

**GÖKÇEKAYA BARAJ GÖLÜ DİP SEDİMANININ NÜTRİENT
DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ**

Şenay KUMCU

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE BİLİMLERİ**

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**HAZİRAN 2012
ANKARA**

Şenay KUMCU tarafından hazırlanan “GÖKÇEKAYA BARAJ GÖLÜ DİP SEDİMANININ NÜTRİENT DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ” adlı bu tezin Yüksek Lisans olarak uygun olduğunu onaylarım.

Doç. Dr. Beril SALMAN AKIN

Tez Danışmanı, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı

Bu çalışma, jürimiz tarafından oy birliği ile Çevre Bilimleri Anabilim Dalında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Tahir ATICI

Biyoloji Anabilim Dalı, G.Ü.

Doç. Dr. Beril SALMAN AKIN

Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, G.Ü.

Yrd. Doç. Dr. Gamze Yücel IŞILDAR

Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, G.Ü.

Tarih: 07/06/2012

Bu tez ile G.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu Yüksek Lisans derecesini onamıştır.

Prof. Dr. Bilal TOKLU

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

Şenay KUMCU

**GÖKÇEKAYA BARAJ GÖLÜ DİP SEDİMANININ NÜTRİENT
DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ
(Yüksek Lisans Tezi)**

Şenay KUMCU

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

Haziran 2012

ÖZET

Bu proje ile, Sakarya Nehri üzerinde bulunan Gökçekaya Baraj Gölü sedimanının kalite değerleri incelenerek kirlilik profili belirlenmiştir. Seçilen alan daha önce yapılmış olan çalışmalardan farklılık gösteren bir özelliğe sahiptir. Bu baraj gölü, Sakarya Nehri üzerindeki iki baraj gölü arasında yer almaktadır. Gölü besleyen ana akarsu Sarıyar Baraj Gölü'nden gelmektedir. Bu çalışmayla, diğer baraj göllerinden farklı bir giriş suyu özelliğine sahip olan Gökçekaya Baraj Gölü sedimanında doğal sistemlerdeki değişiminin nütrientler yönünden incelemesi yapılmıştır.

Araştırma kapsamında 1 yıllık olarak planlanan arazi çalışmalarında mevsimlik olarak numuneler alınmıştır. Gökçekaya Baraj Gölü'nde ön fizibilite çalışmasıyla belirlenen 5 istasyondan numuneler alınmıştır.

Bu içeriği ile proje, ülkemizde çeşitli göller için yapılmış birçok çalışmanın tek bir göl içinde ele alınarak bir arada yapılmasını sağlayacaktır.

Uzun vadede bu çalışma, ülkemizde yapılan monitoring (izleme) çalışmalarında uygun bir sistematığın geliştirilmesini ve Avrupa Birliği'ne girme sürecinde olduğumuz şu günlerde halen yapılandıramadığımız alıcı ortam standartlarının belirlenmesinde indikatör olabilecek parametrelerin tespitini sağlayacaktır.

Bu proje ile Gökçekaya Baraj Gölü'nün su kalite değişiminin tam olarak yorumlanabilmesi ve mevcut durumun net olarak ortaya konulabilmesi için eksik kalan sediman kalitesinin belirlenmesi sağlanmıştır.

Böylece Gökçekaya Baraj Gölü mevcut kalitesi tam anlamıyla incelenmiş ve metodolojisi bakımından ülkemizdeki benzer çalışmalara referans olacaktır.

Bilim Kodu : 903.1.126
Anahtar Kelimeler : Baraj gölü, sediman kalitesi, nütrient
Sayfa Adedi : 119
Tez Yöneticisi : Doç. Dr. Beril SALMAN AKIN

**INVESTIGATION OF THE NUTRIENT LEVELS
OF GÖKÇEKAYA DAM LAKE SEDIMENT**

(M.Sc. Thesis)

Şenay KUMCU

**GAZİ UNIVERSITY
INSTITUTE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY**

June 2012

ABSTRACT

The quality values of the sediment of Gökçekaya Dam Lake established over Sakarya river was reviewed and its pollution profile was tried to be detected by this project. The study area has a characteristic distinguishing from the studies carried out previously. This dam lake takes place between two dam lakes over Sakarya river; the main stream feeding the lake comes from Sarıyar dam lake. By this study, the change in the natural systems in sediment of Gökçekaya dam lake which has a different entry water feature from other dam lakes were reviewed from the aspect of nutrients .

Within the scope of the research, samples were taken on seasonal basis during the field studies planned for a period of 1 year. Samples were taken from 5 stations determined upon the preliminary feasibility study on Gökçekaya dam lake.

With this content, the project will enable that many studies carried out for several lakes in our country are handled within one lake and carried out collectively.

In the long term, this study will ensure development of an applicable systematic for the monitoring studies carried out in our country and

detection of the parameters that may be indicators for establishing the recipient environment standards which we haven't been able to organize yet in these days we are in the course of participating in the European Union.

This project, it was ensured to determine the lacking sediment quality in order to enable that the water quality change of Gökçekaya dam lake is completely interpreted and that the current condition is clearly revealed.

Thus, the current quality of Gökçekaya dam lake have been thoroughly review and it will be a reference for similar studies in our country in terms of its methodology.

Science Code : 903.1.126

Key Words : Dam lake, sediment quality, nutrient

Page Number: 119

Adviser : Assoc. Prof. Dr. Beril SALMAN AKIN

TEŞEKKÜR

Öncelikle yüksek lisans çalışmam süresince yardımlarını, ilgisini ve desteğini esirgemeyen çok değerli tez danışmanım ve hocam Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri Ana Bilim Dalı Başkanı Doç. Dr. Beril SALMAN AKIN'a en içten teşekkür ve şükranlarımı sunarım. Ayrıca, arazi ve laboratuvar çalışmalarım süresince bana yardımcı olan Gazi Üniversitesi Eğitim Fakültesi Biyoloji Anabilim Dalı Öğretim Üyesi Doç. Dr. Tahir ATICI'ya, arazi çalışmalarımda yardımcı olan Gökçekaya Baraj Gölü İşletme Müdürlüğü'ne, maddi ve manevi desteklerini her zaman hissettiğim sevgili aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Bu tez çalışması Gazi Üniversitesi BAP Biriminin 18/2010-05 no'lu ve "Gökçekaya Baraj gölü Dip Sedimanının Ağır Metal ve Nutrient Düzeylerinin Belirlenmesi" isimli projesi tarafından desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	iv
ABSTRACT.....	vi
TEŞEKKÜR.....	viii
İÇİNDEKİLER	ix
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	xii
ŞEKİLLERİN LİSTESİ	xiii
RESİMLERİN LİSTESİ	xv
HARİTALARIN LİSTESİ.....	xvi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xvii
1. GİRİŞ	1
2. TEORİK BİLGİLER.....	5
2.1. Baraj Gölleri.....	5
2.1.1. Doğal göl ve baraj göllerinin ekosistem işleyişinin su kalitesine yansımaları.....	5
2.1.2. Barajlardaki boylamsal değişim	7
2.2. Baraj Yönetimi	14
2.3. Sediment Kirliliği.....	16
2.3.1. Sedimanın tanımı, yapısı ve özellikleri	17
2.3.2. Sediman kalite parametreleri	19
2.4. Ötrofikasyon.....	22
2.5. Fosfor	24

Sayfa

2.5.1. Sedimentte fosfor ve fosfor fraksiyonları konsantrasyonu	26
2.5.2. Sedimentte toplam demir derişimi	28
2.5.3. Sedimentte organik madde	29
2.5.4. Sedimentte mikrobiyal biyomas fosforu	30
2.5.5. Göllerde iç kaynaklı fosfor yüklemesi	30
2.5.6. Göllerde sedimentten fosfor salınımı ve mevsimsel değişimi	32
2.5.7. Göllerde sedimentte ve sedimentteki fosfora ilişkin restorasyon yöntemleri	35
2.6. Azot	37
2.6.1. Azot fiksasyonu	39
2.6.2. Nitrifikasyon	40
2.6.3. Denitrifikasyon	42
2.6.4. Sedimentten azot salınması	44
2.7. N/P Oranı	45
3. LİTERATÜR ÇALIŞMASI	47
3.1. Baraj Gölleri Sedimanında Nütrient Kirliliğine Yönelik Araştırmalar	47
4. MATERYAL VE METOT	53
4.1. Çalışma Alanı	53
4.1.1. Gökçekaya Baraj Gölü alanının genel özellikleri	54
4.2. Numune İstasyonları	57
4.3. Arazi Çalışmaları	59
4.3.1. Örnek alma	60
4.4. Deneysel Çalışmalar	62

	Sayfa
5. DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA	64
5.1. Gökçekaya Baraj Gölü'nün Anlık Numune Sonuçları	64
5.2. Göldeki Derinlik Değişimleri.....	85
5.3. Seki Diski Ölçüm Sonuçları.....	86
5.4. Gökçekaya Baraj Gölü Sedimentinin Analiz Sonuçları.....	87
5.4.1.Deneysel sonuçlar	87
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	102
6.1. Su Kalitesi	102
6.2. Sediman Kalitesi	106
KAYNAKLAR	108
ÖZGEÇMİŞ	120

