeks değerlendirme sürecini önemli ölçüde basitleştirmektedir. (Skwierawski, 2013). Matthews ve Effler (2006), O'Boyle ve arkadaşları (2013), pH ve ÇO temelli bir indeks; Hailin ve Baoyin (2006), Chl-a, TP ve TN arasında anlamlı korelasyon gösteren  $BO\dot{I}$  temelli bir indeks geliştirmişlerdir.

Dunalska (2011), trofik durumun belirlenmesinde toplam organik karbonun (TOK), Chl-a, TP ve SD parametrelerinin arasında istatistiksel olarak önemli derecede korelasyon olduğunu ortaya koymuş ve toplam organik karbonun göllerde trofik durum indeksi olarak kullanılabilir bir parametre olduğu önermiştir Al-Haidarey ve arkadaşları (2016), Chl-a değerleriyle güçlü korelasyon gösteren TOK, Fe ve Mn parametrelerinin önemine dikkat çekmiştir. Polonya'da 25 gölde yapılan bir diğer çalışmada, göllerin trofik durumu çözünmüş reaktif mangan ( $DRMn$ ) indeksine göre belirlenmiş ve yaygın olarak kullanılan indekslerle doğrulama yapılmıştır (Cudowski, 2015).

## BÖLÜM 3. MATERYAL VE YÖNTEM

### 3.1. Çalışma Alanı Tanımı

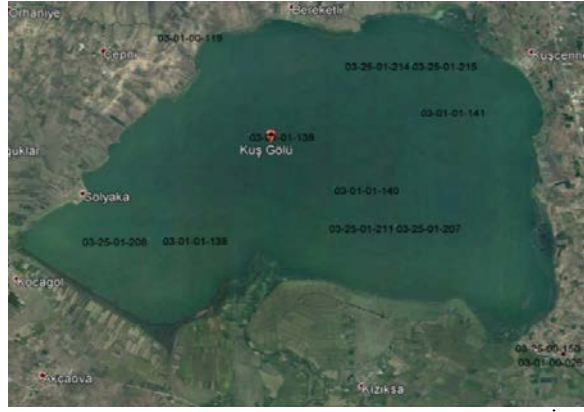
41°01' K, 30°33' D koordinatlarında yer alan, drenaj alanı 47 km<sup>2</sup>, yüzey alanı 3,6 km<sup>2</sup>, maksimum derinliği 6 m olan, Sakarya il sınırları içinde yer alan Büyük Akgöl, Karasu karayolu üzerinde sığ bir göldür. Sakarya İli'ne bağlı Ferizli İlçesi'nin Gökent Beldesi sınırları içinde kalan göl, denize uzaklığı 12 km olup Sakarya Nehri'nin 4 km. batısında kalmaktadır. Adapazarı şehir merkezine 39 km mesafede bulunan Büyük Akgöl Tabiatı Koruma Alanı statüsündedir. Gölün bulunduğu alan Sakarya nehrine uzak kaldığı için alüvyal boğulmadan kurtulmuş ve böylece Akgöl bir kenar gölü olarak meydana gelmiştir. Gölün kıyı şeridi sazlar ve kamışlarla, tabanı ise sucul bitkilerle kaplıdır (Şekil 3.1.).



Şekil 3.1. Büyük Akgöl'den bir görünüm

Manyas Gölü, Güney Marmara Bölgesi'ndeki Karacabey depresyonunun batı bölgesinde 40° 11' 36" N ile 27° 58' 0" E koordinatlarında kalan tektonik kaynaklı sığ bir göldür (Karafistan, 2005). Gölün uzunluğu yaklaşık 18 km, genişliği 11 km, denizden yüksekliği ise 14 m'dir. Gölün ortalama derinliği 2,5 m, maksimum

derinliği ise 3,5 m'dir. Gölün yüz ölçümü ortalama 150 km<sup>2</sup>, drenaj alanı ise 3022 km<sup>2</sup>'dir. Gölün tarımsal sulama amaçlı olarak kullanılması da doğal su seviyesi değişimine insan kaynaklı bir müdahale olduğunu göstermektedir. Gölün çıkışı regülatör ile kontrol altına alındığından dolayı su derinliği ve yüzey alanının aynı kalması sağlanmıştır. Manyas Gölü'ne ait veriler DSİ Etüt Plan Daire Başkanlığı'ndan temin edilmiştir (Şekil 3.2.).



Şekil 3.2. Manyas Gölü'ne ait ölçüm istasyonları (DSİ)

Bafa Gölü, Büyük Menderes Deltası'nın güneydoğusunda Aydın ve Muğla illeri sınırları içerisinde 37°30'N, 27°25'E koordinatlarında Türkiye'nin güney batısında yer alan gölün derinliği 25m'ye ulaşmaktadır. Menderes deltası sayesinde göle dışarıdan su giriş çıkışı vardır. Büyük Menderes Nehri'nin körfez ağzına yığıldığı alüvyon sonucunda denizle bağlantısı kesilen, bir lagün gölüdür. Bafa Gölü'ne ait veriler DSİ Etüt Plan Daire Başkanlığı'ndan temin edilmiştir (Şekil 3.3.).



Şekil 3.3. Bafa Gölü'ne ait ölçüm istasyonları (DSİ)

### 3.1.1. Numune alma noktaları

Su örnekleri, Temmuz 2016 – Ekim 2017 tarihleri arasında, çeşitli noktasal ve yayılı kirlilik kaynaklarının varlığına bağlı olarak, 12 ay boyunca 2 aylık periyotlarda, göl içerisinde göl bütününe temsil edecek şekilde seçilmiş olan örnekleme noktalarından alınmıştır. Göl içindeki numune alma noktaları Şekil 3.4’te, göl ve derelerdeki ölçüm istasyonlarına ait koordinatlar Tablo 3.1.’de verilmiştir. Numune toplama istasyonlarına ait koordinatlar, GPS cihazı yardımıyla belirlenmiştir.



Şekil 3.4. Büyük Akgöl’deki ölçüm istasyonları

Tablo 3.1. Ölçüm istasyonlarına ait koordinatlar

İstasyonlar	Koordinatlar	
	K	D
1. İstasyon (Eşel Noktası)	45° 45' 546''	36° 29' 49 96''
2. İstasyon (Kulak Kanalı)	45° 45' 865''	36° 29' 52 88''
3. İstasyon (Orta Nokta)	45° 46' 873''	36° 29' 51 10''
4. İstasyon (Kusca Kanalı)	45° 45' 562''	36° 29' 44 19''
5. İstasyon	45° 47' 726''	36° 29' 50 08''
6. İstasyon (Çıkış Noktası)	45° 47' 605''	36° 29' 63 37''

### 3.2. Arazi ve Laboratuvar Çalışmaları

Gölden ve derelerden numune alınması, numunelerinin analize hazırlanması ve muhafaza edilmesi “Su Kalitesi-Numune Alma-Kısım 4: Göl ve Göletlerden Numune Alma Kuralları” ve “TS ISO 5667-6 Su Kalitesi Numune Alma Bölüm 6 Nehirlerden ve Akarsulardan Numune Alma Kılavuzu”na göre yapılmıştır (Şekil 3.5.).

Akgöl içindeki örnekleme noktalarında yapılan çalışmada, anlık ölçümü yapılan parametreler pH, sıcaklık (T) ve çözülmüş oksijen (ÇO) parametrelerinin ölçümleri, YSI Professional Plus multiparametre ölçüm cihazı kullanılarak sahada gerçekleştirilmiştir. Sahada yapılan pH, elektriksel iletkenlik (EC), redoks potansiyeli (ORP), sıcaklık (T), çözülmüş oksijen (ÇO), seki diski derinliği (SD) ölçümlerine ek olarak, azot formları (TN) (amonyum azotu (NH<sub>4</sub>-N), nitrit azotu (NO<sub>2</sub>-N), nitrat azotu (NO<sub>3</sub>-N)), fosfor formları (toplam fosfor (TP), ortofosfat (PO<sub>4</sub>-P)), mangan (Mn), silisyum (SiO<sub>2</sub>) ve klorofil-a (Chl-a) parametrelerinin ölçümü için numuneler alınmış ve analizler standartlara uygun analiz metotları (Tablo 3.2.) kullanılarak laboratuvarda gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.5. Arazi çalışmalarına ait örnek fotoğraflar

Göldeki görünürlük ölçümlerinde ise seki diski kullanılmıştır (Şekil 3.6.). Seki diski suya daldırılarak yavaşça indirilmiş ve görüntüsü kaybolduğu andaki derinlik seki diski derinliği olarak kaydedilmiştir. Numunelerin kontamine olmasını engellemek amacıyla 500 ml’lik polietilen numune kapları kullanılmıştır.





Şekil 3.6. YSI Professional Plus, GPS, seki diski

Laboratuvara getirilen numunelerden analizi hemen yapılması gereken parametreler hemen ölçülmüştür, diğer numuneler 4°C’de buzdolabında muhafaza edilmiştir. Klorofil numunelerinin toplanmasında ise ışık geçirgenliğini önleyen kahverengi cam şişeler kullanılmıştır. Sahada şişelere doldurulan numunelerin ışıktan etkilenmelerini ez aza indirmek amacıyla, laboratuvara getirilene kadar kapalı kutuda muhafaza edilmeleri sağlanmıştır.

Tablo 3.2. Parametrelerin analiz metotları ve standartları

Parametre	Metot Adı	Standart Adı
Sıcaklık	Elektrokimyasal Prob Metodu	SM 2550 B
pH	Elektrokimyasal Prob Metodu	SM 4500-H+ B
Çözünmüş Oksijen	Membran Elektrot Metodu	EN ISO 5814, SM 4500 O G
Toplam Azot	SpektoFotometrik Metot	APHA 4500 N B
Amonyum	SpektoFotometrik Metot	4500 G
Nitrit	SpektoFotometrik Metot	4500 B
Nitrat	SpektoFotometrik Metot	4500 B
Toplam Fosfor	SpektoFotometrik Metot	APHA 4500 P E
Ortofosfat	SpektoFotometrik Metot	APHA 4500 P E
Görünürlük	Seki Diski Metodu	EPA 841-B-97-003
Klorofil-a	SpektoFotometrik Metot	Standart Metot 10200 H

Numunelerin analize hazırlanmasında Merck tarafından üretilmiş analitik saflıkta kimyasallar kullanılmıştır. Gölden alınmış numunelere uygulanan analiz yöntemleri ve standartları Tablo 3.2.’de verilmektedir.

Göl içindeki örnekleme noktalarından alınan numunelerin laboratuvar çalışmalarında çözülmüş silisyum, mangan, toplam azot, amonyum, nitrit, nitrat, toplam fosfor ve ortofosfat parametreleri spektrofotometrik yöntemle analiz edilmiştir. Numuneler, yüzeysel su ölçüm aralıklarına uygun olarak seçilen Merck Spectroquant test kitleri kullanılarak içerikte yer alan talimatlar doğrultusunda hazırlanmış ve Merck Pharo 300 UV-Visible Spektrofotometre cihazında ölçülmüştür (Şekil 3.7.). Silikat tayini, numunelerin alındığı gün yapılmıştır. Mangan tayini için önce nitrik asitle işlem yapılmıştır (Şekil 3.8.). Klorofil pigmentlerinin belirlenmesi standart yöntemle göre spektrofotometrik olarak tayin edilmiştir.



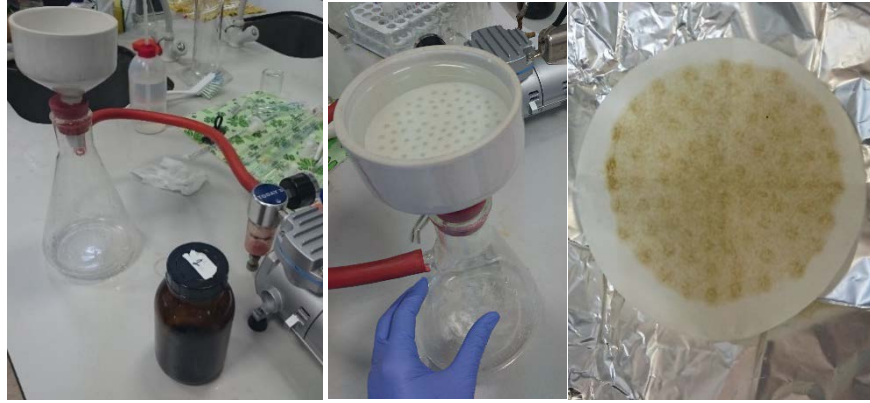
Şekil 3.7. Shimadzu UV- VIS spektrofotometre, Merck test kitleri ve Merck Pharo 300 spektrofotometre, Termoreaktör (WTW CR 4200 ve CR 2010-Germany)



Şekil 3.8. Su kalitesi analizleri ve test kitleri

Klorofil-a tayininde aseton yöntemi kullanılmıştır (APHA, 2001). Bu yöntemde, gölden alınan 1 litre su örneği GF/C Whatman filtre kâğıdın da vakum yardımıyla süzülmüştür.

Süzme işleminden sonra pens vasıtasıyla el değmeden kıvrılıp katlanarak filtre kâğıtları petri kutusuna konularak oda sıcaklığında karanlıkta 2-4 saat kurumaya bırakılmıştır. Kuruyan filtre kâğıtları makas ile çok küçük parçalara ayrılarak cam test tüplerine konulmuştur ve 10 ml %90'lık aseton çözeltisinden eklenmiştir (Şekil 3.9.). Klorofilin feofitin oluşturmasını önlemek için %90 aseton bulunan deney tüplerine 0,2-0,3 gr susuz  $MgCO_3$  (Merck) ilave edilmiştir. Numune bir gece buzdolabında karanlıkta saklanarak klorofilin asetonda çözünmesi sağlanmıştır (Strickland ve Parsons, 1972). Çözünen örnekler 5 dakika 2000 rpm'de santrifüj edilip Shimadzu UV-VIS 1240 model spektrofotometrede dört değişik dalga boyunda (750, 664, 647 ve 630 nm) absorbanları ölçülmüştür (Şekil 3.10.). Her dalga boyunda %90 aseton ile blank (şahit) yapılmıştır.



Şekil 3.9. Süzme seti elemanları ve süzme işlemi



Şekil 3.10. Filtre kâğıtlarını kesme işlemi ve tüplere aktarımı, %90'lık aseton ile klorofil-a ekstraksiyonu, santrifüj işlemi hazırlığı

Hesaplama işleminde ölçülen veriler, 750 nm deki absorban değerlerinden çıkartılarak, turbiditeden kaynaklı hatalı okumalar engellenmeye çalışılmıştır. Absorbans okumaları sonrasında pigment miktarları aşağıdaki formüller ile klorofil konsantrasyonları  $\mu\text{g/L}$  cinsinden hesaplanmıştır. Analize ait görsel Şekil 3.10.'da verilmiştir. Klorofil pigmentlerinin aseton ekstraksiyonundaki içerikleri trikromatik metoda göre tanımlanmıştır (Jeffrey ve Humphrey, 1975). Klorofil-a, miktarı aşağıdaki formüllerle hesaplanmıştır (APHA, 2001).

$$Ca: 11.85 (E_{664}) - 1.54(E_{647}) - 0.08(E_{630}) \quad (3.1)$$

$$Chl a (\mu\text{g} / \text{L}^{-1}) = \frac{Ca \times V_1}{L \times V_2} \quad (3.2)$$

Ca=Chl-a konsantrasyonu ilgili dalga ( $E_{630}$ ,  $E_{647}$ ,  $E_{664}$ ) boylarında (1 cm ışık yolu), E= düzeltilmiş absorban değeri (nm),  $V_1$ = Kullanılan aseton miktarı (mL),  $V_2$ = Süzülen numune suyunun hacmi (L), L= Küvet çapı.

### 3.3. Su Kalitesi Verilerinin Değerlendirilmesi ve Trofik Durumun Belirlenmesi

Trofik durum çok faktörlü bir konsepte sahiptir ve tek bir su kalitesi parametresi ile ifade edilmemelidir. Birbiriyle korelasyonlu parametrelerin beraber değerlendirilmesi için çoklu istatistiksel bir prosedür ile indeks belirlenir. Trofik durum indeksi, göllerin trofik durumunu değerlendirmek amacıyla ilk olarak Carlson (1977) tarafından önerilen genel bir metottur. Sudaki fosfor ve Chl-a miktarı arttıkça, SD derinliği azalmakta, buna bağlı olarak trofik durum indeksi değerleri de artmaktadır.