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 2.1. Doğal göl ve baraj göllerinin nitel ve nicel olarak karşılaştırılması	7
Çizelge 2.2. Partikül boyutu sınıflandırılması.....	20
Çizelge 2.3. Sedimentten fosfor salınımını etkileyen faktörler.....	35
Çizelge 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü'ne ait teknik özellikler.....	53
Çizelge 4.2. Göl yüzeyindeki çalışma istasyonlarının koordinatları.....	58
Çizelge 4.3. Çalışma kapsamında yapılan analizler.....	62
Çizelge 4.4. Sediman örneklerinde yapılan analiz metodları.....	63
Çizelge 4.5. Analizler için kullanılan metodlar	63
Çizelge 5.1. Yaz dönemi anlık ölçüm sonuçları	65
Çizelge 5.2. Sonbahar dönemi anlık ölçüm sonuçları.....	66
Çizelge 5.3. Kış dönemi anlık ölçüm sonuçları	67
Çizelge 5.4. İlkbahar dönemi anlık ölçüm sonuçları	68
Çizelge 5.5. 1 yıllık mevsimsel dönemlere göre sediman analiz sonuçları	88
Çizelge 5.6. İstasyonlara göre tabandaki sıcaklık, EC, ÇO ve pH değerleri	98
Çizelge 6.1. Gökçekaya Baraj Gölü'nün kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre fiziksel kalite kriterleri	104
Çizelge 6.2. Gökçekaya Baraj Gölü'nün doğal koruma ve rekreasyon alanlarına göre ötrofikasyon kontrolü sınır değerleri	105
Çizelge 6.3. Gökçekaya Baraj Gölü su analiz sonuçlarının, daha önce yapılan diğer çalışma ile karşılaştırılması	105

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 2.1. Nehir üzerine set çekilmesiyle oluşan baraj göllerinin su kalitesi ve diğer değişkenlere ilişkin boylamsal bölgelendirmesi	9
Şekil 2.2. Rezervuarlarda yoğunluğa bağlı akıntı hareketleri	12
Şekil 2.3. Sedimentler ve nehir suları arasındaki kirlenme mekanizması.....	16
Şekil 2.4. Sediman tabakaları ve sediman transfer proseslerinin şematik gösterimi.....	17
Şekil 2.5. İç kaynaklı fosfor yüklemesi.....	31
Şekil 5.1. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları	69
Şekil 5.2. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları	70
Şekil 5.3. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları	73
Şekil 5.4. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları	74
Şekil 5.5. Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları	76
Şekil 5.6. Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları	77
Şekil 5.7. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları	79
Şekil 5.8. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları	80
Şekil 5.9. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları	82
Şekil 5.10. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları	83

Şekil	Sayfa
Şekil 5.11. Gökçekaya Baraj Gölü yıllık gözlem periyotundaki ortalama derinlik değerlerinin mevsimsel değişimi	86
Şekil 5.12. Gökçekaya Baraj Gölü 1 yıllık periyotta istasyonlara göre ortalama seki diski ve TÇK ölçüm sonuçları	87
Şekil 5.13. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO ₃ , NH ₄ -N ölçüm sonuçları	89
Şekil 5.14. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları	90
Şekil 5.15. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO ₃ , NH ₄ -N ölçüm sonuçları	91
Şekil 5.16. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları	91
Şekil 5.17. Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO ₃ , NH ₄ -N ölçüm sonuçları	92
Şekil 5.18. Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları	93
Şekil 5.19. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO ₃ , NH ₄ -N ölçüm sonuçları	94
Şekil 5.20. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları	94
Şekil 5.21. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO ₃ , NH ₄ -N ölçüm sonuçları	95
Şekil 5.22. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları	96

RESİMLERİN LİSTESİ

Resim	Sayfa
Resim 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü.....	54
Resim 4.2. Gökçekaya Baraj Gölü.....	55
Resim 4.3. Kiralanan balıkçı teknesi.....	59
Resim 4.4. YSI multiple probe.....	60
Resim 4.5. Ekman kepçesi	61
Resim 4.6. Numune kaplarına alınan örnekler.....	61

HARİTALARIN LİSTESİ

Harita	Sayfa
Harita 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü numune istasyonları.....	58

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış bazı simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklama
µg	Mikrogram
µm	Mikrometre
Al	Alüminyum
Ca	Kalsiyum
CaCO₃	Kalsiyum karbonat
Cl	Klor
CO	Karbonmonoksit
DIN	Çözünmüş inorganik azot
DON	Çözünmüş organik azot
EC	Elektriksel iletkenlik
Fe	Demir
Fe(OH)₃	Demir hidroksit
H	Hidrojen
H₂O	Su
H₂O₂	Hidrojen peroksit
HNO₃	Nitrik asit
K	Potasyum
Mg	Magnezyum
N	Azot
N₂	Azot gazı
N₂O	Diazot oksit
Na	Sodyum
NH₄⁺	Amonyum
NH₄-N	Amonyum Azotu

Simgeler**Açıklama**

NH₃	Serbest amonyak
NH₄OH	Amonyum hidroksit
NO	Azot monoksit
NO_x	Azot monoksit ve türevleri
NO₂	Azot dioksit
NO₂⁻	Nitrit
NO₃⁻	Nitrat
O	Oksijen
P	Fosfor
PON	Partikül organik azot
SS	Askıdaki katı madde
SiO₂	Silisyum dioksit
SO₄	Sülfat
SRP	Çözünebilir fosfat
TDS	Toplam katı madde

Kısaltmalar**Açıklama**

ADP	Adenozin difosfat
ATP	Adenozin trifosfat
ÇO	Çözünmüş oksijen
DNA	Deoksiribonükleik asit
Kcal	Kilokalori
RNA	Ribonükleik asit
TÇK	Toplam çözünmüş katı madde
TF	Toplam fosfor
TFe	Toplam demir
TFF	Toplam filtre edilebilir fosfor
TFO	Toplam filtre edilebilir ortofosfat

Kısaltmalar**Açıklama****TN**

Toplam azot

TNT

Trinitrotoluen

TNO₃

Toplam nitrat

TO

Toplam ortofosfat

TP

Toplam fosfor

1. GİRİŞ

Dünya yüzeyinin dörtte üçünü kaplayan suyun büyük bölümü tuzlu su olarak bulunmaktadır. Kutuplardaki buzullar, yeraltı suları, göl ve nehirlerden oluşan tatlı su kaynakları ise, toplam su rezervinin yaklaşık % 3'lük kısmını oluşturmaktadır. Toplam tatlı su kaynakları içerisinde, canlılar tarafından doğrudan kullanılabilir haldeki göl ve nehirlerin oranı ise sadece % 0,27'dir [Gleick, 1996; Tüzün ve ark., 2006]. Bütün canlılar suyla ilgili değişik ihtiyaçlarını karşılayabilmek için, yeryüzünde kısıtlı miktarlarda bulunan bu doğal tatlı su kaynaklarını kullanmak durumundadır. Ancak, artan nüfusla birlikte sosyo-ekonomik gelişim, kentleşme, endüstrinin gelişimi, tarımsal aktivitelerin artması, su kaynaklarına olan ihtiyacın gün geçtikçe artmasına neden olmuştur [Jurdi ve ark., 2002].

Hidroelektrik enerji üretimi, içme ve sulama suyu temini, sel baskınlarından korunmak, balıkçılık gibi amaçlarla inşa edilen yapay baraj göllerinin hidrolojik özelliklerinin yanı sıra; ekolojik yapısı ve limnolojik özelliklerinin işlevlerine yönelik araştırılması, tatlısu kaynaklarının sınırlı olduğu ve farklı kirlilik unsurlarıyla karşı karşıya geldiği günümüzde oldukça önemli hale gelmiştir. Özellikle içme suyu eldesinde kullanılan baraj göllerinde baraj suyunun kalitesi ve içme suyu standartlarına uygunluğu önemli hale geldiğinden, baraj yönetimi ve su kalitesine yönelik problemlerin sebeplerinin anlaşılması ve daha ucuz, sürdürülebilir, doğal süreçleri kullanan dolayısıyla doğayla dost ekoteknolojik yönetim planlarının geliştirilmesi bakımından takip programlarıyla baraj ekosisteminin işleyişinin anlaşılması gerekmektedir [Tüzün ve ark., 2006]. Diğer taraftan, küresel iklim değişimi ve bozulan yağış dengesi, Dünyanın belirli bölgelerindeki erozyon riskini arttırmıştır. Erozyon sebebiyle akarsular tarafından taşınan malzemeler barajlar için bir tehdit oluşturmaktadır. Ülkemizde ise, Dünya ortalamasından 4 kat, Avrupa ortalamasından 17 kat daha fazla miktarda toprağın akarsular tarafından sürüklenerek baraj, göl ve denizlere taşındığı bilinmektedir [Çeliker ve Anaç, 2003]. Bu durum, bizim barajlarımız için de önemli bir tehdit kaynağıdır. Bugün için yirmiye yakın baraj veya gölette aşırı tortu birikimi nedeniyle önemli ölçüde kayıp meydana gelmiş

ve bazıları da fonksiyonlarını kaybetmiş veya kaybetmek üzeredir [Çeliker ve Anaç, 2003].

Genellikle sediment olarak adlandırılan bu maddeler su kaynağının ömrü üzerinde büyük etkiler yapar.

Su kalitesi denildiğinde; suyun, sedimanın ve sudaki gösterge canlıların bir arada incelenmesi gerekir. Bu nedenle sediman kalitesi önemlidir.

Su ve sediment kirliliğine, sanayileşme, kentleşme, nüfus artışı ile zirai mücadele ilaçları ve kimyasal gübreler gibi kirlilik kaynaklarının yoğun ve bilinçsiz kullanımı sebep olarak gösterilebilir. Sanayinin çevre üzerindeki olumsuz etkisi diğer faktörlerden çok daha fazladır.

Sanayi kuruluşlarının arıtma yapmadan doğal ortama verdikleri atıkların doğrudan su kirliliğine ve dolaylı olarak da toprak ve bitki örtüsü üzerinde aşırı kirlenmelere neden olduğu bilinmektedir. Azot ve fosfor sulardaki mikroorganizmalar için nütrient kaynaklarıdır ve alglerin aşırı derecede çoğalmasına sebep olurlar. Alglerin aşırı derecede çoğalması su kirliliğindeki en ciddi sorunlardan bir tanesidir. Çoğalma sonucunda ortamın oksijeninde azalmalar olur.

Azot, evsel ve endüstriyel nitelikli noktasal kaynaklardan ve zirai kökenli alansal kaynaklardan yüzeysel su kaynaklarına ulaşır [Taşdemir, 2002]. Diğer önemli bir kaynak da atmosferdir. Bu örnekler azot konsantrasyonundaki artışların kontrolünün özellikle alansal kaynaklardan dolayı oldukça zor olduğunu göstermektedir. Azot konsantrasyonundaki değişimler plankton türlerinde de farklılıklara sebep olur ve uzun vadede su kalitesine etkide bulunur.

Nütrient elementleri fazlaca deşarj edildiği göl, rezervuar, akarsu, haliç ve sahil gibi tüm ortamlarda su kalitesinin bozulmasına ve zamanla da ötrofikasyona neden olur. Bununla birlikte ötrofikasyon su ortamının yapısına bağlı olarak farklı bir gelişme süreci izler. Örneğin göllerde ötrofikasyonu etkileyen temel faktör bekleme süresi ve sıcaklık tabakalaşmasıdır [Vollenweider, 1981]. Ötrofikasyon öncelikle doğal göller, rezervuarlar (baraj gölleri), körfezler ve küçük nehirler gibi su sirkülasyonunun çok

az olduğu su bünyelerinde meydana gelir. Özellikle bir göl veya rezervuarda ötrofikasyon gerçekleşmeye başladıysa, aerobik flora ve fauna yok olabilir, uzun sürelerde sedimanların çok fazla birikmesiyle göller tamamen dolabilir. Sıg göller ise yok olabilir [Horan, 1990].

Ülkemizde son yıllarda yüzeysel su kaynaklarımızın birçoğunda (akarsu ve göl) su kalite değerlerinin değışimi bilimsel çalışmalar çerçevesinde belli parametreler göz önüne alınarak incelenmiştir. Daha çok parametrenin göz önüne alınarak incelendiğı çalışmalar ise çoğunlukla uygulama projeleri kapsamında gerçekleştirilmiştir. Bu tür çalışmaların (monitoring) uzun bir zaman periyodunda sonuç vermesi ve incelenecek değışkenlerin fazla olması araştırmaların kısıtlayıcı unsurları olarak görülmektedir. Bu nedenle, özellikle ülkemizde göller ile ilgili yapılan çalışmalar birçok parametrenin bir arada değıerlendirilememesine ve göllerin bütün özelliklerini yansıtabilecek bir monitoring çalışma metodunun sağlanamamasına neden olmuştur.

Özellikle su kalitesi ile ilgili yapılan çalışmalarda akarsu ve göllerin kalite değışimlerinde sadece suyun özelliklerinin incelenmesi, su kalitesindeki birçok parametrenin sedimentte birikiminin göz ardı edilmesi, elde edilen sonuçların eksik yorumlanmasına neden olmaktadır. Ayrıca, göl ve akarsuların kalitesi, su ve sedimentiyle bir bütün olarak belirlenmektedir. Günümüzde tatlı su kaynaklarının giderek bozulmaya başlaması, temiz ve kaliteli su ihtiyacının her geçen gün artması bu tarz araştırmaların daha kapsamlı olarak yapılmasını zorunlu kılmaktadır. Ülkemiz açısından bakıldığında ise; sahip olduğumuz su kaynaklarımızın mevcut durumlarının oldukça kapsamlı olarak tespit edilmesi ve buna göre koruma ve planlama tedbirlerinin alınması gerekmektedir.

Buradan hareketle; Gökçekaya Baraj Gölü'nde ülkemizde ilk sayılabilecek bir monitoring çalışması ile Akın ve arkadaşları tarafından 2005-2008 yılları arasında su kalitesi derinlik boyunca izlenmiş ve mevcut su kalitesi için indikatör olabilecek alg türleri tespit edilmiştir [Akın ve ark., 2009]. Gölün su kalitesi ile ilgili yapılan bu çalışma bu bölge için ilk ve tek olma özelliğini taşımaktadır. Ancak; su kalitesi çalışmalarında sediment incelemesi yapılmamıştır. Bu durumda ciddi bir kirlilik riskinin göz ardı edilmesi bakımından önemli bir eksiklik olarak karşımıza

çıkılmaktadır. Bu nedenle mevcut sedimentte, nütrient düzeylerinin belirlenmesi gerekmektedir. Özellikle nütrient kirlilik yüklerinin taban çamurunda birikim özelliği göstermesi ve bu maddelerin suda çznememesi, nütrientlerin uzun süre ortamda bozunmadan kalmasına neden olmaktadır.

Bu çalışma ile, Sakarya Nehri zerindeki iki baraj gölü arasında kalan Gökçekaya Baraj Gölü sedimentinin nütrient düzeyleri tespit edilmiştir. Böylece sedimentte ölçülecek nütrient miktarları ile gl sedimentinin kirlilik profili belirlenmiştir. Ayrıca Gökçekaya Baraj Gölü'nün su kalite değişiminin tam olarak yorumlanabilmesi ve mevcut durumun net olarak ortaya konulabilmesi için eksik kalan sediment kalitesinin belirlenmesi sağlanmıştır.

2. TEORİK BİLGİLER

2.1. Baraj Gölleri

Bir akarsuyun önüne set çekerek su depolamak yeni bir kavram değildir. Baraj inşasının geçmişi, Kamboçya'da Sri Lanka ve Angkor Watt'daki Anuradhapura'da inşa edilen eski barajlarla en az 2000 yıl öncesinde başlamıştır. Barajların sayısı ve büyüklüğü günümüzde belirgin bir şekilde artmıştır. Öyle ki, bazılarının uzaydan gözlenebilecek kadar büyük olduğu bilinmektedir. Suyun sulama ve evsel ihtiyaçlar için kullanımına, günümüzde hidroelektrik güç üretimi ve endüstriyel amaçlı kullanımlar da eklenmiştir [Moss, 1988].

Barajların oluşum sürecinde genellikle birkaç aşama vardır. Başlangıçta bulanık ve verimli olan bir konumdan, berrak ve daha az verimli konuma geçerler [Tüzün ve ark., 2006]. Yeni yapılmış bir barajda, su seviyesi yükseldikçe suda bulanıklık gözlenmeye başlar. Suyula kaplanan topraklardaki erozyon sonucunda ve nehirle taşınan sediman kaynaklı suya katılan katı madde miktarı yüksektir. Bu bulanıklık fitoplanktonu sınırladığı için verimlilik düşüktür. Zamanla su miktarı artar ve erozyon etkileri seyrelme yoluyla azalır ve nehirle gelen alüvyon nehrin deltasında birikir. Nehrin vadisindeki vejetasyon suyun altında çürümeye başlar ve buna bağlı olan mikroorganizma faaliyetleriyle sudaki oksijen miktarı düşer. Bu durum sedimandaki azotlu ve fosforlu bileşiklerin önemli miktarlarda salınımını tetikler. Sonuçta, göl yüksek fitoplankton biyokütlesiyle oldukça yüksek verimlilikte bir konuma geçer. Zamanla sedimandaki organik maddenin tükenmesiyle, sediman kaynaklı besin tuzu yüklemesi azalır. Bu suretle hipoliminyodaki oksijen miktarı artar ve göl daha az verimli bir konuma geçer [Moss, 1988].

2.1.1. Doğal göl ve baraj göllerinin ekosistem işleyişinin su kalitesine yansımaları

Yapılan birçok çalışmada, baraj göllerinin; jeolojik zamanlar içerisinde doğmuş olan doğal göllerden belli ölçüde farklı olduğu sıklıkla ifade edilmiştir. Su tabakalarının karışımı, besin tuzu yüklemeleri, av avcı ilişkileri, birincil üretim gibi prosesler hem doğal göllerde, hem de baraj göllerinde mevcut olup, fiziksel ve kimyasal

parametrelerin ölçüm teknikleri de benzerdir. Ancak, su seviyesi değişiklikleri, (toplam su kütesinin) değişim süresi, termal tabakalaşma, bulanıklılık ve oksijen dinamikleri gibi, diğer parametreleri de etkileyecek potansiyeldeki değişkenlerin etki derecesi ve zamanlaması genellikle doğal göller ve baraj gölleri için farklılık gösterir [Ryder, 1978] ve baraj göllerinin bu değişkenlerin kontrolünde farklı reaksiyonlar ortaya çıkarabileceği beklenir [Baxter, 1977; Kennedy, 1985].

Baraj gölleri üzerinde inşa edildikleri nehirlerin özelliklerini devam ettiren aynı zamanda da doğal göllerin durgun su özelliğini taşıyan yapılar olmaları itibarıyla “nehir, göl hibritleri” olarak tanımlanmaktadırlar [Soballe, 1987; Carline, 1986; Henderson, 1973].

Baraj gölleri, jeolojik olarak doğal yapıları göllere göre daha gençtir. Genel olarak günümüz baraj göllerinin çoğunluğu son 50 ile 100 yıl içerisinde inşa edilmiştir. Nehir vadilerinin doldurulmasıyla oluştukları için, doğal yapıları göllere göre daha geniş ve düzensiz bir kıyı gelişimleri vardır. Baraj gölleri inşa edildikleri ilk birkaç yıl içerisinde trofik patlamayı içeren hızlı bir değişime maruz kalır. Bu durum “rezervuar yaşlanması” olarak adlandırılır. Doğal yapıları olan göllerde ise bu süreç yavaş ilerler.