Trofik durum sınıflandırma yöntemleri ve kalite durumu belirlenirken, bazı ülkeler nicel kriterler seçip, suyun belli kullanım imkanlarına izin verebilecek limitlerle kendine uyarlamış yada değişiklik yapmıştır. Bazı ülkeler ise var olan standartları geliştirmiştir. Bu çalışmada, Carlson indeksi temelli yeni bir indeks geliştirilirken, Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği, Nürnberg ve OECD kriterleri ile karşılaştırma yapılmış ve yorumlanmıştır. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne (2016) göre, yerüstü su kalite durum sınıflandırmasında 4 kategori belirlenmiştir. Kategoriler ve değerlendirme parametreleri Tablo 3.3.'te verilmiştir.

Tablo 3.3. Göl, gölet ve baraj göllerinde ötrofikasyon Kriterleri (YSKY,2016)

Su Kalitesi Sınıfı	TP	TN	Chl-a	Seki Disk	ÇO
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	Derinliği (m)	(mg/L)
<b>Oligotrofik</b>	<10	<350	<3,5	> 4	> 7
<b>Mezotrofik</b>	30	650	9	2	6
	50*	1000*	15*	1,5*	4*
<b>Ötrofik</b>	100	1500	25	1	3
<b>Hipertrofik</b>	>100	>1500	> 25	<1	<3

\*Göl ve Baraj göllerinde geçerlidir

Ekonomik İş birliği ve Kalkınma Örgütü (OECD) 1982'de, TN, TP, Chl-a ve SD parametreleriyle gölleri verimlilik yönünden inceleyen bir tahmin yöntemi belirlemiştir ve birçok ülke tarafından yaygın olarak kullanılmaktadır. OECD'nin Trofik Sınıflandırma Sistemi, ortalama fosfor ve klorofil konsantrasyonları, maksimum klorofil konsantrasyonları, yıllık ortalama ve yıllık minimum seki diski parametrelerini esas almaktadır.

Tablo 3.4. Trofik durum sınıflandırmasında uygulanan mevcut kriterler

Trofik Durum	TP (µg/L)	Chl-a (µg/L)		Görünürlük (SD) (m)		TN (µg/L)
		Ortalama	Maksimum	Ortalama	Maksimum	
<b>OECD (1982) Kriterleri</b>						
<b>Ultra-oligotrofik</b>	<4	<1	<2.5	>12	>6	-
<b>Oligotrofik</b>	<10	< 2.5	<8	>6	>3	-
<b>Mezotrofik</b>	10–35	2,5–8	8–25	6–3	3–1.5	-
<b>Ötrofik</b>	35–100	8–25	25–75	3–1.5	1.5–0.7	-
<b>Hiperötrofik</b>	>100	>25	>75	<1.5	<0.7	-
<b>Nürnberg (2001) Kriterleri</b>						
<b>Oligotrofik</b>	<10	≤3,5	-	>4		≤350
<b>Mezotrofik</b>	≤30	≤9	-	2–4		≤650
<b>Ötrofik</b>	≤100	≤25	-	1–2.1		≤1200
<b>Hiperötrofik</b>	>100	>25	-	<1		>1200
<b>Trofik durum indeksleri TSI (Carlson 1977)</b>						
TSI TP = 14,42 ln (TP)+ 4,15						
TSI Chl-a = 9,81 ln (Chl)+ 30,6						
TSI SD = 60- 14,41 ln (SD)						
<b>Oligotrofik</b>				<40		
<b>Mezotrofik</b>				40–50		
<b>Ötrofik</b>				50–70		
<b>Hiperötrofik</b>				>70		

Nürnberg sınıflandırmasında, öncelikle OECD kriterlerini dikkate almıştır, sonraları sunduğu değerlerle ve ayarlamalarla spesifik sınırlamalar eklemiştir. Nürnberg'in veri seti temelinde, inşa edilmiş rezervuarlardan ziyade sert sudan yumuşak suya ve oligotrofikten hiperötrofik sistemlere sahip olma olasılığı daha yüksek olan doğal göllerden oluşmaktadır. Nürnberg'in programı hem küresel çapta hem de Kuzey Amerika gölleri kullanılarak geliştirilmiştir. Toplam fosfor'a dayanan önceki trofik durum kategorilerini doğrulamak için bir regresyon yaklaşımı kullanmıştır. Nürnberg (2001), göllerin trofik durumuna göre sınıflandırılmasında parametreler ve değerler bildirmiştir. Nürnberg sınıflandırılması Tablo 3.4.'te gösterilmektedir.

### 3.3.1. Carlson'un trofik durum indeksi

Carlson (1977), trofik durum belirlemede SD, TP ve Chl-a kullanılır. Klorofilin miktarını, etkileyen üç değişkendir. Carlson'a göre yapılan değerlendirmede, bu üç parametreye bağlı trofik durum indeksi Denklem 3.3, Denklem 3.4 ve Denklem 3.5 bağıntılarına göre hesaplanmaktadır.

$$TSI_{SD} = 60 - 14.41 \ln (SD) \quad (3.3)$$

$$TSI_{Chl\ a} = 9.81 \ln (Chl\ a) + 30.6 \quad (3.4)$$

$$TSI_{TP} = 14.43 \ln (TP) + 4.15 \quad (3.5)$$

Carlson (1977), trofik durumu matematiksel olarak hesaplayan üç denklem oluşturmuştur. Bu denklemlerde TSI değerleri logaritmik veri dönüşümlü göstergelerdir. Burada SD, seki derinliği (m), Chl-a, klorofil-a'nın mg/m<sup>3</sup> teki, TP toplam fosforun mg/m<sup>3</sup> teki konsantrasyonudur. Carlson (1977) tarafından bu parametrelere bağlı olarak sistematik bir TSI değerlendirme tablosu hazırlanmıştır. Trofik durum değerleri oligotrofik- hipertrofik olarak gölleri sınıflandırılmaktadır. İndeks, trofik durumun bir kıta boyunca gerçekleştirilebilir olduğunu ve ayrı bir göl tipi olmadığını varsaymaktadır. Carlson (1977) modelinde üç değişken doğrusal regresyon ile ilişkilidir, indeks değerleri bu değişkenler için aynı olmalıdır. Bazı durumlarda, işlemsel ve analitik hatalar veya farklı analitik tekniklerin kullanılması gibi sebeplerle sapmalar oluşmaktadır.



Tablo 3.5. İndeks değerlerindeki sapmanın yorumlanması (Carlson ve Havens, 2005)

TSI İlişkilerinin Yorumlanması	Besin- Klorofil İlişkisi Üzerine Etkilerin Yorumlanması
<b>TSI (CHL) = TSI (SD)</b>	
<i>Işık geçirgenliğinin azalmasında algler baskındır.</i>	
TSI (Chl-a) = TSI (SD) => TSI (TP)	Alg patlamalarının fosfor yükündeki azalmalara tepkisi hızlıca değişmeyebilir. Çünkü fosfor konsantrasyonları fitoplanktonun ihtiyacı olandan fazladır. (TN / TP = 33: 1)
TSI (TP) > TSI (Chl-a) = TSI (SD)	Fosfor dışındaki bazı faktörler alg biyokütlesi sınırlar ve etkilidir (Azot, zooplanktonların beslenmesi gibi).
<b>TSI (CHL) &lt; TSI (SD)</b>	
<i>Işık geçirgenliğinin azalmasında küçük partiküller etkilidir</i>	
TSI (TP) = TSI (SD) > TSI (Chl-a)	İndeksteki fosfor ve seki diski eşitliği, sudaki partiküllerin klorofil içeriğinden daha çok fosfor kaynaklı olabileceğini ve su geçirgenliğinin etkilemedeki ilişkisini açıklar. Belirleyici faktör olarak SDnin kullanımı uygun olmaz. Işığın sınırlı olması alg patlamalarında önleyici olabilir.
Algal olmayan partiküller maddeler, ışığın geçirimini etkileyebilir. Partiküller fosfor içeriğini barındırabilir bu sebeple indekste ilişkilidir.	
TSI (SD) > TSI (Chl-a) = TSI (TP)	İndeksteki bu eşitliğe göre, alg patlamalarında SD parametresi indikatör olarak baz alınmamalıdır. Alg konsantrasyonlarına direk olarak fosforun etkisinden söz edilebilir.
Klorofil'in ve fosforun etkisinden daha çok çözünmüş renk görünürlüğü etkilemektedir.	
TSI (TP) > TSI (SD) > TSI (Chl-a)	İndeksteki bu eşitliğe göre, Alg patlamalarının, fitoplanktonların beslenme dinamiklerini ile kontrol edilir.
Zooplanktonların beslenmesi sonucu küçük partiküller azalmış, büyük partiküller kalmıştır nihayetinde biyokütle azalışa geçmiştir.	
<b>TSI (CHL) &gt; TSI (SD)</b>	
<i>Fosfor yükü içeren büyük partiküller baskındır.</i>	
TSI (Chl-a) = TSI (TP) >> TSI (SD)	İndeksteki bu eşitliğe göre, alg patlamalarının beslenme dinamiklerinin kontrolü zordur. Su sütununa besin girişleri doğrudan göl ekosistemini etkiler.
Büyük miktardaki klorofil içeren partiküller hakimdir ve <i>Aphanizomenon</i> türü aktiftir.	

Bu durum, TSI indeks değerlerinde sapmalara neden olmaktadır. İndeks değerlerindeki sapmanın yorumlanması, metodolojik farklılıkları tanımlayabilir ya da gölün dinamikleri hakkında ek bilgi sağlayabilir. Örneğin, TP'nin algal büyümeyi sınırlamadığı durumlarda klorofil ile güçlü bir korelasyon göstermemesi beklenir. Ayrıca sudaki görünürlüğün düşük olması her zaman klorofil yoğunluğunu ifade etmez, bazı durumlarda askıdaki partiküllerden de kaynaklanabilir. Bu tip durumlarda da seki derinliği ile Chl-a güçlü korelasyon göstermez ve TSI değerlerinde sapmalara sebep olabilir.

Carlson'un denklemleri fosforun sınırlayıcı ve alglerin baskın oldukları durumlar için uygundur (Carlson 1977; 1983). Bu nedenle indeks sapmalarındaki durumları tanımlamak, göl ve rezervuar çalışmaları hakkında çıkarım sağlamak için aşağıdaki yöntemlerden yararlanılabilir (Tablo 3.5.).

### **3.4. İstatiksel Analiz Yöntemleri**

Temel bileşen analizi (PCA) trofik durum sınıflandırma sistemindeki kriterlerin ağırlıklandırmasında kullanılabilen bir metottur. Özellikle, fazla sayıdaki değişkenleri tek bir bileşen olarak sınıflandırmak ve sistemin boyutlarını azaltmak için yararlı bir yöntemdir. Bu çalışmada kullanılan tüm matematiksel ve istatistiksel hesaplamalar Excel (Microsoft Ofis) ve SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) yazılımları (Versiyon 17) kullanılarak yapılmıştır. Yeni bir trofik seviye indeksi geliştirmek için eldeki tüm değişkenlere PCA uygulanmış ve temel bileşenler elde edilmiştir. Elde edilen dört temel bileşene de çoklu lineer regresyon (MLR) uygulanmış ve klorofil-a' yı etkileyen parametreler adım adım belirlenmiştir.

#### **3.4.1. Temel bileşen analizi (PCA)**

PCA analizi, veri kümesinde var olan değişkenliği mümkün olduğunca korurken, çok sayıda birbiriyle ilişkili değişkenden oluşan bir veri kümesinin boyutsallığını azaltmak için uygulanan çok güçlü bir tekniktir (Huo ve ark., 2018). PCA'nın amacı, veri setlerindeki çok sayıda değişkeni, her biri orijinal değişkenlerin doğrusal bir fonksiyonu olan önemli miktarda daha az sayıda bileşen ile temsil etmektir (Sarbu ve Pop, 2005). Bazı değişkenler arasındaki ilişkiyi en üst düzeye çıkarmak için bileşenler döndürülür. Bir Varimax rotasyonundan sonra, her bir orijinal değişken bir (veya az sayıda) bileşenle ilişkili olma eğilimindedir. Sonuç olarak, daha az sayıda temel bileşen, daha büyük orijinal değişkenler grubuyla aynı sonuca ulaşmayı sağlar. PCA çevresel verilerin değerlendirilmesinde yararlı bir teknik olarak gösterilmektedir (Nayek ve ark., 2018). Temel bileşenler analizi gruplar arasındaki farklılıkları incelemek ve aralarındaki faktörleri belirlemek amacı ile kullanılmıştır (Wang ve ark., 2019)



### 3.4.2. Çok değişkenli lineer regresyon analizi (MLR)

Regresyon analizi; değişkenler arasındaki matematiksel ilişkiyi modellemek ve incelemek amacıyla kullanılan bir istatistiksel yöntemdir. Regresyon analizindeki değişkenler bağımlı değişken(ler) ve bağımsız değişken(ler) olarak isimlendirilir. Bağımlı değişken, bağımsız değişken tarafından etkilendiği düşünölen veya bağımsız değişkene bağlı olarak değiştiiği kabul edilen değişkendir. Regresyon analizinde bağımlı değişken  $y$  ile bağımsız değişken  $x$  ile gösterilir. Birden fazla bağımsız değişken katılarak yapılan işlemler çoklu regresyon olarak adlandırılır. Regresyon analizlerinde bağımlı değişken sayısı birden fazla olabilir. Bu durumda bağımlı değişkenler  $Y_1 \dots Y_m$  ve bağımsız değişkenler de  $X_1 \dots X_m$  ile gösterilir. Bu özellikteki problemler çok değişkenli regresyon analizi olarak bilinir.  $K$  tane bağımsız değişken yer aldığı regresyon modeli genel olarak;

$$Y = \beta_0 + \beta_1.X_1 + \dots + \beta_k.X_k + \epsilon \quad (3.6)$$

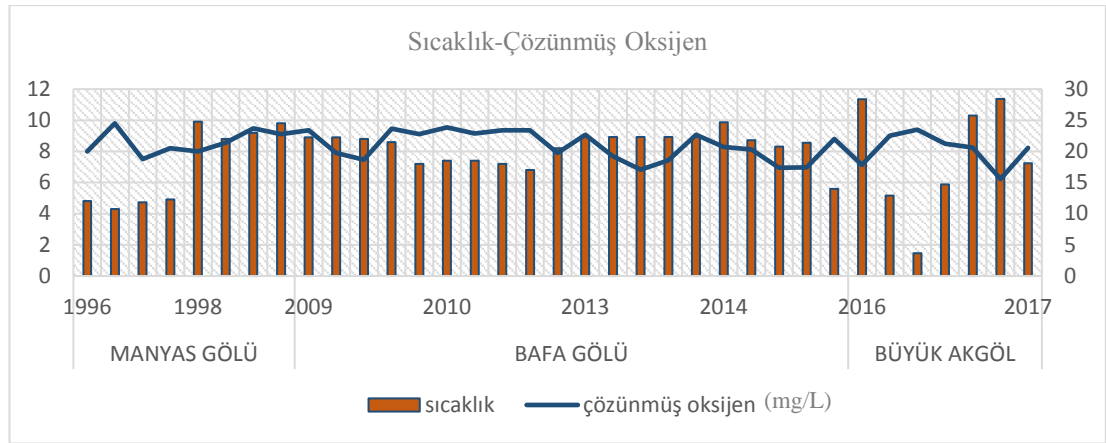
Biçiminde verilir. Burada  $Y$ , bağımlı değişkeni,  $X_1, X_2, \dots, X_k$ , bağımsız değişkenleri,  $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$  bilinmeyen regresyon parametrelerinin,  $\epsilon$  ise hata terimini göstermektedir.