Göllerin sediman kalınlığı, çok eski zamanlarda oluşmalarından kaynaklı olarak rezervuarlardan daha fazladır. Dip sedimanları, nehir yoluyla gelen alloktan ya da sistemin kendi biyolojik üretimiyle oluşan otokton maddelerden oluşur. Alloktan maddeler; biyomas artıkları ve mineral çökmesinden kaynaklanır. Genellikle barajın giriş noktasına yakın kısımlarda birikirler. Otokton maddeler ise; ölmüş sucul canlıların ayrışmasından, alglerin fotosentezle ürettikleri bileşiklerin bir kısmını suya bırakmalarından, fitoplanktonun hücre dışına saldırdığı metabolizma ürünlerinden, zooplankton ve diğer tatlısu canlılarının boşaltım maddelerinin suda çözünmesinden kaynaklanır. Sete doğru gidildikçe otokton madde birikiminin ağırlık kazandığı görülür. Rezervuarlarda uzunlamasına görülen farklılıklar gelen akışla oluşurken, göllerde bu durum rüzgardan kaynaklanır (Çizelge 2.1) [Tüzün ve ark., 2006].

Baraj göllerinin doğal göllere göre daha geniş alanlı bir havzadan etkilenmeleri, su tutma sürelerinin daha kısa olmasına neden olur. Böylece, baraj göllerinde su seviyesindeki düzensizlikler doğal göllere göre daha fazla ve daha sık görülür [Tüzün ve ark., 2006]. Besin alımı, karışım, av ve avcı ilişkileri, rekabet, birincil üretim, hava, su ve gaz alışverişi, sıcaklık tabakalaşması gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler doğal göllerde ve baraj göllerinde benzemektedir [Kimmel ve ark.,1990].

Çizelge 2.1. Doğal göl ve baraj göllerinin nitel ve nicel olarak karşılaştırılması [Tüzün ve ark., 2006].

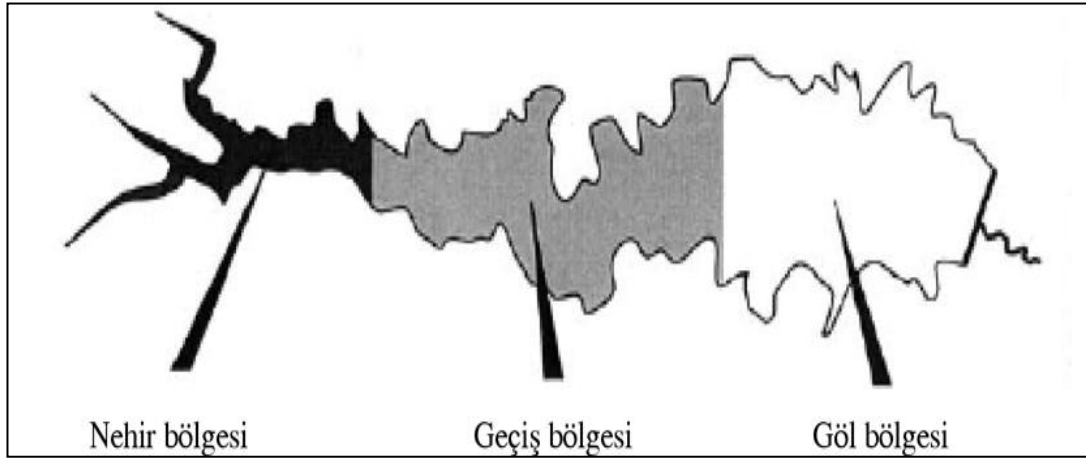
Nitel Farklılıklar	Doğal Göller	Baraj Gölleri
Doğa	Doğal	İnsan Yapımı
Jeolojik Yaş	Eski	Genç (50-100 Yıl)
Yaşlanma	Yavaş	Hızlı (İlk Birkaç Yıl)
Dolgu Şekli	Doğal	Nehir Vadisi
Göl Şekli	Düzenli	Dendritik
Kıyı Gelişim Oranı	Düşük	Yüksek
Maksimum Derinlik	Merkeze Yakın	Sette
Dip Sedimanları	Otokton	Allokton
Uzunlamasına Değişim	Rüzgarla	Akışla
Su Çıkış Derinliği	Yüzey	Derin
Nicel Farklılıklar	Doğal Göller	Baraj Gölleri
Havza/Göl Alanı	Daha Düşük	Daha Yüksek
Su Bekleme Süresi	Daha Uzun	Daha Kısa
Havza İle Etkileşim	Daha Az	Daha Fazla
Göl Çanak Şekli	“U” Şekilli	“V” Şekilli
Düzensiz Değişim Seviyeleri	Daha Küçük	Daha Büyük
Hidrolojik Değişkenler	Oldukça Düzenli	Yüksek Oranda Değişken
Değişim Sebepleri	Doğal	İnsan Kaynaklı

2.1.2. Barajlardaki boylamsal değişim

Barajlarda boylamsal değişim özellikleri ekosistem ve ilişkilerin anlaşılmasında odak noktasını oluşturur [Kennedy ve ark.,1982; Kennedy ve ark., 1985]. Bu boylamsal özellikler göz önünde bulundurulduğunda, barajlar, giriş noktasından setin ayağına kadar genellikle farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerdeki üç belirgin zona ayrılır [Thornton, 1981]. Bu üç bölge; nehir (riverine) bölgesi, geçiş bölgesi (transition) ve göl (lacustrine) bölgesi olarak adlandırılır. Nehir bölgesi girdiyi

karşılıyan, nispeten sığ ve yüksek miktarda askıdaki katı maddenin bulunduğu kısımdır [Gordon ve Bekel, 1985]. Işık geçirgenliği nispeten düşüktür, fakat yüksek besin tuzu girdisi ile önemli miktarlardaki alg biyokütlesini barındırabilir [Geddes, 1984]. Geçiş bölgesindeki belirgin sedimantasyon, ışık geçirgenliğinin artmasını sağlar [Kennedy ve ark., 1982] ve organik maddelerin üretimi ve kullanımı arasında bir geçiş noktası vardır. Göl bölgesi, barajın doğal bir göle benzeyen kısmıdır. Askıdaki katı madde miktarı azalırken, ışık geçirgenliği; potansiyel besin tuzu limitasyonu ile birincil üretim elemanlarının gelişimini destekleyecek yeterli düzeye çıkar, otokton üretimi baskın hale gelir [Kimmel ve ark., 1990]. Dikey değişimlerin gözlemlendiği doğal göllerin aksine, barajın girişinden sete doğru ilerledikçe, bulanıklıkta görülen azalmaya ek olarak, besin tuzları, özellikle fosfor konsantrasyonlarında da benzer bir azalma gözlenir [Kennedy ve ark., 1982; Kennedy ve ark., 1981]. Sete doğru ilerledikçe çöken askıdaki katı madde miktarına paralel olarak bu maddelerle bağlantılı olan fosfor konsantrasyonları da düşer [Canfield, 1981]. Bu durum ayrıca barajların fosforu tutma kapasitesinin doğal göllerden daha fazla olduğunu göstermektedir [Straskraba, 1996].

Azalan besin tuzları ve artan ışık geçirgenliğine bağlı olarak artan zooplankton otlanması, barajın ayağına doğru ilerledikçe fitoplankton gelişiminin azalabileceğini göstermektedir. Baraj göllerinde fitoplankton gelişimi, doğal göllerden daha değişken olabilir. Çünkü, fitoplankton gelişiminin tahmin edilmesi, su değişim oranlarının daha yüksek olması nedeniyle, baraj göllerinde, doğal göllere oranla daha zordur [Kimmel, 1990].



Şekil 2.1. Nehir üzerine set çekilmesiyle oluşan baraj göllerinin su kalitesi ve diğer değişkenlere ilişkin boylamsal bölgelendirmesi.

Nehir bölgesi sığ, dar ve diğer bölgelere göre daha iyi karışmıştır. Yüksek akış nedeniyle, kil, mil ve organik partiküllerin önemli miktarda geçişi söz konusudur [Gordon ve Bekel, 1985]. Işık geçişi minimum olmasına rağmen, yüksek besin girdisi nedeniyle önemli miktarda alg biyokütlesine sahip olabilir [Geddes, 1984].

Geçiş bölgesi, ışık geçirgenliğinde meydana gelen artışla önemli miktarda sedimentasyonun görüldüğü bölgedir [Kennedy ve ark., 1982]. Bu bölgede akış rejimine bağlı olarak ışık geçirgenliği kademeli olarak ya da aniden artabilir.

Barajlarda, tipik göl sistemine benzerlik gösteren bölge “göl bölgesi” olarak adlandırılmaktadır. Bu bölgede inorganik moleküllerin sedimentasyonu oldukça düşüktür. Giderek artan ışık geçirgenliği birincil üretimi destekleyecek düzeye ulaşmıştır. Gölün kendi biyolojik üretimi baskın hale gelmiştir [Kimmel ve ark., 1990].

Rezervuarlar, taşkın kontrolü, içmesuyu temini, sulama veya hidroelektrik enerji eldesi gibi amaçlardan bir veya birden fazlasına hizmet etmek amacıyla su depolamak üzere inşa edilirler. Özellikle içmesuyu temini amacıyla kullanılan rezervuarlarda su kalitesinin önemi bir kat daha artmaktadır. Çünkü, istenmeyen mikroorganizmalar nedeniyle ortaya çıkacak olan kirlilik, sağlık açısından büyük bir

insan popülasyonunu ilgilendiren hale dönüşebilir. Su kalitesiyle ilgili problemler farklı ve değişik kaynaklı olabilir.