Çoklu Doğrusal Regresyon (MLR) modeli, çevresel ve ekolojik araştırmalardaki ana faktörleri belirlemek için yararlı bir araçtır ancak açıklayıcı değişkenler ilişkiliyse, yöntemin istatistiksel sağlamlığı azalır, bu da önemli ölçüde yüksek tahmin hatalarına yol açabilir. Bu nedenle MLR'deki kolinearite problemi PCA kullanılarak aşılabilir (Cho ve ark., 2009; Primpas ve ark., 2010; Al-Haidarey ve ark., 2016).

## BÖLÜM 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

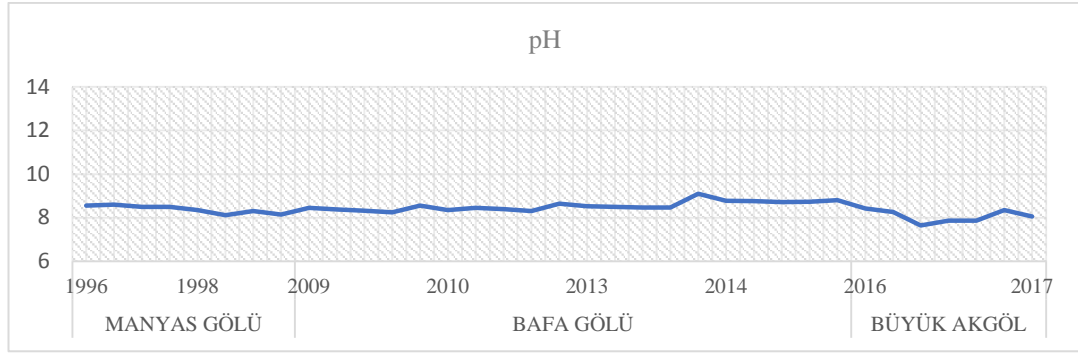
### 4.1. Gözlem Sonuçları

Büyük Akgöl, Bafa ve Manyas göllerinde su kalite parametrelerine ait değerlerin grafik üzerinde gösterimlerine yer verilmiştir (Şekil 4.1.).



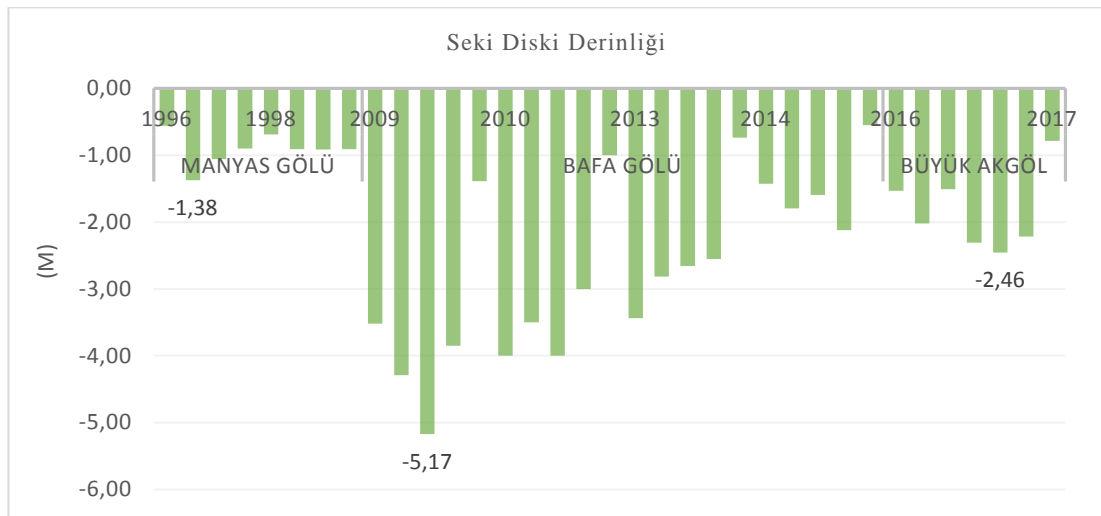
Şekil 4.1. Göllerdeki istasyonlara göre sıcaklık ve çözünmüş oksijen değişimi

1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü ve 2016-2017 tarihleri arasında Büyük Akgöl'de yapılan ölçümlerde, mevsimsel değişimin etkisi dışında, göl içindeki istasyonlardaki sıcaklık değerlerinde belirgin bir farklılık gözlenmemiştir. 1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü'nde 1998 yılında en yüksek ÇO değeri 9,80 mg/L, 1996 yılında en düşük ÇO değeri 7,5 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü'nde 2010 yılında en yüksek ÇO değeri 9,55 mg/L, 2013 yılında en düşük ÇO değeri 6,83 mg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. 2016-2017 tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde en yüksek ÇO değeri 9,40 mg/l ile Ocak 2017'de en düşük ise 5,54 mg/l değeri ile Temmuz 2017'de ölçülmüştür (Şekil 4.1.).



Şekil 4.2. Göllerdeki istasyonlara göre pH değişimi

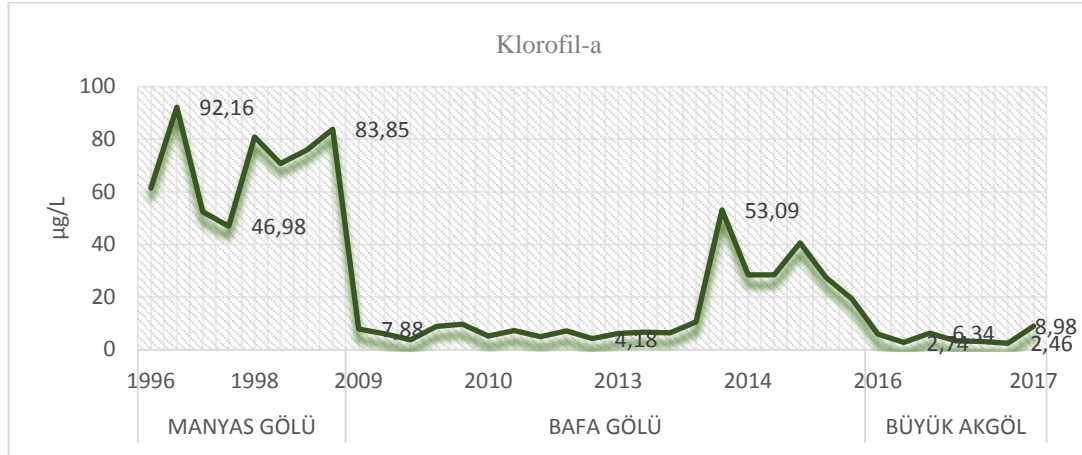
1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü'nde pH değerleri çoğunlukla 8,50 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü'nde pH değerleri 8-9 mg/L aralığında DSİ verilerinde gözlenmiştir. 2016-2017 tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde, en yüksek pH değeri 8,42 değeri ile 2016'da, en düşük değer ise 7,01 değeri ile 2017 yılında ölçülmüştür (Şekil 4.2.).



Şekil 4.3. Göllerdeki istasyonlara göre seki diski derinliği değişimi

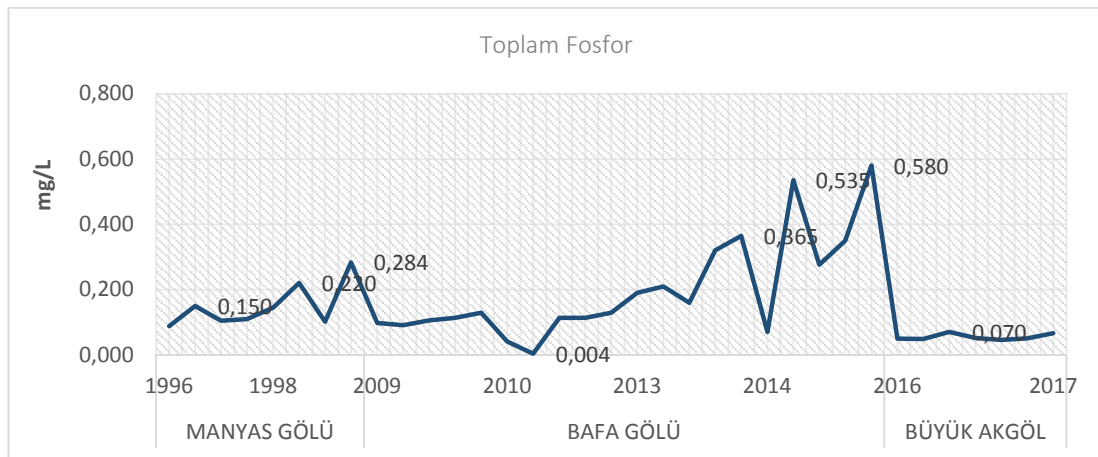
1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü'nde 1996 yılında en yüksek seki diski derinliği 1,38m, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü'nde 2013 yılında en yüksek seki derinliği 5,17 m olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. 2016-2017 tarihleri arasında yapılan tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde en yüksek seki diski derinliği değeri 2,46 m değeri ile Haziran 2017, en düşük değerler ise 0,78 cm değeri ile Ekim ve Kasım ayları 2017 yılında ölçülmüştür.

Yaz döneminde sıcaklık artışıyla beraber gölde üretkenliğin artışı ve yükselen alg yoğunluğu, görünürlük seviyesini düşürmüştür (Şekil 4.3.).



Şekil 4.4. Göllerdeki istasyonlara göre klorofil-a konsantrasyonu değişimi

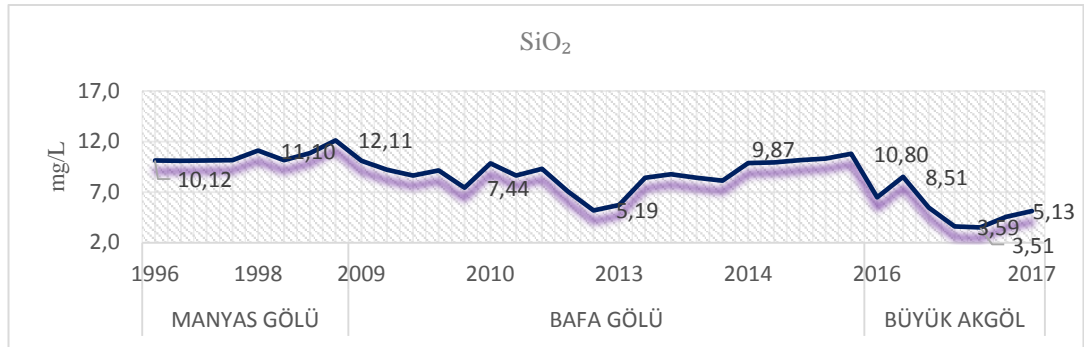
1996- 1998 tarihleri arasında Manyas gölü'nde 1998 yılında en yüksek Chl-a değeri 117 µg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü'nde 2013 yılında en yüksek Chl-a değeri 53,09 µg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. Temmuz 2016 ve Ekim 2017 tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde, en yüksek Chl-a değeri 8,98 µg/L değeri ile Kasım 2016'da, en düşük değer ise 2,46 µg/L değeri ile Temmuz 2017'de ölçülmüştür (Şekil 4.5.).



Şekil 4.5. Göllerdeki istasyonlara göre toplam fosfor konsantrasyonu değişimi

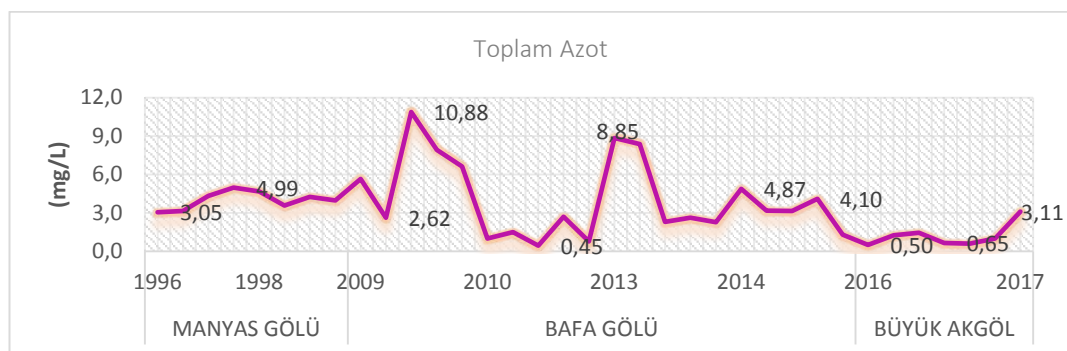
1996- 1998 tarihleri arasında Manyas gölü'nde 1998 yılında en yüksek toplam fosfor değeri 0,28 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü'nde 2014 yılında en yüksek

toplam fosfor değeri 0,80 mg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. Büyük Akgöl ölçümlerinde Temmuz 2016 ve Ekim 2017 tarihleri arasında en yüksek toplam fosfat değeri 0,07 mg/L değeri ile Ocak 2017’de, en düşük değer ise 0,05 mg/L değeri çeşitli tarihlerde ölçülmüştür (Şekil 4.6.).



Şekil 4.6. Göllerdeki istasyonlara göre SiO<sub>2</sub> konsantrasyonu değişimi

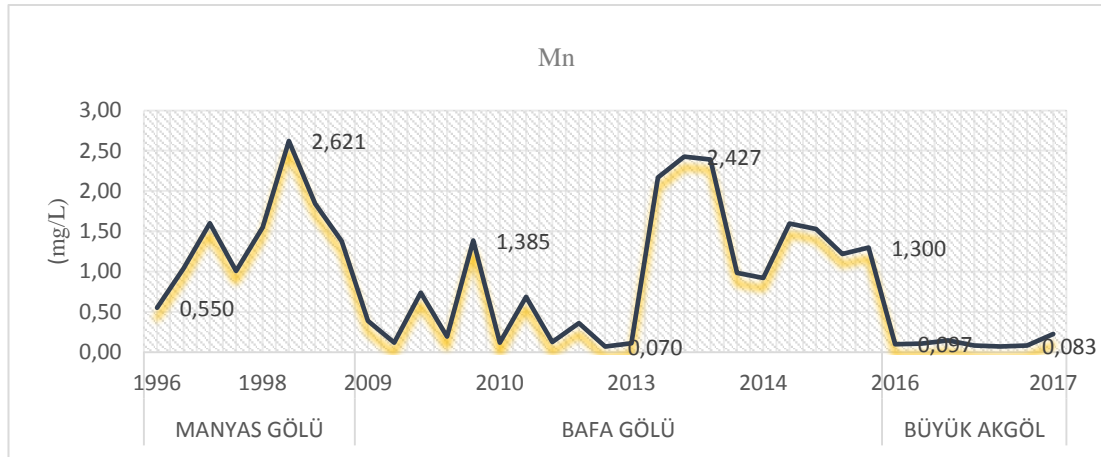
1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü’nde 1998 yılında en yüksek toplam çözünmüş silisyum değeri 12,10 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü’nde 2014 yılında en yüksek toplam çözünmüş silisyum değeri 10,80 mg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. Temmuz 2016 ve Ekim 2017 tarihleri arasında yapılan ölçümlerde, en yüksek çözünmüş silisyumdioksit değeri 8,51 mg/L değeri ile Kasım 2016 ‘da, en düşük değer ise 3,51 mg/L değerinde Haziran 2017’de ölçülmüştür (Şekil 4.7.).



Şekil 4.7. Göllerdeki istasyonlara göre TN konsantrasyonu değişimi

1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü’nde 1998 yılında en yüksek toplam TN değeri 4,26 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü’nde 2009 yılında en yüksek

TN değeri 10,88 mg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir. Temmuz 2016 ve Ekim 2017 tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde, en yüksek TN değeri 3,11 mg/L değeri ile Ekim 2017 en düşük değer ise 0,50 mg/L değeri ile Nisan 2017’de ölçülmüştür (Şekil 4.8.).