Temel problemler; evsel atıklardan kaynaklanan organik kirlilik, bakteriyel kirlilik, kanalizasyon atıklarının ve/veya tarımsal gübrelerin sebep olduğu besin tuzu artışları, sedimandan fosfor ve bağlı bileşiklerin salınmasını arttıran hipolimniyondaki oksijensizlik (anoksiya), siltleşmeden kaynaklanan bulanıklık, ağır metal ve tarımla ilgili kimyasalların oluşturacağı kirlilik olarak sayılabilir [Straskraba, 1996].

Besin tuzu konsantrasyonlarının artışı “ötrofikasyon” olarak adlandırılan organik madde üretimine yol açabilmektedir [Gulati, 1982; Straskraba, 1996]. Alg kütleindeki artışlar olarak da ifade edilen bu problem, ticari olarak kullanılan su potansiyellerinde toksik maddelerin birikimi yanında tat ve koku gibi diğer önemli problemleri de beraberinde getirmektedir. Ayrıca, suyun klorlanması ve filtre edilmesi daha maliyetli hale gelmekte ve kanal ve filtreler alg kaynaklı organik maddeler tarafından kolaylıkla tıkanabilmektedir [Tüzün ve ark., 2006]. Bu problemler, insan yaşamı ve standartlarıyla da yakından ilgili olduğu için, su kaynağındaki problemlerin çözümü ve alınacak önlemlerin geliştirilebilmesine olanak sağlayan biyomanipulasyon [Shapiro ve ark., 1982; Tüzün ve Mason, 1996] ya da su kütleinin havalandırılması, atık arıtımı, atıkların çevrim yoluyla uzaklaştırılması, erozyon kontrolü metodların uygulanabilirliğinin araştırılması oldukça önemlidir [Straskraba, 1993].

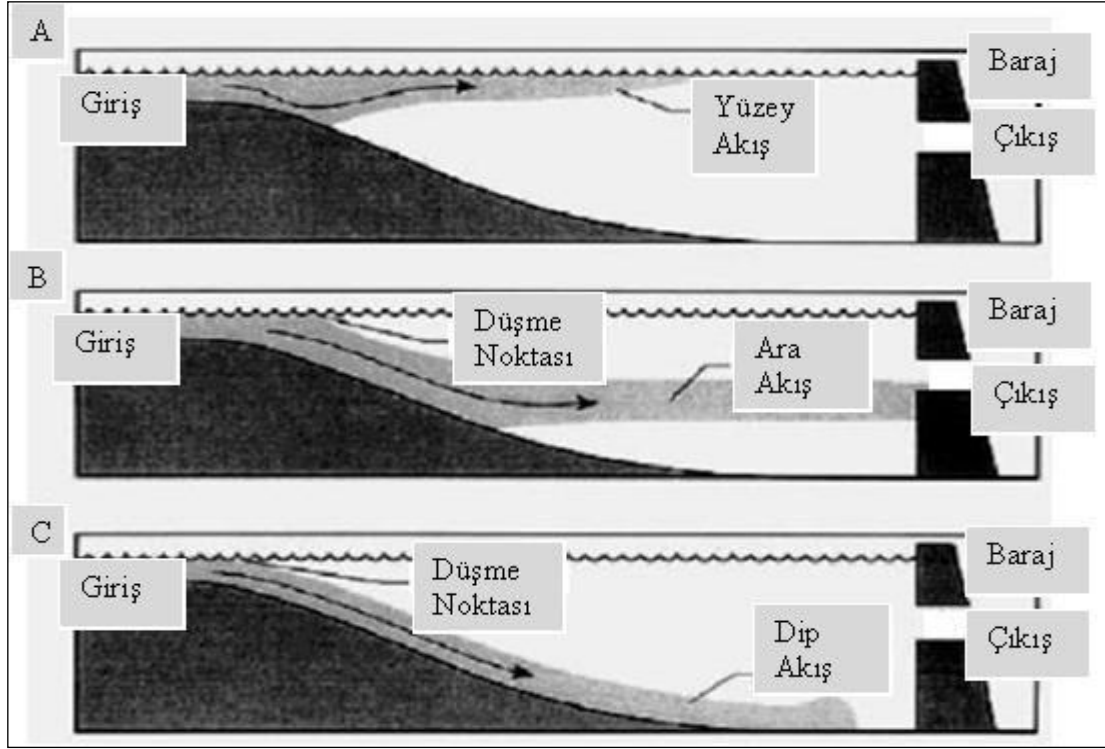
Gelen su

Doğal göllerde giren su, karadan gelen akışlar ve küçük nehirlerle gerçekleşirken giren suyun etkisi, littoral bölge ve yüzey suları ile sınırlandırılır. Buna karşılık rezervuarda nehir girdileri rezervuarın üst ucundan girer ve uzunlamasına olacak şekilde etkilerini gösterir.

Rezervuara gelen suyun yoğunluğu, baraj içerisinde suyun hareketini etkilemesi nedeniyle önemli bir unsurdur. Gelen suyun yoğunluğu, yüzey yoğunluğundan

çoğunlukla farklıdır ve bu yoğunluk farkına göre rezervuarda hareket eder. Yoğunluk farklılıkları; toplam çözünmüş katı madde (TDS) ve askıdaki katı madde (SS) konsantrasyonlarındaki ve sıcaklıktaki farklılıklardan kaynaklanır. Ancak çoğu rezervuar toplam çözünmüş katı madde ve askıdaki katı maddenin düşük konsantrasyonları ile karakterize edildiklerinden yoğunluk farklılıkları sıcaklıktan kaynaklanır. Yoğunluk farklılıklarına bağlı olarak gelen su epilimniyon, metalimniyon ya da hipolimniyonda ilerleyebilir.

Gelen suyun yoğunluğu, baraj suyunun yüzey yoğunluğundan az ise “yüzey akış” olarak göl suyu üzerinden akacaktır. Bu; genellikle ilkbaharda gelen suyun sıcaklığı, göl suyunun sıcaklığından daha yüksek olduğu zamanlarda gerçekleşir. Çoğunlukla yaz ortasından sonuna doğru meydana gelen “ara akış”ın görüldüğü dönemlerde gelen suyun sıcaklığı yüzey suyunun sıcaklığından daha az ve hipolimnetik su sıcaklığından daha yüksektir. Şayet gelen suyun yoğunluğu hipolimnetik suyun yoğunluğundan da büyükse gelen su “dip akış” olarak ilerler (Şekil 2.2.) [Tüzün ve ark., 2006; Kimmel ve ark., 1990].



Şekil 2.2. Rezervuarlarda yoğunluğa bağlı akıntı hareketleri; A. yüzey akışı, B. Ara Akış, C. Dip akışı [Tüzün ve ark., 2006].

Bu baraj içi akıntı şekilleri, su içerisindeki besin tuzlarını, askıda katı maddeleri ve oksijenin dağılımını etkilemesi nedeniyle önemli bir unsurdur. Yoğunluk farklılıkları, rezervuar içerisindeki çözülmüş oksijen konsantrasyonunu etkiler. Düşük oksijen konsantrasyonuna sahip ara akışın birçok rezervuarda metalimnetik oksijenin minimum olmasına neden olduğu gösterilmiştir [Tüzün ve ark., 2006]. Aynı zamanda yapılan bazı çalışmalar ise, ara akışın rezervuar içerisinde çözülmüş oksijen konsantrasyonunu arttırdığını göstermiştir [Retting, 1980]. Gelen suyun yoğunluğu hipolimniyon yoğunluğundan fazla olduğunda dip akıntı olarak hareket eden su, hipolimniyonun oksijen içeriğini artırır [Eley, 1967]. Epilimniyonun çoğu kez atmosfer ve fotosentez ile oksijene doymuş olması sebebiyle, yüzey akışının çözülmüş oksijen üzerine çok az bir etkisi söz konusudur. Çözülmüş oksijenin dağılım miktarının belirlenmesinde etkili diğer bir faktör de gelen suyun hacmidir. Düşük hacimli akışlar yüksek hacimli akışlara oranla oksijensiz bölgenin daha uzun süre ayakta kalmasına neden olabilmektedir [Tüzün ve ark., 2006].

Çıkan su

Barajlarda tabakalaşmayı ve akışı etkilemesinden dolayı su çıkış yerinin belirlenmesi de oldukça önemlidir. Barajdan kullanılmak üzere bırakılan suyun kalitesi, alındığı derinlikteki suyun kalitesiyle belirlenir. Belirli bir derinliğe yapılmış olan suyun çıkış noktası, tabakalaşmış bir rezervuarda su kalitesinin hızlı bir şekilde değişimine neden olur. Bu durum barajdaki suyun özelliklerini etkilediği gibi, çıkış yerine kurulan tribünlerin akış yolları ve değişen hidrostatik basınçla ilgili olarak gazların değişimi, çıkan suyun kalitesini etkiler [Tüzün ve ark., 2006].

Rezervuarlarda bakteri faaliyeti sonucunda hipolimniyonun oksijensizleşmesi yaygın olarak görülen bir olaydır [Cangialosi, 1976; Lasenby, 1975]. Bununla birlikte, hipolimniyonda oksijen dağılımına etki eden diğer iki önemli fiziksel faktör; barajın rüzgardan kaynaklı karışması ve su çıkış yerinin konumudur [Barbiero ve ark., 1997; Cole ve Hannan, 1990]. Hipolimniyondan su çıkışı net fosfor kayıplarını arttırabileceği [Martin ve Arneson, 1978] gibi, hipolimniyondan soğuk suyun salınması hipolimniyonun epilimniyondan gelen daha sıcak su ile ısınmasına ve su sütunun termal stabilitesinin azalmasına yol açabilir. Azalan termal stabilite ile birlikte rüzgar kaynaklı karışmanın etkisi artar. Bu da epilimniyona daha fazla besin taşınmasına neden olur [Effler ve ark., 1986; Kortmann ve ark., 1982]. Ayrıca artan hipolimniyon sıcaklığı mikrobiyal faaliyetin artmasına yol açarken, buna bağlı olarak oksijen miktarının azalması sedimandan fosfor salınışını arttırır [Livingstone ve Schanz, 1994].

Buna karşılık yüzeyden su uzaklaştırılması fosfor iç yüklemesine izin verirken, su sütunun stabilitesini arttırır [Barbiero ve ark., 1997]. Yüzey çıktısı fitoplankton biomasının uzaklaştırılmasında direkt etkili olabilir [Straskraba, 1986].

Su giriş ve çıkış dinamikleri rezervuardaki tabakalaşma şekillerinin değişiminde etkili olur. Su çıkışı rezervuarda etkili bir şekilde karışmaya neden olurken, ilkbaharda su girdilerinin büyüklüğü ve zamanı, tabakalaşmanın başlangıcını değiştirebilir [Kimmel ve ark., 1990]. Sığ ve derin su kütlesi olmak üzere iki tip su kütlesinden derin yapıda olan barajlar tabakalaşmanın görülmesi ile sığ su

kütlelerinden ayrılmakla beraber, birkaç metre derinlikteki su kütleleri de rüzgar aktivitesinden korundukları takdirde tabakalaşabilirler. Bunun yanında, su tutma süresinin birkaç günden az olduğu 20 metrelik bir barajda tabakalaşma görülmez. Dolayısıyla rüzgar ve ara akış gibi faktörler tabakalaşmayı belirleyen en önemli unsurlar haline gelebilir [Tüzün ve ark., 2006].

2.2. Baraj Yönetimi

Baraj ekosistemleri yaşamsal önemleri sebebiyle su yönetimi ve planlanması kapsamında ele alınan konulardan birisidir. Özellikle 20. yüzyıl içerisinde artan nüfusla birlikte sosyo ekonomik gelişim, kentleşme, endüstrinin gelişimi ve tarımsal aktivitelerin artması gibi faktörler, su kaynaklarına olan ihtiyacın gün geçtikçe artmasına neden olmuştur [Jurdi ve ark., 2002]. Buna ek olarak, tatlı su kaynaklarının yeryüzünde eşit dağılmaması, bu kaynakların doğru ve verimli kullanımını sağlayacak şekilde su kaynak yönetiminin yapılmasını zorunlu hale getirmiştir.

Tatlı su kaynaklarının sınırlı olması doğal ve suni ekosistemlerde oluşabilecek kirliliğe yönelik takip programlarını önemli hale getirmektedir. Sucul ekosistemlerde görülen ve sanayi devrimiyle birlikte büyük bir hız kazanarak çağımızın en önemli çevre sorunlarından birisi haline gelen kirliliğin [Tüzün ve ark., 2006] başlıca sebepleri, endüstriyel ve evsel atıklar, tarım faaliyetleri, rafineri atıkları, ulaşım, fosil yakıtlarının yakılması, madencilik, vb. antropojenik faktörlerdir [Chen ve Chen 2001]. Su kütlelerinde bu antropojenik etkenlerin neden olduğu kirlilik; ötrofikasyon, organik bileşik kirliliği, asidifikasyon, alüvyon birikmesi, tuzlanma ve ağır metal kirliliği gibi çok farklı şekillerde ortaya çıkabilmektedir [Tüzün ve ark., 2006].

Herhangi bir ekosistemin yönetimi, öncelikle bu ekosistemin işleyişinin anlaşılmasını gerektirir. Göllerin ve barajların ekolojik yapılarının belirlenebilmesi veya su kalitesine ait tespitlerin yapılabilmesi, hidrodinamik özelliklerine ek olarak [Tüzün ve ark., 2006], genel itibarıyla fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerin iç içe geçmiş ilişkilerinin doğru bir şekilde tanımlanmasıyla yakından ilgilidir [Straskraba ve ark., 1993]. Aynı zamanda temel olan bu çalışmalar baraj yönetiminde havzanın kullanımı ve rezervuarın yaşının tahmin edilmesinde önemli bir araç haline

gelmektedir [Tundisi ve ark., 1999]. Özellikle içme suyu temini amacıyla kullanılan barajlarda su kalitesinin belirlenmesi ve takibi, istenmeyen mikroorganizmalar yoluyla ortaya çıkacak olan bir kirliliğin [Reynolds ve Walsby, 1975], büyük bir insan popülasyonunu ilgilendiren sağlık sorunu haline dönüşebilme ihtimali nedeniyle oldukça önemlidir.

Diğer taraftan su kalitesiyle ilgili olarak; birincil üretimin azaltılması bu tür uygulamalarda temel amacı oluşturmaktadır. Bu nedenle; tabakalaşma, öfotik derinlik ve karışım derinliği arasındaki ilişki, baraj göllerinde su kalitesinin izlenmesinde kullanılan en önemli parametrelerden birisidir. Tabakalaşmanın bozulmasıyla birlikte, fitoplanktonun öfotik seviyeden daha derinlere hareket etmesine olanak veren su karışımının ortaya çıkması, buna karşılık daha derinlere giden fitoplanktonun güneş ışığını yeterince kullanamayarak, fotosentez yapamadığından dolayı azalması ile sonuçlanır. Birincil üretimin azalmasına sebep olan su karışımı, birçok barajda dışardan suni müdahaleler yoluyla istenildiği zaman oluşturulmaya çalışılmaktadır [Tüzün ve ark., 2006].

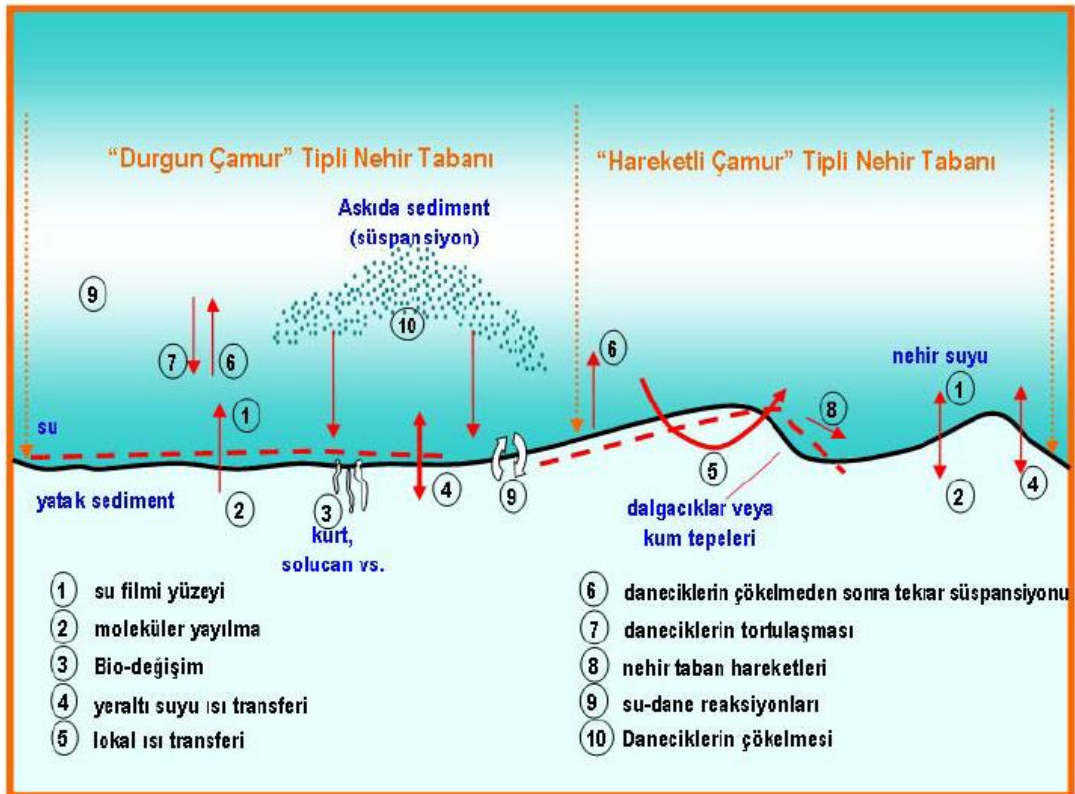
Bu amaçla, geliştirilmiş olan belli teknolojiler kullanılabilir. Örneğin, hipolimniyona yerleştirilen ve suda fiziksel hareketi sağlayan karıştırıcılar veya oksijen pompaları bu amaca hizmet etmektedir [Heo ve Kim, 2004; Brierley ve Harper, 1999].

Maliyetli ve zor olan bu teknolojilerin dışında, aynı sonuçlara baraj gölünün hidrolojik özelliklerinin değiştirilmesi suretiyle ulaşmayı amaçlayan uygulamalar da mevcuttur. Örneğin, gölden bırakılan suyun, fosfor ve fitoplankton miktarları arasındaki ilişkiye bağlı olarak, yılın belli dönemlerinde epilimniyon ya da dip hipolimniyon bölgesinden salınmasına seçici bir şekilde karar verilerek değiştirilebilir [Barbiero ve ark., 1997] ya da, özellikle içme suyu için kullanılan barajlarda olduğu gibi, suyun istenilen zamanda istenilen derinlikten alınabilmesine olanak veren kule sistemi kullanılabilir [Kimmel ve ark., 1990]. Su kalitesine ilişkin uygun önlem ve müdahalelerin belirlenebilmesi için, baraj ekosistemini oluşturan besin zinciri elemanlarının mevsimlere bağlı değişiklikleri, barajın farklı davranan bölgelerinde olmak üzere tespit edilmeli ve özellikle hidrolojik faktörlerin (baraja

giren su miktarı ve yükleri, giren suyun baraj çanağında kalma süresi, çıkan su ve yüklerinin miktarı gibi) ilişkisi ortaya koyulmalıdır [Kimmel ve ark., 1990].