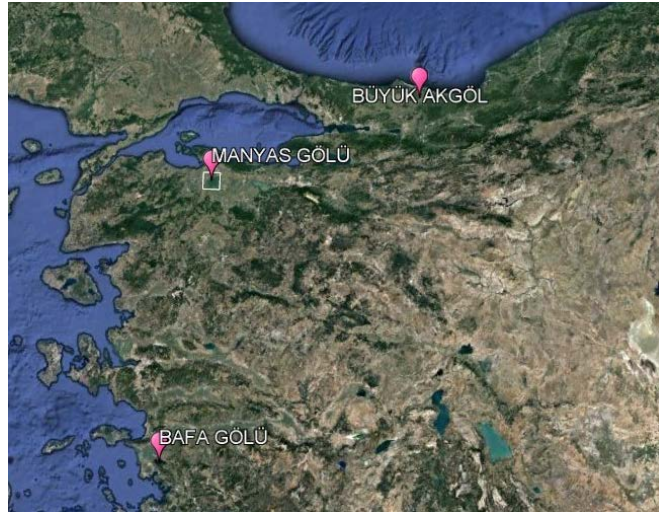


Şekil 4.8.Göllerdeki istasyonlara göre Mn konsantrasyonu değişimi

1996-1998 tarihleri arasında Manyas gölü’nde 1998 yılında en yüksek çözünmüş Mn değeri 2,62 mg/L, 2009-2014 yılları arasında Bafa gölü’nde 2013 yılında en yüksek çözünmüş Mn değeri 2,42 mg/L olarak DSİ verilerinde gözlenmiştir Temmuz 2016 ve Ekim 2017 tarihleri arasında yapılan Büyük Akgöl ölçümlerinde, en yüksek toplam çözünmüş Mn değeri 0,22 mg/L değeri ile 2016’da, en düşük değer ise 0,072 mg/L değerinde Haziran 2017’de ölçülmüştür (Şekil 4.9.).

#### 4.2. Trofik Durumun Tespiti

Bu çalışmada, Büyük Akgöl de 2016-2017 yılları arasında 6 adet örnekleme noktasında, Bafa Gölü’nde 2009-2014 yılları arasında 5 adet örnekleme noktasında, Manyas Gölü’nde 1996-1998 yılları arasında 4 adet örnekleme noktasında elde edilen sonuçlara göre trofik durum dört yöntem ile hesaplanmıştır (Şekil 4.10.).



Şekil 4.9. Seçilen sığ göllerin haritadaki konumları

Öncelikle Carlson 1977'ye göre belirlenen trofik durum toplam fosfor, Chl-a, SD derinliği parametrelerine göre değerlendirilmiş ve göldeki trofik durum sınıfları Tablo 3.4.'de verilmiştir. Bu üç değişkenden her biri teorik olarak bir su grubunu sınıflandırmak için kullanılabilir, çünkü doğrusal regresyon ile birbirleriyle ilişkilidirler. TSI hesaplamasında değişkenlerin mevsimsel ortalama değerlerinin kullanıldığı varsayılmaktadır. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait Carlson TSI indeksi'ne göre trofik durum yorumlanmıştır (Tablo 4.1.).

Tablo 4.1. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait Carlson TSI indeksi'ne göre trofik durum

		TP	SD	CHL-A
Carlson Trofik Durum İndeksi	<b>TSI değeri</b>	76,43	61,28	73,73
	<b>Manyas</b>	E	E	E
	<b>TSI değeri</b>	83,98	45,85	56,47
	<b>Bafa</b>	E	M	E
	<b>TSI değeri</b>	61,78	51,35	44,26
	<b>Büyük Akgöl</b>	E	E	M

(O- Oligotrofik, M- Mezotrofik, E- Ötrofik, H- Hiperötrofik)

Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait trofik durum, Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği'nde toplam fosfor, TN, Chl-a, SD derinliği ve ÇO parametreleri Tablo 3.3.'te göre değerlendirilmiştir. YSKYY'ye göre göllerin trofik durumlarının sınıflandırılması Tablo 4.2.'de verilmiştir.

Tablo 4.2. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait YSKYY göre genel trofik durum (YSKY, 2016)

		TP (µg/L)	TN (µg/L)	SD (µg/L)	Chl-A (µg/L)	DO (mg/L)
YSKYY Kriteri	Manyas Gölü	H	H	H	H	O
	Bafa Gölü	H	H	M	M	O
	Büyük Akgöl	E	E	M	M	O

(O- Oligotrofik, M- Mezotrofik, E- Ötrofik, H- Hiperötrofik)

OECD'nin trofik sınıflandırma sistemi sınır değerlerine göre, ortalama fosfor ve klorofil konsantrasyonları, maksimum klorofil konsantrasyonları yıllık ortalama ve yıllık minimum SD parametrelerine göre yorumlanmıştır. Tablo 3.4.'te gösterilen OECD'nin trofik sınıflandırma sistemi tarafından belirlenen kriterler ile Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait veriler değerlendirilmiş ve göllerin trofik seviyesine ait durum Tablo 4.3.'te verilmiştir.

Tablo 4.3. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait OECD'e göre trofik durum

OECD Kriteri	Ort. TP (µg/L)	Ort. Chl-a (µg/L)	Maks. Chl-a (µg/L)	Yıllık Ort. SD Derinlik (m)	Yıllık Maks. SD (m)
Manyas	150,38	84,92	117,85	0,92	0,56
	H	H	H	H	H
Bafa	253,65	14,73	53,09	2,67	0,55
	H	E	H	E	H
Büyük Akgöl	54,40	4,21	11,35	1,82	0,70
	E	M	M	E	E

(O- Oligotrofik, M- Mezotrofik, E- Ötrofik, H- Hiperötrofik)

Nürnberg'in (2001) sınır değerlerine göre göllerin trofik durumu Tablo 3.4.'te verilen parametrelere göre yorumlanmıştır. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait trofik durum Tablo 4.4.'te gösterilmiştir.

Tablo 4.4. Büyük Akgöl, Bafa Gölü ve Manyas göllerine ait Nürnberg'e göre trofik durum

Nürnberg Kriteri	TP	Chl-a	SD	TN
Manyas	150,4	84,9	0,9	4006
	H	H	H	H
Bafa	253,6	14,6	2,7	4936
	H	E	M	H
Büyük Akgöl	54,4	5,2	1,8	1166
	E	M	E	E

(O- Oligotrofik, M- Mezotrofik, E- Ötrofik, H- Hiperötrofik)



### 4.3. Trofik Durum İndeksi ve İstatistiksel Tekniklerin Uygulanması

Su kalitesi, fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametrelerin bir fonksiyonudur. Özellikle, çok değişkenli analiz yöntemlerinin yüzey ve yeraltı suları için toplanan değişken setlerine uygulanmasının birçok örneği vardır. Literatürde, ilişkilendirilmesi ve yorumlanması kompleks olan çevresel verilerden faydalı bilgiler elde etmede kemometrik yöntemlerin artan bir potansiyelinin olduğu görülmektedir. PCA, orjinal veri setinde gözlemlenen varyansı açıklayan bileşenler olarak adlandırılan, ilişkili olmayan değişkenlerin bir alt kümesini türeten çok değişkenli bir analitik tekniktir (Anazawa ve Ohmori, 2005). PCA, bir değişkenler kümesinin gizli yapısını ortaya çıkarmak için kullanılır. PCA, benzersiz varyans hariç, değişkenlerin ortak varyansını temsil eder. Bu nedenle değişkenler arasındaki karşılıklı ilişkiyi yeniden üretmeyi amaçlayan korelasyon odaklı bir yaklaşımdır. (Belkhiri ve ark., 2011). Tipik bir PCA'dan elde edilen toplam bileşen sayısı, verilerdeki olası değişkenlerin toplam sayısını gösterir. PCA'da su kalitesini analiz ve karakterize etmek için tüm ilişkili parametrelerin ana prosesden elde edilen pozitif ve negatif yükleme değerleri farklı temel bileşenlerle (PC'ler) birleştirilir.

Temel bileşen analizi ve regresyon analizi bu çalışmada kullanılan temel analiz yöntemleridir. Çalışmada öncelikle eldeki değişkenlerin korelasyon ilişkileri tespit edilmiştir. Ardından PCA kullanılarak, çok boyutluluk birkaç değişkene indirgenmiş ve değişkenler arasındaki ilişkiler açıklanmıştır. Ayrıca, temel su kalitesi değişkenleri arasındaki istatistiksel ilişkiyi tanımlamak için denklemler üretmek üzere regresyon analizi de uygulanmıştır. Regresyon sonuçları, seçilen parametrenin Chl-a'yı tanımlamadaki etkisi ile gölün trofik durumu arasındaki ilişkinin önemini göstermiştir. Mekansal ölçekteki veriler için önemli farklılıklar Pearson korelasyon analiz ile değerlendirildi. Pearson'un korelasyon katsayısı ( $r$ ) ve belirleme katsayısı ( $R^2$ ), benzetilen ve ölçülen veriler arasındaki eşlik derecesini tanımlar. Korelasyon katsayısı, gözlemlenen ve benzetilen veriler arasındaki doğrusal ilişki derecesini araştırmak için kullanılan bir endekstir. Modellemeye dahil edilen su kalitesi parametrelerine ait korelasyon matrisi Tablo 4.6. 'da verilmiştir.

Chl-a parametresi, ÇO ile pozitif ama düşük korelasyonlu ( $P<0,01$ ), TP parametresi ile anlamlı ilişkisi ( $P<0,05$ ), SDD ile negatif ama anlamlı ( $P<0,01$ ), Mn ile pozitif anlamlı ve SiO<sub>2</sub> parametresi ile pozitif anlamlı ( $P<0,01$ ) korelasyon göstermiştir (Tablo 4.6.). PCA analizi ile de, dört temel bileşen (PC1, PC2, PC3 ve PC4) ortaya çıkmış ve bu bileşenler toplam varyansın % 73,54'ünü oluşturmuştur. Her parametre için faktör yüklemeli PC değerleri Tablo 4.5.'de verilmektedir.

Tablo 4.5. Varimax döndürmeli PCA sonuçları

	<b>Bileşenler</b>			
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>TN</b>	0,913			
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	0,871			
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,869			
<b>Mn</b>	0,747			
<b>Chl-a</b>	0,690			
<b>SD</b>	-0,619			
<b>T</b>		0,920		
<b>EC</b>		0,894		
<b>DO</b>		-0,843		
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>			0,753	
<b>TP</b>			0,707	
<b>pH</b>			-0,553	
<b>SiO<sub>2</sub></b>				0,792
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>				0,665
<b>ORP</b>				0,505
<b>TOPLAM</b>	26,06	23,00	13,18	11,30
<b>VARYANS</b>	26,06	49,06	62,24	73,54

PC1 bileşeni, toplam varyansın %26,06'ını oluşturmaktadır ve Chl-a, TN, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>-N, MN pozitif yüksek yüke sahipken ve SD negatif yüke sahiptir. SD ile Chl-a arasındaki ilişki negatif iken TP, Mn arasındaki ilişki Chl-a ile pozitifdir. Azot, fosfor, karbon, silika, potasyum, kalsiyum, demir ve Mn gibi elementler uygun koşullarda alg verimliliğini artırdığı bilinmektedir (Çıplakoğlu, 2006).

Tablo 4.6. Su Kalite değişkenleri arasındaki korelasyon katsayıları

	T	ÇO	EC	pH	ORP	SD	TN	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub>	TP	PO <sub>4</sub> -P	SiO <sub>2</sub>	Mn	Chl-a
T	1														
ÇO	-,553**	1													
EC	,124	-,253*	1												
pH	,427**	,078	-,051	1											
ORP	-,386*	,340*	-,367*	-,293	1										
SD	,167	-,124	-,310**	,061	-,257	1									
TN	,011	,167	-,028	,209	,258	,153	1								
NO <sub>3</sub> -N	-,186	,263*	-,252*	,057	,352*	-,147	,460**	1							
NO <sub>2</sub> -N	,110	,099	-,318**	,356**	,164	-,024	,226	,124	1						
NH <sub>4</sub>	-,030	,118	-,093	,000	,100	-,150	,463**	,255*	,203	1					
TP	-,043	,232	-,246*	,353**	,386*	-,183	,116	,140	,280*	,067	1				
PO <sub>4</sub> -P	,055	,173	-,335**	,448**	,024	-,103	,166	,096	,642**	,136	,808**	1			
SiO <sub>2</sub>	-,165	,384**	,048	,397**	,532**	-,040	,342**	,122	,257*	,039	,322**	,347**	1		
Mn	,075	,172	,046	,377**	,329*	-,170	,430**	,249*	,447**	,070	,428**	,445**	,568**	1	
Chl-a	,145	,400**	,157	,291*	,147	-,382**	,284*	,233	,306**	,132	,329**	,305*	,499**	,673**	1

\* Korelasyon %95 anlamlılık seviyesini ifade eder (p<0,05).

\*\*Korelasyonda %99 anlamlılık seviyesi ifade eder (p<0,01).

NH<sub>4</sub>-N ve NO<sub>3</sub> değerleri birincil bileşen (PC1) ile güçlü pozitif yüke sahip olduklarından, ötrofikasyon prosesine etki ettikleri söylenebilir. Sığ göllerde seki diski ve Chl-a düzeyi arasındaki korelasyon değişkendir (Tsuzuki, 2006); Jarosiewicz ve ark., 2011). Işık geçirgenliğinin, göldeki fizikokimyasal süreçler ve tatlı su organizmalarının davranışları üzerinde de etkisi vardır. Işık geçirgenliği su yönetiminde ve özellikle ekolojik değerlendirmelerde bir trofik durum vekili TSI (SD) olarak kabul edilir (Carlson, 1977; Binding ve ark., 2015; Heddam, 2016; Alikas ve Kratzer, 2017) Genelde besin düzeylerinde artış ile su geçirgenliği azalmakta suyun rengi ve askıdaki madde miktarları da geçirgenliği etkileyen diğer faktörleri oluşturmaktadır. Işık geçirgenliğinin azalmasının, asılı olan parçacıkların girişinden ya da fazla miktarda algal organizmanın büyümesinden ziyade taban tortularının yeniden süspansiyona geçmesinden kaynaklandığı durumlar da ortaya çıkabilir.

PC2 bileşeni, toplam varyansın %23'ünü açıklamaktadır. T ve EC ile yüksek pozitif, ÇO ile negatif yüke sahiptir. Çözünmüş oksijen (ÇO) hem besin döngüsü hem de birincil üretimi sınırlandıran bir faktördür. Sudaki elektriksel iletkenlik (EC) büyük ölçüde inorganik tuzların ve organik bileşenlerin konsantrasyonlarına bağlı olarak çözünmüş iyonların bir fonksiyonudur (Xu ve ark., 2010; Huo ve ark., 2018). Suyun sıcaklığı, su sistemlerinin biyolojik ve fiziksel özelliklerinin çoğunu etkiler (Carlson ve Simpson, 1996). Bir su kütleindeki belirli bir bölgedeki suyun nispi derinliği ve sıcaklıktaki değişikliklerin canlı organizmalar üzerinde kritik bir etkisi olabilmektedir, bu durum su kalitesini kontrol eden önemli fiziksel faktörlerdendir (Nöges, 2009). Suyun sıcaklığı arttıkça oksijenin sudaki çözünürlüğü azalmaktadır (Wang ve ark., 2013). Düşük algal gelişim olan durumlarında yüksek olan Seki derinliğinin yanı sıra sıcaklıklar da 15°C'nin altındadır (Huo ve ark., 2012). Sonuç olarak, parametreler arasındaki korelasyonlar mevsimsel değişikliklerin bir sonucu olarak ortaya çıkmaktadır ve doğal sebeplere dayanmaktadır.