2.3. Sediment Kirliliği

Göl veya nehir dip sedimentleri, tarım alanlarından gelen veya deşarj edilen organik veya inorganik atıklarla kirlenerek, bölgelerin ve yaşam kalitesinin gelişmesine olumsuz etki etmektedir. Son yıllarda, kirlenmiş sedimentlerin geoteknik ve kimyasal özelliklerin bilinmesine ve çözüm yollarının araştırılması çalışmalarına daha çok ihtiyaç duyulmaktadır. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda sedimentlerin yoğunluk, mukavemet ve permeabilite gibi mekanik özellikleri zayıf, buna karşılık su muhtevası, boşluk oranı ve sıkışabilirliğinin yüksek olduğu belirlenmiştir. Böylece sedimentler, bünyesinde zeminlerin sahip olabileceğinden daha çok organik ve inorganik bileşenleri barındırmaktadır ve kirlilik depolayıcısı olmaktadır [Burdige ve ark., 2004].

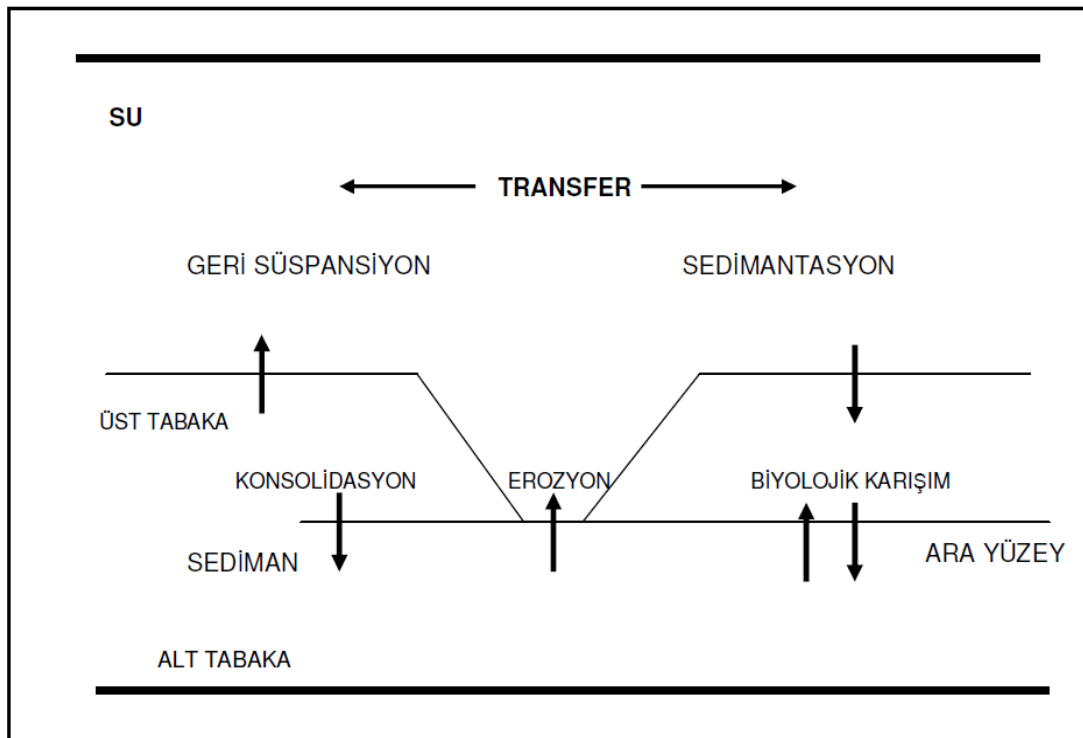


Şekil 2.3. Sedimentler ve nehir suları arasındaki kirlenme mekanizması.

2.3.1. Sedimanın tanımı, yapısı ve özellikleri

Sediman, genel olarak hem askıda hem de birikinti materyalini belirtir. Tüm doğal sular, değişen miktarlarda sediman içerirler. Sedimanlardaki organik ve inorganik bileşikler ya dış kaynaklardan gelmekte ya da göl veya nehir ortamı içerisinde oluşmaktadır. Organik madde, bilindiği gibi, mikroorganizmalardan (fitoplankton, zooplankton ve bakteri), makrofitler ve diğer büyük boyutlu organizma atıklarından, çürümüş materyalden çıkan moloz gibi birikimlerden oluşmaktadır. İnorganik madde ise, erozyonla taşınan kayaç parçalarından ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$, SiO_2 ve CaCO_3 gibi bileşiklerden oluşur. Bunların yanında kanalizasyon deşarjları, tarımsal uygulamalar, bina ve yol inşaatları gibi birçok insan faaliyetleri sonucunda da organik ve inorganik maddeler su yapısı içine girerler ve çökerek, dip sedimanında birikirler [Golterman ve ark., 1983].

Kemp (1974), sediman havzalarının belirgin iki tabakası olduğunu ortaya çıkarmıştır: Bu iki tabaka Şekil 2.4.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.4. Sediman tabakaları ve sediman transfer proseslerinin şematik gösterimi [Aşkıner Kaya, 2007].

1) Birinci tabaka, sedimanın ilk 5-15 cm'lik, suyla yakın temastaki tabakasıdır ve bazen sediman-su ara yüzeyinin sediman kısmı olarak bilinir. Su ve sediman arasında, materyallerin değişiminin kolayca meydana geldiği yer bu tabakadır. Bu tabaka, sık sık bentik organizmalar tarafından yoğun bir şekilde dolar. Bunların bir kısmı sedimanı altüst ederler. Yüzey su kalitesi ile ilişkili önemli reaksiyonlar bu tabakada meydana gelir. Bazı metaller, direkt olarak bu tabakadan yüzey sularına serbest bırakılır. Bu bir dinamik alandır ve bu tabakada, organik maddedeki değişimler, organizmaların aktivitesi ve hemen üzerindeki suyun hidrodinamik koşullarından dolayı hızlı olabilir [Salamons ve ark., 1987; Aşkner Kaya, 2007].

2) İkinci tabaka ise 5-15 cm'nin altındaki sedimanlardır. Bu tabaka, bakteriler haricindeki organizmaların aktivitelerine karşı nispeten etkisizdir. Bu kararlı bir bölgedir ve bu tabakada organik madde değişimi yavaştır.

Bir sistemin sediman tabakası, yüzey sedimanlarında gerekli jeokimyasal ölçümler yapılırsa ve daha sonra bu ölçümler belirli metotlarla değerlendirilirse, o sistemin çevresel durumunu yansıtır. Gerçekte, sediman-su etkileşimleri çok karışık olup, yorumlanması oldukça güçtür. Sediman tabakasındaki ve sediman-su ara yüzeyindeki çeşitli redoksa bağlı süreçler nedeniyle ayrıntılı olarak açıklanamamaktadır [Bakan ve Balkas, 1997].

Bununla birlikte, sediman ve onun yüzeyini kaplayan su arasında meydana gelen materyal değişimi, su kalite yönetim çalışmalarında ve özellikle besin maddesi akımlarının hesaplanmasında önemlidir. Sediman-su etkileşimleri; fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin kompleks bir sonucudur [Lijklema, 1993].

Fiziksel İşlemler: Sızıntı ve konsolidasyon nedeniyle adveksiyon boşluk suyu difüzyonu, geri süspansiyon hareketi nedeniyle katıların karışımı ve transferi, sedimentasyon ve biyolojik karışım olarak sıralanabilir.

Kimyasal İşlemler: Absorbsiyon, adsorbsiyon ve desorbsiyon, çözünme ve ortak çökelme proseslerini kapsar.

Biyolojik İşlemler: Değişik mikroorganizmalar tarafından organik bileşiklerin mineralizasyonu olarak tanımlanır.

2.3.2. Sediman kalite parametreleri

Fiziksel sediman kalite parametreleri

Renk: Sediman örneklerinin renkleri ilk izlenim olarak sedimanların kimyasal durumu hakkında bilgi veren bir gözlemdir [Golterman, 1983]. Kırmızımsı kahverengi olan renkler, demir oksidasyonunun göstergesidir. Açık gri renkler sedimanların biraz indirgendiğini, siyah renkler ise sedimanların, sülfid/yüksek organik içerik ile birleştiğini gösterir.

pH: pH değerlerinin düşüşü, karbonat ve hidroksit minerallerinin çözünmesinden kaynaklanır. Böylece, pH'ın düşüşüyle Fe ve Ca komplekslerinden fosfatlar serbest kalabilir. Ayrıca düşük pH değerleri, metal katyonlarının desorbsiyonunda bir artışa neden olur. Endüstriyel etkilerin bir sonucu olan pH değişimleri, metallerin çoğunun çözünmelerine de neden olabilir [Golterman ve ark., 1983].

Sıcaklık: Sistemde sıcaklığın artması, bakteri aktivitelerindeki artıştan dolayı ortamdaki O₂ tüketiminin artması ve redoks potansiyelinin azalması gibi etkiler gösterir [Aşkın Kaya, 2007].

Sediman partiküllerinin büyüklüğü

Tatlı su sistemlerinde, sediman yığnında aşınmış materyalin toplam miktarı, su ile taşınmış materyalin çözünmüş ve partikül halindeki fraksiyonlarının miktarına eşit olmalıdır. Partiküllerin büyüklüğü oldukça değişkendir. İri kayaç parçaları (çakıl, kum, tomruklar) içeren kaba materyaller, silt, kil ve çökmeyen kolloid içeren ince materyaller [Kemp ve ark., 1974] genellikle, nehir veya göl sedimanları; “mineral ve kayaç parçaları > kil > organikler > çökelen tortular” kompozisyonuyla temsil edilir. Sınırlı sediman transferi ve yüksek buharlaşma olan yerlerde sediman kompozisyonu; “çökelen tortular > kil > mineral ve kayaç parçaları > organikler” şeklinde olabilir [Golterman ve ark., 1983].