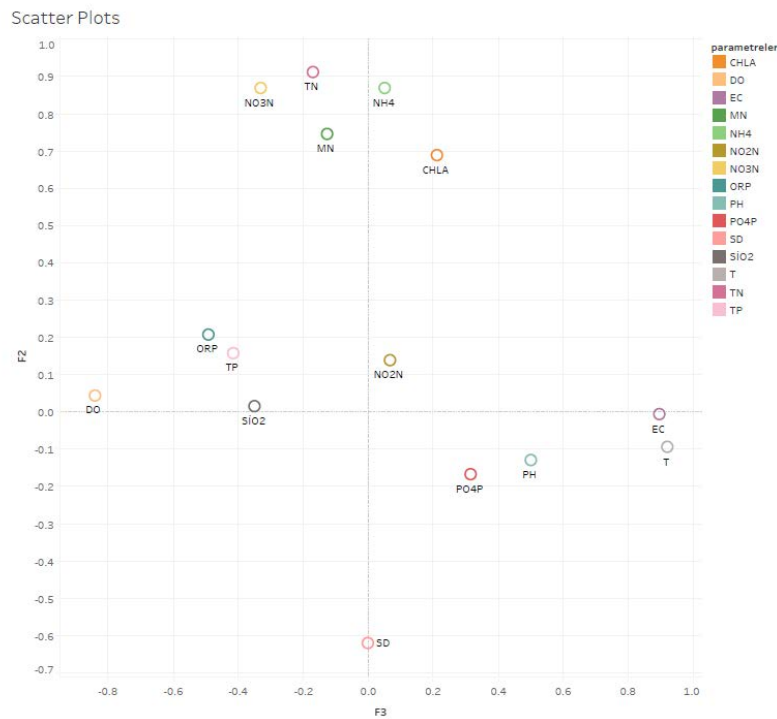
PC3 bileşeni, toplam varyansın %13,18'ini açıklamaktadır ve NO<sub>2</sub>-N ve TP ile pozitif yüke ve pH ile negatif yüke sahiptir. Esas olarak fotosentezin gerçekleştiği yani alglerin karbondioksiti aldıkları ve iyon dengesini etkileyen oksijeni serbest

bıraktıkları durumlarda pH değerleri değişmektedir (Busobozi, 2017). Bazı çalışmalar, pH ve  $\text{NH}_4\text{-N}$  ve  $\text{NO}_2\text{-N}$  arasında sinerjistik bir etkinin olduğunu göstermiştir (Jiang ve ark., 2013). Algal organizmalar tarafından kullanılmayan amonyumun nitrifikasyon sürecinde hızlı bir şekilde yükseltgenerek nitrite ve daha sonra nitrata dönüştüğü bildirilmiştir (Egemen ve Sunlu, 1999). Doğal sularda sedimentte bulunan fosfor, göl suyu ile sürekli dolaşım halindedir. Sediment-su arası fosfor değişimi oksidasyon-redüksiyon (redoks) reaksiyonlarından etkilenmektedir (Wetzel 1983). Sığ göllerde fosforun sudaki döngüsü gölün iç dinamiklerine bağlı olarak sediment tabakasının yakın olmasından dolayı direk olarak gerçekleşir. Fosforun sedimentten suya geçmesi ve sudaki fosforun yeni baştan sedimente dönmesi şeklinde birtakım fiziksel, kimyasal ve metabolik etkenler altında oluşur (Xu ve ark., 2010; Silvino ve Barbosa, 2015). Sığ ve ötrofik sistemlerde ortaya çıkan sediment ile etkileşimli fosfor konsantrasyondaki artış bitkilerin ölümü, parçalanması ve bu süreci takip eden fitoplankton patlamaları ilişkilidir (Carignan, 1984).

Bununla birlikte, ötrofikasyon olarak adlandırılan yoğun algal popülasyonların patlamalarına yüksek fosfor konsantrasyonları neden olabilir. Bu süreç kimyasal difüzyona ve redoks potansiyeline bağlıdır; pH, sıcaklık ve rüzgâr gibi çevresel faktörlerden de etkilenir (Naeem ve ark., 2014). TP ve Chl-a arasındaki ilişkiler mevsimsel olarak değişmektedir (Aizak ve ark., 1986). Su içerisindeki makrofitler solunum yoluyla çözülmüş oksijeni azaltabilir veya fotosentez yoluyla suyun pH'ını artırabilir, bu da fosfor salınımında bir artışa neden olur. Fosfat eksikliğinin fotosentez, büyüme ve biyokütle bölümlenmelerinde büyük etkileri vardır (Wu ve ark., 2003). Fosforun tatlı su sistemlerinde birinci derecede kısıtlayıcı besin olduğu, ötrofikasyon eşiğini ve fitoplankton büyümesini kontrol ettiği kabul edilir (Xu ve diğ. 2010).  $\text{PC}_4$  bileşeni,  $\text{SiO}_2$  ve  $\text{PO}_4\text{-P}$  ile yüksek pozitif yüke ve ORP pozitif yüke sahiptir ve toplam varyansın %11,30'unu açıklamaktadır. Denizlerde ve tatlı sulardaki diatomlar için silisyumun sınırlayıcı bir besin olduğu bilinmektedir (Smayda ve Mitchell, 1974; Ivanković ve diğ. 2011.). Diğer nutrientlere göre Si gereksiniminin belirlenmesi için bir çaba olmamasına karşın Si:P oranı 8:1 ve 12:1 oranları arasında değişmektedir (Rhee, 1982).

Silisyum, nitrat ve fosfat konsantrasyonlarının, alg gelişimi ve türlerin baskınlığı ile fitoplanktonun mevsimsel süksesyonu üzerinde etkili olduğu belirtilmiştir (Wetzel, 2001).

PCA sonuçlarına çok değişkenli lineer regresyon analizi (MLR) uygulanırken, yüksek korelasyona sahip çevresel değişkenler dikkate alınmıştır. PCA analizi ile elde edilen ilişkili değişkenler Chl-a'yı açıklamak için kullanılmıştır. Regresyon analizi ile elde edilen modeller, belirleme katsayısı ( $R^2$ ) ve anlamlılık düzeyi  $P < 0,05$  dikkate alınarak değerlendirilmiştir. Çok değişkenli regresyon analizi ile bağımlı değişken Chl-a ve bağımsız değişkenler (TN,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3$ , Mn, Chl-a, SD,  $\text{NO}_2\text{-N}$ , TP, pH,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , ORP) arasında modeller kurularak Chl-a belirlenmeye çalışılmıştır. Elde edilen modellerden Carlson indeksine uyarlanmış bir TSI ifadesi geliştirmek için, birincil bileşendeki TN,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3$ , Mn, SD, ikincil bileşendeki T, EC, ÇO, üçüncül bileşendeki  $\text{NO}_2\text{-N}$ , TP, pH ve dördüncül bileşendeki  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , ORP parametreleri bağımsız değişkenler olarak, Chl-a, ise bağımsız değişken olarak ele alınmış ve çoklu doğrusal regresyon testi yapılmıştır.



Şekil 4.11. Varimax döndürme yüklerinin iki bileşende gösterimi

Chl-a'nın diğer değişkenlerle ifade edildiği modeller Tablo 4.7.'de verilmiştir. %95 anlamlılık düzeyine göre Chl-a yı açıklama yüzdesi güçlü olan parametreler modele dahil edilmiştir. Birinci regresyon modelinde, TN, NH<sub>4</sub>-N ve NO<sub>3</sub> %95 anlamlılık düzeyine göre anlamsızdır. Bu nedenle Mn ve SD modele dahil edilmiştir. İkinci regresyon modelinde EC anlamsızdır, ÇO ve T anlamlı bulunmuştur. Ancak sıcaklık değeri denkleme eklendiğinde R<sup>2</sup> değerinde azalmaya sebep olmuştur. Bu nedenle modele DO parametresi ilave edilmiştir.

Tablo 4.7. Chl-a bağımlı değişken seçilerek lineer regresyon değerlendirme sonuçları

Model	Lineer Model	R <sup>2</sup>	P
1.	Chl-a= 0,170 + 0,472 Mn - 0,261 SD	0,73	<0,05
2.	Chl-a= -0,299 SD- 0,460 Mn- 0,277 ÇO	0,78	<0,05
3.	Chl-a= 0,007- 0,238 SD+ 0,439 Mn+ 0,274 ÇO+ 0,094 pH	0,80	<0,05
4.	Chl-a= 0,13- 0,242 SD- 0,413 Mn+ 0,252 ÇO+ 0,077 pH+ 0,047 SiO <sub>2</sub>	0,85	<0,05

Üçüncü modelde NO<sub>2</sub>-N anlam ifade etmezken TP ve pH parametreleri anlamlıdır ve modele dahil edilebilir. Dördüncü modelde PO<sub>4</sub>-P anlamsızdır, SiO<sub>2</sub> ve/veya ORP anlamlı olduğu için modele dahil edilebilir. Mn, SD, ÇO, pH, SiO<sub>2</sub> değişkenleri kullanılarak Chl-a %85 oranında açıklanmıştır. Dolayısıyla modellerle belirlenen bağımsız değişkenler kullanılarak da trofik durum yorumlanabilir. Belirlenen değişkenler ve indekslerde yer alan TP ve TN değişkenleri kullanılarak yeni bir model kurulduğunda Chl-a %88 oranında açıklanmaktadır (Denklem 4.1). Bu şekilde halihazırda kullanılan indekslere, modele dahil edilen değişkenler de ilave edildiğinde trofik durumun daha güçlü bir biçimde açıklanabileceği ifade edilebilir.

$$\text{Chl} - a = 0,13 - 0,254 \text{ SD} - 0,099 \text{ TP} + 0,259 \text{ ÇO} + 0,419 \text{ Mn} + 0,046 \text{ SiO}_2 + 0,094 \text{ pH} + 0,020 \text{ TN} \quad (4.1)$$

Carlson (1977), TP, Chl-a ve SD parametreleriyle ampirik ilişki tabanlı (TSI) gösterge niteliğinde trofik durum indekslerini formüle etmiştir. Bu çalışmada PCA ve MLR analizlerinde kullanılan parametreler (Mn, SiO<sub>2</sub>, TN) Carlson (1977) indeksi'nde TSI (Chl-a) ampirik denklemine göre yorumlanarak, yeni bir indeks geliştirmek üzere ilave edilmiştir (Denklem 4.2).

$$TSI (Chl - a) = 10 \times \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Chl - a}{\ln 2}\right) \quad (4.2)$$

Birinci adımda, Carlson'a (1977) indeksine TN eklenmiş ve trofik durum indeksinin formülasyonu, aşağıda gösterildiği gibi hesaplanmıştır (Denklem 4.5).

$$Chl - a = 1,767 TN + 6,616 \quad (4.3)$$

$$\ln(Chl - a) = 0,57 \ln (TN) - 1,89 \quad (4.4)$$

$$TSI (TN) = 49,9 + 5,61 \ln (TN) \quad (4.5)$$

İkinci adımda, indekse Mn parametresi eklenmiş ve trofik durum indeksinin formülasyonu aşağıda verildiği gibi hesaplanmıştır (Denklem 4.8).

$$Chl - a = 14,816 Mn + 3,34 \quad (4.6)$$

$$\ln (Chl - a) = 9,64 Mn + \ln (3,34) \quad (4.7)$$

$$TSI (Mn) = 42,4 + 25,6 \ln (Mn) \quad (4.8)$$

Üçüncü adımda, indekse SiO<sub>2</sub> parametresi eklenmiş ve trofik durum indeksinin formülasyonu aşağıda verildiği gibi hesaplanmıştır (Denklem 4.10). ÇO ve pH değerleri için indeks formülü hesaplanmamıştır. Zira bu parametrelerin değerleri kolayca yorumlanabilmektedir.

$$Chl - a = 1,939 SiO_2 \quad (4.9)$$

$$TSI (SiO_2) = 30,6 + 6,5 \ln (SiO_2) \quad (4.10)$$

Geliştirilen yeni indekste eklenen parametrelerden TN ve SiO<sub>2</sub>'ye göre göllerin trofik durumu ötrofik, Mn'a göre hiperötrofik olarak hesaplanmıştır.

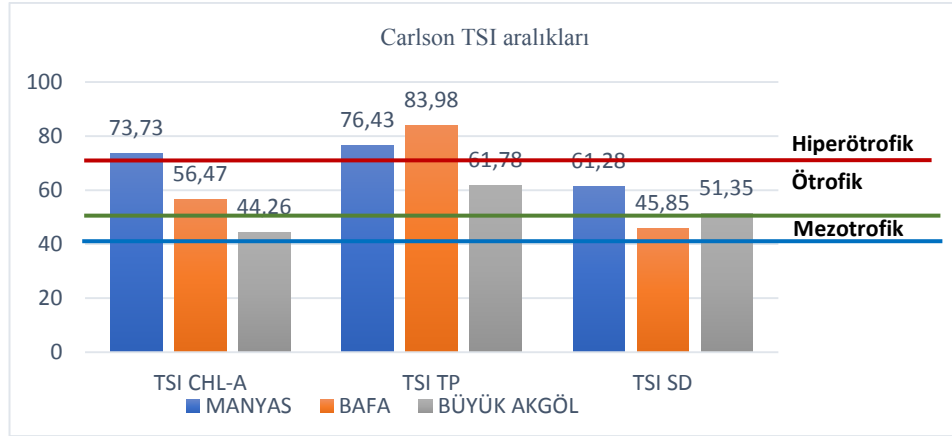


Yapılan bir çalışmada Mn'in yüksek değerlerinin, alt su tabakalarının oksijenlenmesi de dahil olmak üzere sayısız işleme sınırlanabilen ötrofikasyon hakkında bilgi sağladığı ifade edilmiştir (Cudowski, 2015). Carlson trofik durum indeksinin ve hesaplanan yeni indeksin değerlendirme kriterleri Tablo 4.8.'de verilmektedir. Carlson trofik durum indeksi (TSI) skalasına göre sığ göller için önerilen, Chl-a baz alınarak hesaplanan ve trofik durumunu indeksine eklenen parametreler ve değerleri Tablo 4.8.'de gösterilmektedir.

Tablo 4.8. Trofik durum sınıflandırmasında uygulanan mevcut kriterler ve geliştirilen kriterler

<b>Trofik durum indeksleri TSI (Carlson 1977)</b>	
	TSI TP = 14.42 ln (TP)+ 4,15
	TSI Chl-a = 9.81 ln (Chl)+ 30.6
	TSI SD = 60- 14.41 ln (SD)
<b>Oligotrofik</b>	<40
<b>Mezotrofik</b>	40-50
<b>Ötrofik</b>	50-70
<b>Hiperötrofik</b>	>70
<b>Geliştirilen indeks değişkenleri (2019)</b>	
	TSI TN = 49,9 + 5,61 ln (TN)
	TSI Mn = 42,4 + 25,60 ln (Mn)
	TSI SiO <sub>2</sub> = 30,6 + 6,50 ln (SiO <sub>2</sub> )
<b>Oligotrofik</b>	<20
<b>Mezotrofik</b>	20-40
<b>Ötrofik</b>	40-120
<b>Hiperötrofik</b>	>120

Carlson indeksi'nin referans değerlerinde TSI TP göre, Manyas, Büyük Akgöl ve Bafa gölleri ötrofik olarak sınıflandırılmıştır. TSI SD göre, Manyas ve Büyük Akgöl'de ötrofik, Bafa gölü'nde mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır. TSI Chl-a göre ise, Manyas ve Bafa gölü ötrofik, Büyük Akgöl mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 4.9.). Carlson (1991) tarafından tarif edildiği gibi, TSI (TP), TSI (SD) veya TSI'den (Chl-a) değerlerinden çıkarılarak hesaplanan indeksler arasındaki farklar, göl ekosistemlerinde biyotik ve abiyotik ilişkilerin yorumlanmasına olanak sağlayabilir.



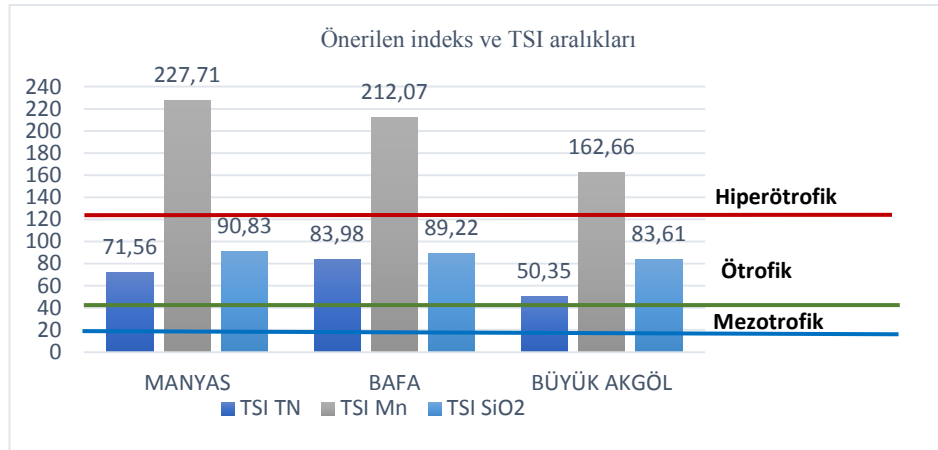
Şekil 4.10. Carlson indeksi göstergelerinin TSI değerleri

Manyas gölü Tablo 4.12.'deki indeks eşitliği  $TSI(TP)=TSI(Chl-a)=>TSI(SD)$  şeklindedir. Tablo 3.5.'e göre yorumlandığında tatlı su algal organizmalar için sınırlayıcı besinin fosforun baskın olduğu yorumlanabilir. TSI indeksindeki yüksek toplam fosfor trofik durumun seki derinliğine dayanarak öngörmek yerine klorofilin ortalamalarına göre kıyaslanması daha doğru sonuçları ifade etmektedir (Carlson ve Havens, 2005; Szczykowska ve diğ.; 2015 Ivanković, 2018).

Bafa gölü Tablo 4.12.'deki indeks eşitliği  $TSI(TP)>TSI(Chl-a)=TSI(SD)$  şeklindedir. Eşitlik Tablo 3.5.'e göre yorumlandığında fosfor konsantrasyonları fitoplanktonların ihtiyacından fazladır. Görünürlük ve klorofil arasındaki ilişki, değişen hacime bağlı olarak sığ göllerin limnolojisinde yaygındır (Havens, 1994; 2001). Fosfor dışındaki bazı faktörler alg biyokütlesini sınırlamada etkilidir (Carlson ve Havens, 2005). TSI (TP) değerinin indekste baskın olması su yüzeyi ile sediman çökeltisinin süspansiyonunda etkilere yol açan kuvvetli rüzgâr sürekli olarak maruz kalması olarak da yorumlanabilir (Ivanković, 2011).

Büyük Akgöl'de Tablo 4.12.'deki indeks eşitliği  $TSI(TP)=>TSI(SD)>TSI(Chl-a)$  şeklindedir. Bu eşitlik Tablo 3.5.'e göre yorumlandığında, göldeki ışık koşullarının bozulmasında diğer faktörlerin etkisini göstermektedir. Alglerin tamamen değilse de kısmen ışık geçirgenliğini etkilediği tahmin edilmektedir (Katıp ve ark., 2015). Değerlerin birbirine yakınlığı turbitidenin doğrudan etkisi olmadığı fikrini kuvvetlendirir.

TSI'daki sapma TSI(TP) ve TSI(SD) arasındaki ilişki, fitoplankton içeriğinden ayrı şekilde sediman tabakasından süspansedilmiş bulanıklığın belirtileri olarak yorumlanabilir (Adamovich ve ark., 2016).



Şekil 4.11. Yeni indeks göstergelerinin TSI değerleri

İndekste var olan parametreler açısından incelendiğinde Manyas gölü'nde eski ve yeni geliştirilen indeks değerlerine göre farklılık yoktur. Bafa gölü, SD parametresine göre eski indekste mezotrofik iken yeni geliştirilen indekste ötrofik olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.9.). Büyük Akgöl'de trofik durum Chl-a parametresine göre eski indekste mezotrofik yeni geliştirilen indekste ötrofik olarak hesaplanmıştır. Bunun sebebi algal organizma dışında ötrofikasyona neden olan fosfor ilişkili partikül varlığıdır (Carlson ve Havens, 2005).

Tablo 4.9. Carlson durum indeksi ve Chl-a değişkeni üzerinden geliştirilen indeks ve trofik sınıflandırma

Göller	İndeks Değişkenleri	Carlson İndeks Değeri	Trofik Durum	Yeni İndeks Değeri	Trofik Durum	
Manyas	TSI TP	76,43	E	76,43	E	
	TSI SD	61,28	E	61,28	E	
	TSI Chl-a	73,73	E	73,73	E	
	<i>Geliştirilen indeks</i>					
	TSI TN			71,56	E	
	TSI Mn			227,71	H	
	TSI SiO <sub>2</sub>			90,83	E	
	Bafa	TSI TP	83,98	E	83,98	E
		TSI SD	45,85	M	45,85	E
TSI Chl-a		56,47	E	56,47	E	
<i>Geliştirilen indeks</i>						
TSI TN				74,64	E	
TSI Mn				212,07	H	
TSI SiO <sub>2</sub>				89,22	E	
Büyük Akgöl		TSI TP	61,78	E	61,78	E
		TSI SD	51,35	E	51,35	E
	TSI Chl-a	44,26	M	44,26	E	
	<i>Geliştirilen indeks</i>					
	TSI TN			50,35	E	
	TSI Mn			162,66	H	
	TSI SiO <sub>2</sub>			83,61	E	

\*Chl-a: (µg/L), TP: (µg/L), SD: (m), TN: (mg/L), SiO<sub>2</sub>:(µg/L), Mn: (µg/L)

\*O- Oligotrofik, M- Mezotrofik, E- Ötrofik, H- Hiperötrofik

TSI hesaplanmasında TP, SD, Chl-a tamamının aynı ölçüğe sahip olmaması kısmi farklılıklar bağlamında tartışılmalıdır (Szczykowska ve ark., 2015). Carlson TSI indeksi daha önceki çalışmalarda da bahsedildiği üzere, sığ göllerde çeşitli sapmalara sebep olmaktadır (Skwierawski, 2013). Yapılan çalışmada, seçilen sığ göller için indeks aralıkları Carlson indeksinden farklı olarak tanımlanmıştır. Geliştiren yeni indeks daha hassas aralıklarla sığ göllerde trofik durum tespiti yapmaktadır (Tablo 4.9.).

## **BÖLÜM 5. TARTIŞMA VE ÖNERİLER**

Göllerin trofik durumunun sınıflandırılması göl yönetim stratejileri geliştirilmesi açısından önem taşımaktadır. Trofik durum, bir su kütesinin biyolojik durumunu tanımlayan mutlak bir ölçektir. Bir gölün trofik dinamiklerini alg topluluklarının özellikleri yansıtır ve bu parametrelerin tek başına veya çeşitli kombinasyonlarının kullanımı trofik durumu ifade etmekte yarar sağlar (Carlson 1977; Walker 1979). Çalışma dahilinde trofik durumun belirlenmesi amacı ile Büyük Akgöl de 2016-2017 yılları arasında 6 adet örnekleme noktasında, Bafa Gölü'nde 2009-2014 yılları arasında 5 adet örnekleme noktasında, Manyas Gölü'nde 1996- 1998 yılları arasında izleme programlarından elde edilen veriler ile değerlendirme yapılmıştır. Bafa, Manyas ve Büyük Akgöl göllerinin trofik durumu OECD (Ekonomik İşbirliği ve Kalkınma Örgütü) (1982), Nürnberg (2001), YSKYY (2016) kriterleri ve Carlson (TSI) (1977) indeksleri kullanılarak belirlenmiştir.

YSKYY'nin Tablo 3.3.'te TP referans aralığına göre, Manyas ve Bafa gölü hiperötrotfik, Büyük Akgöl ise ötrofik olarak sınıflandırılmıştır. TN referans aralığına göre, Manyas ve Bafa gölü hiperötrotfik, Büyük Akgöl ise ötrofik olarak sınıflandırılmıştır. Chl-a referans aralığına göre, Manyas hiperötrotfik, Büyük Akgöl ve Bafa gölü ise mezotrotfik olarak sınıflandırılmıştır. SD referans aralığına göre, Manyas hiperötrotfik, Büyük Akgöl ve Bafa gölü ise mezotrotfik olarak sınıflandırılmıştır. ÇO referans aralığına göre, Manyas, Büyük Akgöl ve Bafa gölleri oligotrotfik olarak sınıflandırılmıştır. OECD' nin kriterlerinde Tablo 3.4.'te ortalama TP referans değerlerine göre, Manyas ve Bafa Gölleri'nin trofik durumu hiperötrotfiktir, Büyük Akgöl'ün ise ötrofiktir. Ortalama Chl-a referans değerlerine göre, Manyas gölü hiperötrotfik, Bafa gölü ötrofik, Büyük Akgöl ise mezotrotfiktir. SD referans değerlerine göre Manyas gölü hiperötrotfik, Bafa gölü ve Büyük Akgöl ise ötrofik olarak belirlenmiştir.

Nürnberg'in kriterleri Tablo 3.4.'te TP referans değerlerinde, Manyas ve Bafa Gölü sınıflandırmada hiperötrofiktir, Büyük Akgöl gölü ise mezotrofikten ötrofiğe geçiş durumundadır. Chl-a referans değerlerine göre; Manyas gölü'nün trofik durumu hiperötrofik, Bafa gölü ötrofik, Büyük Akgöl ise mezotrofik olarak belirlenmiştir. SD referans değerlerine göre Manyas gölü hiperötrofik, Bafa gölü mezotrofik, Büyük Akgöl ise ötrofik olarak sınıflandırılmıştır. TN referans değerlerine göre Manyas gölü hiperötrofik, Bafa gölü hiperötrofik, Büyük Akgöl ise ötrofik olarak sınıflandırılmıştır.

Çalışmada ötrofikasyona sebep olan azot ve fosfor gibi besin elementleri dışında göllerde var olan diğer eser elementlerin iç sularda yeni indeks geliştirmede ve trofik durum indeksi belirlemede kullanılabilirliğinin incelenmesi amaçlanmıştır. Dolayısıyla, bu parametrelerden elde edilen verilerin istatistiksel olarak değerlendirilmesiyle yeni indeksler geliştirilmesine katkı sağlanması düşünülmektedir. Algal biyokütlenin tanımlayıcısı olarak değerlendirilen Chl-a ile fiziko-kimyasal değişkenler arasındaki ilişkileri değerlendirmek için değişkenlere PCA ve MLR analizi uygulanmıştır. PCA analizi ile parametre sayısı azaltılarak Chl-a parametresi ile ilişkili olan parametreler belirlenmiştir. Chl-a ile anlamlı bir ilişki ifade eden parametreleri belirlemek için de PCA ile elde edilen indirgenmiş parametrelere MLR uygulanmıştır.

MLR ile elde edilen ilk modelde %95 anlamlılık düzeyine göre Chl-a'yı açıklama yüzdesi güçlü olan parametreler modele dahil edilmiştir. Bu nedenle Mn ve SD modelde kullanılmış ve Chl-a parametresi %73 oranında açıklanmıştır. Canlı organizmaların hücrelerinde kullanılan mangan fraksiyonları, fotosentez reaksiyonu ve azot dönüşümlerinde yer almakta ve enzim aktivitelerinde "özel görevler için gerekli element" olarak kabul edilmektedir (Livorness ve Smith; 1982). Mangan parametresi fotosentez ve azot dönüşümlerinin enzim aktivitelerinde elektron taşıyıcı element oksijen taşıyıcısı olarak hareket eder (Babcock, 1987). Ayrıca sediment tabakasında salınımında fosfor ve demir bileşiklerinde görev alan eser elementlerden biridir.

Mn konsantrasyonlarının su örneklerinde yüzeye yakın alınması, klorofil ve fotosentez etkileşiminin ifadesini daha doğru kılar. Makrofitlerin, sediman tabakasının ve su kolonu hareketinde Mn formlarının kimyasal kompozisyonu değişkenlik gösterebilir. Su kolonunda alt katmanlara inildiğinde Mn, diğer organik maddeler için redoks tepkimelerinde indirgeyici element olarak kullanılmaktadır (Wurzbacher ve ark., 2010; Ansari ve ark., 2013;). Ötrofikasyon kontrolünde özellikle Mn konsantrasyonlarının kontrolü de önemlidir, çünkü bu element alglerin büyümesini kolaylaştırır. Göllerdeki Mn, reaktif fraksiyon konsantrasyonlarında bir artışa ve dolayısıyla ötrofikasyonda da bir artışa neden olur (Cudowski, 2015).

Regresyon analizi ile oluşturulan ikinci modelde, EC anlamsızdır, ÇO ve T anlamlı bulunmuştur. Ancak sıcaklık değeri denkleme eklendiğinde  $R^2$  değerinde azalmaya sebep olmuştur. Bu nedenle modele ÇO ilave edilmiştir ve ÇO ile diğer parametrelerin Chl-a açıklama yüzdesi %79 olarak bulunmuştur. Bu da çözünmüş oksijenin trofik durum belirlemede organizma artışı ile tüketimin artmasını ifade ettiği için önemli olduğunu göstermektedir.

Üçüncü modelde,  $NO_2-N$  anlam ifade etmezken TP ve pH parametreleri anlamlı bulunmuş ve modele dahil edilmiştir. pH parametresi diğer parametrelerle birlikte kullanılmış ve modelin Chl-a tanımlama yüzdesi %80'e yükselmiştir. Fizikokimyasal ve biyolojik işlemlerin ara yüzündeki sucül ekosistemlerin ana çevresel faktörüdür. Bu yüzden pH, Chl-a'nın tahmininde iyi bir gösterge olabilir (Cho ve ark., 2009).

Dördüncü modelde  $PO_4-P$  anlamsızdır,  $SiO_2$  ve/ veya ORP anlamlı olduğu için modele dahil edilebilir. Manganezin sudaki oksijen konsantrasyonu ile negatif korelasyon gösterdiğini gösterirken, elektrik iletkenliğinin Mn üzerinde bir etkisi yoktur. Mn, SD, ÇO, PH,  $SiO_2$  değişkenleri kullanılarak Chl-a %85 oranında açıklanmıştır. Özellikle silika, sert hücre duvarları için yapısal bir bileşen olarak diatomlar tarafından ihtiyaç duyulan bir elementtir. Fitoplanktonun topluluk yapısını, biyokütleyi kontrol eden temel faktörlerden biri olarak besinler ele alındığında fosfor, azot ve silisyum kaynaklarının bu durumu sınırladığı bilinmektedir.

Si gereksinimi mutlak ve Si'den yoksun bir alg kültürü, P veya azottan yoksun olduğundan daha hızlı bir şekilde kötüleşecektir (Conley ve ark., 1993). Diatomların kütsel sedimantasyonunun Si ve diğer besin maddelerinin döngüleri üzerinde ve dolayısıyla fitoplanktonun mevsimsel art arda gelişmesi üzerinde birçok etkisi vardır. Si ve P'nin benzer özellikleri, periyodik sistemdeki yakınlıklarına rağmen daha çok sınırlıdır, ancak mevcut benzerlikler, tatlı su göllerinin besin döngüsünde önemli derecede büyüktür. Fotosentez işleminde silisyum, bitkiler, yeşil algler ve siyanobakteriler aerobik yaşam içerisinde protein ve ko-faktör kompleksleri için önemlidir. Si konsantrasyonları çevresel ve hücrede etkili olan faktörlerin bir göstergesi olarak göllerdeki trofik koşulların değerlendirilmesinde kullanılabilir (Dobson ve ark., 1974). Dolayısıyla modellerle belirlenen bağımsız değişkenler (Mn, SiO<sub>2</sub>, TN) kullanılarak trofik durum yorumlanmıştır. Kufel (2001), ayrıca ötrofik göllerdeki klorofilin nitrojen ve fosforla iyi korele olduğunu da göstermiştir. Klorofil-besin ilişkileri gölün trofik durumuna göre değişkenlik gösterir.

Belirlenen değişkenler ve indekslerde yer alan TP ve TN değişkenleri kullanılarak da yeni bir model kurulduğunda Chl-a %88 oranında açıklanmıştır. Bu şekilde halihazırda kullanılan Carlson indeksi, modele dahil edilen değişkenlerin ilavesi ile trofik durumun daha güçlü bir biçimde açıklanabileceği ifade edilebilir (Tablo 4.7.). Carlson (1977), TP, Chl-a ve SD parametreleriyle ampirik ilişki tabanlı (TSI) gösterge niteliğinde trofik durum indekslerini formüle etmiştir. Bu çalışmada PCA ve MLR analizlerinde kullanılan parametreler (Mn, SiO<sub>2</sub>, TN) Carlson (1977) indeksi'nde TSI'nın Chl-a ampirik denklemine göre yorumlanarak, yeni bir indeks geliştirmek üzere ilave edilmiştir. ÇO ve pH değerleri için indeks formülü hesaplanmamıştır. Zira bu parametrelerin değerleri kolayca yorumlanabilir. Çok faktörlü regresyon denklemi %88'nin oluşturan bu oranda su ötrofikasyonuna yol açan birincil faktör olarak toplam fosfor ve mangan konsantrasyonları klorofil-a parametresi üzerindeki ilişkiyi gösterir. Mn parametresinin yanı sıra TN ve SiO<sub>2</sub> parametreleri de fitoplankton büyümesine neden olan belirgin faktörlerden sayılabilir (Tallberg, 2000). Bu parametrelerin hepsi denklem 4.1'deki çok faktörlü regresyon (MLR) denkleminde bulunmaktadır.



Geliştirilen yeni indekste eklenen parametrelerden TN ve SiO<sub>2</sub>'ye göre göllerin trofik durumu ötrofik, Mn parametresine göre hiperötrofik olarak hesaplanmıştır. İndekste var olan parametreler açısından incelendiğinde Manyas gölü'nde eski ve yeni indeks değerlerine göre farklılık yoktur. Bafa gölü, SD parametresine göre eski indekste mezotrofik iken yeni indekste ötrofik olarak hesaplanmıştır. Büyük Akgöl'de trofik durum Chl-a parametresine göre eski indekste mezotrofik yeni indekste ötrofik olarak hesaplanmıştır. İndeksler arasındaki ilişkiyi analiz ederek şunu gözlemleyebiliriz ki, belirli bir periyottaki ortalama değerler önemli derecede birbirinden farklı değildir. Carlson indeksinin her değişken için olası sapmaları, bazı göllerde trofik durumu tanımlamakta yetersiz kalabilmektedir (Tsuzuki, 2006; Jarosiewicz, 2011; Katıp ve ark., 2015; Zbierska ve ark., 2015; Adamovich, 2016 Grochowska ve ark.,2017; Markowski,2017; Suchora ve ark., 2017; Ivanković, 2018). Ancak Carlson'un TSI indeksinin sığ göller için sınırlı kullanıma sahip olduğu ifade edilebilir. Çünkü, Carlson'un algal biyokütle TSI(Chl-a), TSI(SD), TSI(TP) ilişkili indekslerinin değerleri, bir göldeki toplam besin miktarı oldukça yüksek olsa bile, trofik durum ölçeğinde daha farklı nitelendirilebilir (Şekil 4.12.).

Sığ sulara sahip olan göllerde, ışık geçirgenliği ve beraberindeki fotosentez ile bentik canlıların artışında olumlu yönde rol oynar çünkü ışık gölün dibine kadar ulaşabilir ve tüm su sütununu ısıtabilir. Bu durum gölün daha büyük bir kısmında suda yaşayan makrofitlerin (bitkiler ve tortularda büyümenin başladığı mat yosunlar) büyümesini teşvik etmektedir (Rmbel, 2013). Bu sığ göllerdeki bitkiler dokularındaki pek çok besin maddesini tıkayarak yosun oluşumunun fazla olmamasını sağlar ve fotosentezin bir yan ürünü olarak su boyunca oksijen üretirler. Sağlıklı bir sığ göl temiz suya ve su bitkilerinin yoğun büyümesine sahiptir. Su kolonunda ne kadar fazla besin varsa, o kadar fazla planktonik alg vardır; besin konsantrasyonları ne kadar düşük olursa, su o kadar temiz ve sudaki makrofitlerin oranı da fazla olmaktadır. Ek olarak, bu sığ göllerin altındaki oksijen, dibe batmakta olan ölü alglerin tümünün ayrışması nedeniyle genellikle tükenir (Lubnow,2015).

Sığ göllerde su kalite koşulları; toplam fosfor konsantrasyonları, bulanıklık, klorofil-a konsantrasyonları, göl içi dinamik yükün makrofitlerle yakın etkileşimi ve sediman tabakasının çabuk süspansiyon hâle geçmesi açısından karmaşık ilişkilere sahiptir. Bu tür göller su havzasının besin kontrolüne ve yönetim programlarına karşı tepkisiz olabilir (Havens ve ark., 2001). TSI indeksinde geliştirilmiş denklemler fosforun sınırlı olduğu, alg ağırlıklı durumlar için en uygun görülmektedir (Carlson 1977; 1991). Scheffer'e (2004) göre, geleneksel olarak uygulanan bir gösterge olarak toplam fosfor, su seviyesi sediment etkileşiminin daha belirgin olduğu sığ göller için iyi bir seçenek değildir. Sapmanın nedenleri Carlson ve Havens (2005) tarafından belirtilmiş olsa da değişkenler arasındaki sayısal farklılıkların büyüklüklerine dair bir gösterge içermemektedir.

Ötrofikasyon aslında fitoplanktonik topluluğun yapısını doğrudan ve dolaylı olarak Si döngüsü boyunca etkiler (Conley ve ark. 1997). Ortamdaki besin konsantrasyonları (özellikle TN: TP oranı), düşük silisyum, yüksek pH, ışığın düşük nüfuz etmesi ve zooplankton, balıkların yukarıdan aşağıya besin zinciri işlemi, fitoplankton büyümesinde temel göstergeler olarak kabul edilmiştir. Elementlerin döngüleri oldukça farklı olsada, her ikisi de doğal sularda birincil üretimi sınırlandırabilen silisyum ve fosfor makro besinlerdir. Genellikle algal biyokütle artıracak olan TP konsantrasyonlarındaki artışlara çözülmüş Si konsantrasyonlarının eşlik etmesi beklenmemektedir. Uyarılmış alg büyümesi genellikle Si'nin azalmasına neden olur (Conley ve ark. 1993). Si konsantrasyonlarının özellikle su sütunundaki çözülmüş fosfor konsantrasyonları üzerine etkisi, çevresel ve hücrede etkili olan faktörlerin bir göstergesi olarak göllerdeki trofik koşulların değerlendirilmesinde kullanılabilir (Mamun ve ark., 2018).

Göllerin trofik durumunun anlaşılması, sürekli değişen bir ortamda, gelecekteki eğilimlerinin öngörülmesini kolaylaştırmaktadır. Algal organizmalardaki klorofil pigmentinin, göllerdeki toplam fosfor ve diğer besinler arasındaki biyolojik tepkisi ötrofikasyonun belirlenmesinde ampirik bağlantılarla incelenmelidir.

Tespit edilen indeksler, Carlson endeksi ile birleştirildiğinde göllerin trofik durumunun tahminine indeks değerlerinde sapma olasılığı olmadan seçilen göllerin trofik durumunun tespitinin daha doğru tanımlanmasına izin vermiştir (Şekil 4.13.).

Mn ve Si formları sediment yüzeyi ve su bileşimi içerisinde her ikisi de diğer organik bileşikler ile ligandlar oluşturabilir. Bu sebeple sığ göllerde algal organizmalar tarafından kullanılabilirliği su kolonundaki konsantrasyonları için daha doğru sonuç verebilir. Manganez göstergesinin yüksek değerleri alt su tabakalarının oksijenlenmesi dahil olmak üzere ötrofikasyonla ilgili olarak klorofil-a üretimi üzerinden bize bilgi sağlar (Cudowski, 2015). Sudaki artan oksijen konsantrasyonu, manganez formlarının oksidasyonu ile sonuçlanır, bu formlar su kolonundan fosfor ve karbon bileşikleriyle çökelir ve böylece ötrofikasyon işleminde kısmen yavaşlatır.

Göl ötrofikasyonu çok boyutlu bir olgudur, trofik durumu tanımlanabilmesinde doğru yaklaşım elde etmek için eşzamanlı olarak (fiziksel, kimyasal ve biyolojik dahil) birkaç göstergenin uygulanması gereklidir. Sığ bir gölün ötrofik durumunun net bir şekilde değerlendirmesini sağlamak için gerekli tüm özellikler, çok boyutlu yaklaşımlarla yakalanabilir. Tek bir parametrenin ve / veya ağırlıklandırma faktörünün duyarlılığı, TSI'de kullanılan parametrelere bağlı olarak farklı göllerde farklı olabilir. O nedenle trofik durumu değerlendirmek için yerel limnolojik özellikleri de içerebilen metodolojik yaklaşımlarla var olan indekslerde bazı değişiklikler yapılarak sığ su kütlelerinin trofik durumunu yeniden yorumlamak ve değerlendirmek gerekmektedir.

Bu çalışmada, su ekosisteminde ifade edilen ötrofikasyonun etkilerini daha doğru belirleyebilmek için biyolojik ve kimyasal parametreler arasında ampirik bir bağlantı bulmak ve var olan indekslere ilave etmektir. Su kalitesini etkileyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerin içeriğinin ortaya konabilmesi için bu parametrelerin belirlenmesi gerekmektedir. Dolayısıyla, doğru ve uygulanabilir bir değerlendirme için uzun süreli izleme çalışmaları yapılmalıdır. Bu çalışmalar, ülkemizde yüksek maliyetleri nedeniyle kısıtlı olarak yapılabildiği için mevcut verilerin azlığı yorumlamayı ve değerlendirmeyi zorlaştırmaktadır.

Sığ göllerdeki genel trofik durumu etkileyen fiziko-kimyasal ve biyolojik süreçlerin değerdendirilmesi ve göllerin ötrofikasyon durumlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Gerçekleştirilen bu çalışma ile elde edilen yeni trofik durum değerdendirme indeksinin yapılacak iyileştirme çalışmalarına ışık tutması ve literatüre katkı sağlanması amaçlanmaktadır.

## KAYNAKLAR

- Adamovich, B. V., Zhukova, T. V., Mikheeva, T. M., Kovalevskaya, R. Z., & Luk'yanova, E. V. (2016). Long-term variations of the trophic state index in the Naro-chanskies lakes and its relation with the major hydroecological parameters. *Water resources*, 43(5), 809-817.
- Aizaki, M. (1981). Application of modified Carlson's trophic state index to Japanese lakes and its relationships to other parameters related to trophic state (in Japanese with English summary). *Res Rep Natl Inst Environ Stud Jpn*, 23, 13-31
- Al-Haidarey, M., Abdumunem, I., Abbas, M., & Al-Ansari, N. (2016). The trophic state index of Bahr Al-Najaf depression reservoir, Iraq. *Journal of Environmental Hydrology*, 24.
- Alikas K, Kratzer S. (2017). Improved retrieval of Secchi depth for optically-complex waters using remote sensing data. *Ecological Indicators* 77:218-227 DOI 10.1016/j.ecolind.2017.02.007.
- American Public Health Association, A. P. H. A. (2001). Standard methods for the examination of water and wastewater.
- Anazawa, K., & Ohmori, H. (2005). The hydrochemistry of surface waters in Andesitic Volcanic area, Norikura volcano, central Japan. *Chemosphere*, 59(5), 605-615.
- Ansari, A. A., Singh, G. S., Lanza, G. R., & Rast, W. (Eds.). (2010). *Eutrophication: causes, consequences and control* (Vol. 1). Springer Science & Business Media.
- Babcock, G.T., 1987. The photosynthetic oxygen-evolving process. In: Ames, J. (Ed.), *Photosynthesis*. Elsevier Science Publishers Biomedical Division, pp. 125–158.
- Beardall, J., Young, E., & Roberts, S. (2001). Approaches for determining phytoplankton nutrient limitation. *Aquatic sciences*, 63(1), 44-69.
- Belkhiri, L., Boudoukha, A., & Mouni, L. (2011). A multivariate statistical analysis of groundwater chemistry data. *International Journal of Environmental Research*, 5(2), 537-544.
- Binding CE, Greenberg TA, Watson SB, Rastin S, Gould J. (2015). Long term water clarity changes in North America's Great Lakes from multi-sensor satellite observations. *Limnology and Oceanography* 60(6):1976-1995 DOI 10.1002/lno.10146.

- Brezonik, P. L. (1984). Trophic state indices: rationale for multivariate approaches. *Lake and Reservoir Management*, 1(1), 441-445.
- Busobozi, E. (2017). Eutrophication in Ugandan crater lakes: a case study of six crater lakes located in Kabarole district Western Uganda.
- Camacho, A., Miracle, M. R., & Vicente, E. (2003). Which factors determine the abundance and distribution of picocyanobacteria in inland waters? A comparison among different types of lakes and ponds. *Archiv für Hydrobiologie*, 157(3), 321-338.
- Cao, Z. G., Xu, J., Liu, J. L., Luan, Y., Wang, X. M., & Li, Y. L. (2010). A new trophic status monitoring method for freshwater lakes—the chlorophyll ratio model. *Acta SCI Circumstan*, 30(2), 275-280.
- Carignan, R. 1984, Sediment geochemistry in a eutrophic lake colonized by the submersed macrophyte. *Myriophyllum spicatum*, Verh. Int. Ver. Limnol.,22:355-370.
- Carlson R. E., 1991, Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs, [in]: Carpenter L. (ed.), Proc. of a national conference on enhancing the states' lake management programs, USEPA, Chicago: 59-71.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22 (2), 361-369.
- Carlson, R. E., & Simpson, J. (1996). A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. *North American Lake Management Society*, 96, 305.
- Chapra, S. C., & Dobson, H. F. (1981). Quantification of the lake trophic typologies of Naumann (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 7(2), 182-193.
- Cheng, X., & Li, S. (2006). An analysis on the evolvement processes of Lake Eutrophication and their characteristics of the typical lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River. *Chinese Science Bulletin*, 51 (13), 1603-1613.
- Cho, K. H., Kang, J. H., Ki, S. J., Pdiğ, Y., Cha, S. M., & Kim, J. H. (2009). Determination of the optimal parameters in regression models for the prediction of chlorophyll-a: a case study of the Yeongsan Reservoir, Korea. *Science of the total environment*, 407 (8), 2536-2545.
- Cigagna, C., Bonotto, D. M., Camargo, A. F. M., & Sturaro, J. R. (2016). Trophic state index (TSI) and physico-chemical characteristics of a shallow reservoir in southeast Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 75(2), 102.
- Çıplakoğlu, G. (2006). *Yüzeysel Suların Ötrofikasyona Duyarlılığı Üzerine Bir Araştırma ve Sakarya Havzası Örneği* (Doctoral dissertation, Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Cloutier, R. G., & Sanchez, M. (2007). Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: monitoring and recommendations. *Water Quality Research Journal*, 42(4), 252-268.

- Conley, D. J., Schelske, C. L., & Stoermer, E. F. (1993). Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 179-192.
- Conley, D. 1997. Riverine contribution of biogenic silica to the ocean silica budget. *Limnol.Oceanogr.* 42(4):774-777.
- Cüce, H., Bakan G., (2012) 'A research of the effects of sediment layer on trophic level in shallow lakes: The case of Cernek lake', 'International Conference on Civil and Environmental Engineering (Cappadocia-2015)', Abstract Book, Page number:170, Nevsehir, Turkey, 20-23 May 2015
- Cudowski, A. (2015). Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters. *Ecological Indicators*, 48, 721-727.
- Cullinane, S. (2012). *An assessment of algal biodiversity and water quality in Loughs Atedaun, Cullaun and Inchiquin, three lakes on the river Fergus* (Master's thesis, Mary Immaculate College, University of Limerick).
- Devlet Su İşleri Etüt Planlama ve Tahsisler Daire Başkanlığı Rasatlar Şube Müdürlüğü.
- Dobson, H. F., Gilbertson, M., & Sly, P. G. (1974). A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron, and Superior. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **31 (5)**, 731-738.
- Dobson, H. F., Gilbertson, M., & Sly, P. G. (1974). A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron, and Superior. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31 (5), 731-738.
- Dodds, W. K., & Cole, J. J. (2007). Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: it's not just the autotrophs. *Aquatic Sciences*, 69(4), 427-439.
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J. & Thornbrugh, D. J. (2008). Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages.
- Dunalska, J. A. (2011). Total organic carbon as a new index for monitoring trophic states in lakes. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40 (2), 112-115.
- Egemen, Ö., U. Sunlu., (1999). Su Kalitesi. E.Ü. Su Ürün. Fak. Yayınları, No: 14, 148 p.
- Feuillade, J. (1972). Application de la méthode de l'analyse factorielle des correspondances à la classification des lacs en fonction de leur degré d'eutrophie. *Chemosphere*, 1(2), 95-100.
- Forsberg, C., Ryding, S.O., (1980). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89, 189-207.
- Galvez-Cloutier, R., & Sanchez, M. (2007). Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: monitoring and recommendations. *Water Qual. Res. J. Can.*, 42(4), 252-268.
- Gibson G, Carlson R, Simpson J, Smeltzer E, (2000). Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs (EPA-822-B-00-001). *United States Environment Protection Agency*, Washington DC.

- Górniak, A. (2017). A new version of the Hydrochemical Dystrophy Index to evaluate dystrophy in lakes. *Ecological Indicators*, 78, 566-573.
- Górniak, A., Więcko, A., & Karpowicz, M. (2016). Changes in the trophic status of lakes in the Suwałki Landscape Pdię (NE Poland). *Limnological Review*, 16(4), 221-227.
- Grochowska, J., Brzozowska, R., Parszuto, K., & Tandyrak, R. (2017). Modifications in the trophic state of an urban lake restored by different methods. *Journal of Elementology*, 22(1).
- Guo, J., Zhang, C., Zheng, G., Xue, J., & Zhang, L. (2018). The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. *Ecological Indicators*, 85, 11-20.
- Hailin, Z., & Baoyin, H. (2006). Evaluating Lake Eutrophication with enhanced thematic mapper data in Wuhan. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 24 (3), 285-290.
- Håkanson, L., & Boulion, V. V. (2002). Empirical and dynamical models to predict the cover, biomass and production of macrophytes in lakes. *Ecological Modelling*, 151(2-3), 213-243.
- Havens, K. E. (1994). Relationships of annual chlorophyll a means, maxima, and algal bloom frequencies in a shallow eutrophic lake (Lake Okeechobee, Florida, USA). *Lake and Reservoir Management*, 10 (2), 133-136.
- Havens, K. E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R. T., Takamura, N., & Yamamoto, T. (2001). Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 111(2), 263-272.
- Heddam S. 2016. Secchi disk depth estimation from water quality parameters: artificial neural network versus multiple linear regression models? *Environmental Processes* 3(2):525–536 DOI 10.1007/s40710-016-0144-4.
- Huo, S., Ma, C., Xi, B., Su, J., Zan, F., Ji, D., & He, Z. (2013). Establishing eutrophication assessment standards for four lake regions, China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(10), 2014-2022.
- Huo, S., Ma, C., Xi, B., Zhang, Y., Wu, F., & Liu, H. (2018). Development of methods for establishing nutrient criteria in lakes and reservoirs: a review. *Journal of Environmental Sciences*, 67, 54-66.
- Huo, S., Zan, F., Chen, Q., Xi, B., Su, J., Ji, D., & Xu, Q. (2012). Determining reference conditions for nutrients, chlorophyll a and Secchi depth in Yungui Plateau ecoregion lakes, China. *Water and Environment Journal*, 26(3), 324-334.
- Isvánovics V, Shafik HM, Présing M, Juhos S. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biol* 2000; 43: 257–275.
- Ivanković, A., Čosić, N., Knezović, Z., & Vasilj, V. (2018). Trophic Status of Blidinje Lake (Bosnia and Herzegovina) Based on the Determination of the Trophic State Index (TSI). *Ekológia (Bratislava)*, 37(1), 1-10.



- Ivanković, A., Habul, E., & Knezović, Z. (2011). Physico-chemical characteristics of shallow, high mountain Lake Blidinje (in a karst area of Bosnia and Herzegovina) with emphasis on its trophic status. *Oceanological and hydrobiological studies*, 40(3), 19-27.
- Janus, L. L., & Vollenweider, R. A. (1982). *OECD Cooperative Programme on Eutrophication, Canadian contribution; summary report* (Vol. 131). IWD.
- Jarosiewicz, A., Ficek, D., & Zapadka, T. (2011). Eutrophication parameters and Carlson-type trophic state indices in selected Pomeranian lakes. *Limnological Review*, 11(1), 15-23.
- JdH, S. parsons TR, (1972). A practical handbook of seawater analysis. Bulletin, 167.
- Jiang, Y.J., He, W., Liu, W.X., Qin, N., Ouyang, H.L., Wang, Q.M., Kong, X.Z., He, Q.S., Yang, C., Yang, B., Xu, F.L., 2014. The seasonal and spatial variations of phyto-plankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecol. Indic.* 40, 58–67
- Jiang-Qi, Q., Qing-Jing, Z., Pan, L., Cheng-Xia, J., & Mu, Y. (2013). Assessment of water quality using multivariate statistical methods: A case study of an urban landscape water, Beijing. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, 3(3), 196.
- Jin, X. C., Liu, H. L., Tu, Q. Y., Zhang, Z. S., & Zhu, X. (1990). The eutrophication of lakes in China China Environ. Press, Beijing (in Chinese).
- Jürgens, R., & Naumann, W. (1931). Klinische und experimentelle Untersuchungen über Funktionen der Blutplättchen. *Deutsches Arch. f. klin. Med.*, 172, 248.
- Karafistan, A., & Arik-Colakoglu, F. (2005). Physical, chemical and microbiological water quality of the Manyas Lake, Turkey. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10(1), 127-143.
- Katıp, A., Ileri, S., Karaer, F., & Onur, S. (2015). Determination of the trophic state of Lake Uluabat (Bursa-Turkey). *Ekoloji*, 24(97), 24-35.
- Kufel, L. (2001). Uncoupling of chlorophyll and nutrients in lakes—possible reasons, expected consequences. *Hydrobiologia*, 443(1-3), 59-67.
- Knoll, L., J. Hagenbuch, E., H. Stevens, M., J. Vanni, M., H. Renwick, W., Denlinger, J. C., & J. González, M. (2015). Predicting eutrophication status in reservoirs at large spatial scales using landscape and morphometric variables. *Inland Waters*, 5(3), 203-214.
- Kratzer, C. R., & Brezonik, P. L. (1981). A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 17 (4), 713-715.
- Lee, G. F., Rast, W., & Jones, R. A. (1978). Water Report: Eutrophication of water bodies: Insights for an age old problem. *Environmental Science & Technology*, 12(8), 900-908.
- Liu, W., Zhang, Q., & Liu, G. (2010). Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. *Hydrobiologia*, 644(1), 289-299.

- Livorness, J., & Smith, T. D. (1982). The role of manganese in photosynthesis. In *Biochemistry* (pp. 1-44). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lubnow, Fred. (2015). deep vs. shallow lakes, <https://www.princetonhydro.com/blog/deep-vs-shallow-lakes/>. htm adresinden erişildi. Erişim Tarihi: 16.05.2019.
- Lueschow, L. A. Helm, J. M. Winter, D. R. & Karl, G. W. (1970). Trophic nature of selected Wisconsin lakes.
- Markowski, M. (2017). Trophic state of lobelia lakes subjected to strong anthropogenic pressure located close to the Tricity area (northern Poland). *Limnological Review*, 17(4), 195-205.
- Mamun, M., Lee, S. J., & An, K. G. (2018). Roles of Nutrient Regime and N: P Ratios on Algal Growth in 182 Korean Agricultural Reservoirs. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(3).
- Matthews, D. A., & Effler, S. W. (2006). Assessment of long-term trends in the oxygen resources of a recovering urban lake, Onondaga Lake, New York. *Lake and Reservoir Management*, 22(1), 19-32.
- Matthews, M. W., Bernard, S., & Robertson, L. (2012). An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 124, 637-652.
- Matthews, R., Hilles, M., & Pelletier, G. (2002). Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. *Hydrobiologia*, 468(1-3), 107-121.
- McColl, R. H. S. (1972). Chemistry and trophic status of seven New Zealand lakes. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 6(4), 399-447.
- Naeem, M., Idrees, M., Khan, M. M. A., & Ansari, A. A. (2014). Task of mineral nutrients in eutrophication. In *Eutrophication: causes, consequences and control* (pp. 223-237). Springer, Dordrecht.
- Nayek, S., Gupta, S., & Pobi, K. K. (2018). Physicochemical characteristics and trophic state evaluation of post glacial mountain lake using multivariate analysis. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 4(4), 451-464.
- Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2013). New approach to trophic state assessment of running waters in Poland. *Meteorology Hydrology and Water Management. Research and Operational Applications*, 1.
- Noges, P., Van De Bund, W., Cardoso, A. C., Solimini, A. G., & Heiskanen, A. S. (2009). Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia*, 633(1), 197-211.
- Nürnberg, G. (2001). Eutrophication and trophic state. *LakeLine*, 21 (1), 29-33.
- O'Boyle, S., McDermott, G., Noklegaard, T., & Wilkes, R. (2013). A simple index of trophic status in estuaries and coastal bays based on measurements of pH and dissolved oxygen. *Estuaries and coasts*, 36 (1), 158-173.

- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1982). Trophic Terminology. *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. Paris, OECD: 75-78.
- Özecik, D. F., 2006. Sapanca Gölünde Ötrofikasyonun Araştırılması. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü, Yüksek Lisans Tezi.
- Porcella, D. B., Larsen, D. P., & Peterson, S. A. (1980). Index to evaluate lake restoration. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(6), 1151-1169.
- Porcella, D. B., Peterson, S. A., & Larsen, D. P. (1979). Proposed method for evaluating the effects of restoring lakes. *Limnological and Socioeconomic Evaluation of Lake Restoration Projects. Approaches and Preliminary Results. Corvallis Environmental Research Laboratory, EPA-600/3-79-005*, 265-310.
- Primpas, I., Tsirtsis, G., Karydis, M., & Kokkoris, G. D. (2010). Principal component analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. *Ecological Indicators*, 10 (2), 178-183.
- Rast, W., Ryding, S. O., & Unesco. (1989a). *Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. [Paris, France]: Unesco; [Carnforth, United Kingdom]; Parthenon Publishing Group Limited.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Rhee, G. Y. (1982). Effects of environmental factors and their interactions on phytoplankton growth. In *Advances in microbial ecology* (pp. 33-74). Springer, Boston, MA.
- RMBEL, (2013). Shallow Lakes and plants vs. algae, [www.rmbel.info/shallow-lakes-and-plants-vs-algae-2/](http://www.rmbel.info/shallow-lakes-and-plants-vs-algae-2/). htm adresinden erişildi. Erişim Tarihi: 16.05.2019.
- Sabancı, F. Ç. & Koray, T. (2001). The impact of pollution on the vertical and horizontal distribution of microplankton in İzmir Bay (Aegean Sea). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18(1).
- Sakamoto M (1966) Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Hydrobiologia* 62: 1-28.
- Saluja, R., & Garg, J. K. (2017). Trophic state assessment of Bhindawas Lake, Haryana, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(1), 32.
- Sarbu, C., & Pop, H. F. (2005). Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis: a case study: the quality of Danube water (1985–1996). *Talanta*, 65(5), 1215-1220.
- Scheffer, M. (1997). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 22). Springer Science & Business Media.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in ecology & evolution*, 8(8), 275-279.

- Schröder, R. (1991). Relevant parameters to define the trophic state of lakes. *Archiv für Hydrobiologie. Stuttgart*, 121(4), 463-472.
- Shannon, E. E., & Brezonik, P. L. (1972). Eutrophication analysis: a multivariate approach. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 98(1), 37-57.
- Shannon, E. E., & Brezonik, P. L. (1972). Relations between lake trophic state and nitrogen and phosphorus loading rates. *Environmental Science & Technology*, 6(8), 719-725.
- Sheela, A. M., Letha, J., & Joseph, S. (2011). Environmental status of a tropical lake system. *Environmental monitoring and assessment*, 180(1-4), 427-449.
- Sheldon, A. L. (1972). A Quantitative Approach to the Classification of Inland Waters. In: Natural Environments, Krutilla, J. V. (ed.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md. p. 205-261.
- Silvino, R. F., & Barbosa, F. A. R. (2015). Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), 607-615.
- Skwierawski, A. (2013). The use of the integrated trophic state index in evaluation of the restored shallow water bodies. *Ecological Chemistry and Engineering. A*, 20(11).
- Smayda, T. J., & Mitchell-Innes, B. (1974). Ddiğ survival of autotrophic, planktonic marine diatoms. *Marine Biology*, 25(3), 195-202.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in ecology & evolution*, 24(4), 201-207.
- Sömek, H., S. Balık., (2009), Karagöl'ün (Dağ Gölü, İzmir-Türkiye) Alg Florası ve Çevresel Koşullarının Mevsimsel Değişimi, Ege Üniv., İzmir Su Ürün. Fak. Dergisi, 26 (2): 121-128.
- Stock A. 2015. Satellite mapping of Baltic Sea Secchi depth with multiple regression models. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 40:55\_64 DOI 10.1016/j.jag.2015.04.002.
- Strøm, K. M. (1930). *Limnological Observations on Norwegian Lakes*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Suchora, M., Szczurowska, A., & Niedźwiecki, M. (2017). Trophic State Indexes and Phytoplankton in the Trophic Status Assessment of Waters of a Small Retention Reservoir at an Early Stage of Operation. *Journal of Ecological Engineering*, 18(5).
- Tallberg, P. (2000). Silicon and its impacts on phosphorus in eutrophic freshwater lakes.
- Tsuzuki, Y. (2006). An attempt of modification of Carlson's trophic state index (TSI) for brackish lakes in Japan. *LAGUNA*, 13, 89-98.
- Vollenweider, R. A. (1968). The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. *Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris*, 159.

- Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. (1982). Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. *Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156.*
- Walker, W. W. (1979). Use of hypolimnetic oxygen depletion rate as a trophic state index for lakes. *Water Resources Research*, 15 (6), 1463-1470.
- Wang, C., Wang, Z., Wang, P., & Zhang, S. (2016). Multiple effects of environmental factors on algal growth and nutrient thresholds for harmful algal blooms: application of response surface methodology. *Environmental Modeling & Assessment*, 21(2), 247-259.
- Wang, J., Fu, Z., Qiao, H., & Liu, F. (2019). Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China. *Science of The Total Environment*, 650, 1392-1402.
- Wang, L., Wang, X., Jin, X., Xu, J., Zhang, H., Yu, J. & Wang, L. (2017). Analysis of algae growth mechanism and water bloom prediction under the effect of multi-affecting factor. *Saudi journal of biological sciences*, 24(3), 556-562.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*, gulf professional publishing.
- Wetzel, R.G., 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Co., p. 1-743, Philadelphia.
- Wu, C., Wang, Z., Sun, H., & Guo, S. (2006). Effects of different concentrations of nitrogen and phosphorus on chlorophyll biosynthesis, chlorophyll a fluorescence, and photosynthesis in *Larix olgensis* seedlings. *Frontiers of Forestry in China*, 1(2), 170-175.
- Wurzbacher, C.M., Bärlocher, F., Grossart, H.P., 2010. Fungi in lake ecosystem. *Aquat. Microb. Ecol.* 59, 125–149.
- Xing, K., Guo, H., Sun, Y., & Huang, Y. (2005). Assessment of the spatial-temporal eutrophic character in the Lake Dianchi. *Journal of Geographical Sciences*, 15(1), 37-43.
- Xu, F. L., Tao, S., Dawson, R. W., & Li, B. G. (2001). A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144(2-3), 231-244.
- Xu, F. L., Wang, J. J., Chen, B., Qin, N., Wu, W. J., He, W., & Wang, Y. (2011). The variations of exergies and structural exergies along eutrophication gradients in Chinese and Italian lakes. *Ecological modelling*, 222(2), 337-350.
- Zafar, A. R. (1959). Taxonomy of lakes. *Hydrobiologia*, 13(3), 287-299.
- Zbierska, J., Ławniczak, A. E., & Zbierska, A. (2015). Changes in the trophic status of lake Niepruszewskie (Poland). *Journal of Ecological Engineering*, 16(4).
- Zhao, S. C. (2004). Mechanisms of Lake Eutrophication and technologies for controlling in China. *Advance in Earth Sciences*, 19(1), 138-140.

## **ÖZGEÇMİŞ**

Ayşenur ALKIŞ, 13.06.1992 tarihinde Adapazarı'nda doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Adapazarı'nda tamamladı. 2009 yılında Sakarya Mithatpaşa Şükrü Ayna Anadolu Lisesi'nden mezun oldu. 2010 yılında başladığı Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nü 2014 yılında bitirdi. 2015 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksekisans eğitimine başladı. 2017-2018 yılları arasında Kocaeli Üniversitesi Meslek Yüksekokulu Kimya Teknolojisi Bölümü'nde başladığı önlisans eğitimini tamamladı.