Kaba çakıl ve kumlar, genellikle dere ve nehirlerin yatak yükünü oluşturur ve göl sistemlerinin sığ kıyı çevrelerindeki dip sedimanlarında bulunur. Bu çevrelerdeki güçlü akıntı veya dalga hareketi, yatak üzerindeki kaba materyali harekete geçirebilecek türbülansı oluşturur. Böylece, bu materyal süspansiyon haline geçer. İnce silt ve killer (çamurlu materyal), durgun su şartları altında nehir veya göl yatağına sürekli olarak çökmez ve genellikle süspansiyon halinde kalırlar [Golterman ve ark., 1983].

Partikül boyutu sınıflandırması için birçok farklı sistem ve sınıflandırma vardır. Çizelge 2.2.'de partikül boyutu sınıflandırılması verilmektedir.

Çizelge 2.2. Partikül boyutu sınıflandırılması [Aşkiner Kaya, 2007].

Partikül tipi	Partikül büyüklüğü
Kum	> 50 μm
Kaba silt	50 - 20 μm
Orta ve ince silt	20-2 μm
Kaba kil	2 – 0,2 μm
Orta ve ince kil	< 0,2 μm

Partikül büyüklüğü sadece fiziksel karakteristikleri değil, aynı zamanda adsorbsiyon kapasitesi gibi kimyasal özellikleri de belirlediği için önemlidir. Ayrıca, sediman örneklerinin su içeriği ile sedimanların partikül büyüklüğü arasındaki ilişki, sediman yatağına partiküllerin taşınımı ve sedimantasyonunu açıklar. Golterman ve arkadaşları (1983), belirttiği gibi, partikül büyüklüğünün yorumlanması ve tayininin, hidroloji, jeomorfoloji ve sedimantolojide temel bir rolü vardır. Bu yüzden, sedimanların partikül büyüklüğü tayini için elek analizi, sedimantasyon pipet metodu, hidrometre metodu ve sedimantasyon kolonları gibi çok çeşitli analitiksel metotlar mevcuttur [Aşkiner Kaya, 2007].

Su içeriği: Sedimantolojide önemli parametrelerden biridir. Su içeriğinin sedimanlardaki dağılımı tipiktir. Irmak ağızları ve sığ sular gibi, kaba materyalin baskın olduğu yerlerde sediman su içeriği düşük değerlerdedir. Yüksek su içeriğine,

özelikle göllerin derin bölgelerinde rastlanır. Su içeriğindeki değişim, sedimantasyonun hızı, sedimanın kalitesi ve karakteri, sediman yoğunluk derecesi ve biyolojik karışımın ve onun zaman içindeki değişiminin derecesi gibi faktörlere bağlıdır [Aşkıner Kaya, 2007].

Organik içerik: Sedimanın organik içeriği, su içeriği ile önemli derecede ilişkilidir. Sediman derinliği arttıkça sedimanın organik ve su içeriği azalır. Sedimanlarda organik madde içeriğindeki artış ise, organik materyalce zengin antropojenik deşarjlar, su sisteminde yüksek birincil üretim ve sedimanlarda organik materyalin parçalanmasını güçleştirici indirgenme şartları gibi faktörlere bağlıdır.

Organik karbon içeriği ile organik içerik arasında bir korelasyon vardır. Bu korelasyon yaklaşık, “Organik İçerik = 2 x Organik Karbon” olarak ifade edilir [Aşkıner Kaya, 2007].

Kimyasal sediman kalite parametreleri

Su sistemlerinin çoğu, besin elementleri, ağır metaller ve metal bileşikleri gibi, aşırı miktarda bulduklarında potansiyel kirleticiler olarak görülen maddeler içerirler. Bu potansiyel kirleticiler, su ortamında yaşayan organizmaların ve insanların sağlığını tehlikeye atabilir. Bunlar genellikle çözünmüş halde bulunurlar. Ayrıca bunların büyük miktarları, dip sedimanları veya askıda maddeler üzerine bağlanmış da olabilir [Golterman ve ark, 1983].

Su ekosistemleri; karbon, azot, fosfor ve silisyum içeren oldukça önemli besin elementlerinin çözünmüş formlarıyla beslenir. Askıda materyal, bu besin elementlerinin döngüsünde önemli bir bileşim maddesidir [Ergun ve ark., 1986].

Metabolik prosesler için besin maddelerinin varlığı ve zehirli maddelerin toksisite derecesi, bunların çözünmüş ve partikül haldeki kimyasal türlerine yakından bağlıdır. Materyallerin kaynağı, onların katı ve sıvı fazlar arasında dağılımlarını önemli derecede etkileyebilir. Besin maddeleri ve zehirli materyallerin önemli bir miktarı, çözünmüş olarak bulunabilir. Çözünmüş formun artışı veya azalışı sedimanları büyük oranda etkiler. Sedimanlarda karbon, azot, fosfor ve silisyum çeşitli formlarda

bulunur [Golterman ve ark., 1983]. Sedimanda partikül halde karbon, organik madde veya mineral karbonat olarak, partiküler azot ve biyositler ise; kil mineralleri ve organik madde ile birleşmiş halde bulunabilir. Organik materyalde fosfor, mineral formda, Fe ve Al ile sorbsiyon reaksiyonunun bir sonucu olarak floklaşır. Sedimanlarda silisyum, mineral formda (genellikle, kumda kuvars taneleri olarak ve ince silt veya kil büyüklüğünde materyallerde kil mineralleriyle birlikte) ve organik yıkıntılarda bulunur. Toksik iz metaller ise çökeleklerde, mineral kayaç parçalarında ve inorganik materyalde partiküler formda bulunabilirler [Golterman ve ark., 1983].

2.4. Ötrofikasyon

Günümüzde çevre kirliliği problemlerinin artması ve her geçen gün su kaynaklarımızın kirliliğin tehditi altında olması, bu kaynakların korunmasına yönelik bilimsel çalışmaların ve yeni teknolojilerin geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır. Özellikle göllerde besi maddesi (N, P) artışına bağlı olarak göl suyunun kalitesinin bozulmasına neden olan ötrofikasyon olayı, ciddi anlamda tehdit oluşturmaktadır. Ötrofikasyon öncelikle doğal göller, rezervuarlar (baraj gölleri), körfezler ve küçük nehirler gibi su sirkülasyonunun çok az olduğu su bünyelerinde meydana gelir. Özellikle bir göl veya rezervuarda ötrofikasyon gerçekleşmeye başladıysa, aerobik flora ve fauna yok olabilir, uzun sürelerde sedimanların çok fazla birikmesiyle göller tamamen dolabilir. Sığ göller ise, yok olabilir [Horan, 1990].

Su kaynaklarındaki kalite değişimleri ve bu değişimlerin ortamdaki ekolojik yapıya etkileri günümüzde birçok farklı metod uygulanarak incelenmektedir. Ancak bu tür ortamlarda meydana gelebilecek etkinin belirlenmesinde birçok parametrenin bir arada değerlendirilmesi gerekmektedir. Özellikle bu tür izleme (monitoring) çalışmalarında, fiziksel ve kimyasal parametrelerin tek başına ortamın kalite değişimlerini belirlemede yetersiz kaldığı bilinen bir gerçektir. Son yıllarda nehirlerde kirlilik şartlarının belirlenmesinde algler ve diğer omurgasız canlıların değişimlerinin izlenmesi yöntemi yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır. Nehirlerde kirlilik değişimlerinin izlenmesinde biyolojik izleme çalışmaları dört sınıf altında toplanarak değerlendirilmektedir. Bu sınıflar; hayvan grupları, omurgasızlar, balıklar ve indikatör olabilecek farklı su kalite parametreleridir [Hawkes, 1997].

Özellikle, ağır metallerin nehirlerde meydana getirdiği etkilerin belirlenmesinde sadece suyun kalite değerlerinin değil, aynı zamanda sedimandaki değişimlerin de belirlenmesi gerektiği yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur [He ve ark., 1998].

Sucul sistemlerde, özellikle köklü akuatik makrofitler, azot ve fosforun temel kaynağıdır ve ölümleri sonucunda bünyelerindeki besin elementlerini sedimente bırakarak buradaki fosfor depolanmasını arttırabilmektedir [James ve ark., 2004]. Pek çok göl için iç kaynaklı fosfor yüklemesinin nispeten önemsiz olduğu varsayılmasına karşın, bazı durumlarda dış yüklemeyi dahi geçebilmektedir [Arthington ve ark., 1989]. Bu bağlamda sediment çalışmaları, ötrofikasyona yönelik araştırmalarda göz ardı edilmemesi gereken bir basamağı oluşturmaktadır.

Akuatik ortamlarda ötrofikasyon, besin elementi zenginleşmesine karşın, sistemin biyolojik reaksiyonu olarak tanımlanmaktadır. Fosforun, sudaki konsantrasyonu genellikle düşük olduğundan sucul sistemlerde sınırlayıcı element olarak dikkate alınır [Castellvi ve ark., 2001]. Sedimentte fosfor elementi partiküler fosfor ve çözülmüş fosfor olarak bulunmaktadır. Partiküler fosforun ana kaynakları; sudaki canlı organizmalar tarafından üretilen organik maddeler, sediment, sudaki kimyasal reaksiyonlar, yemler ve gübrelerdir. Organik, inorganik, kolloidal ve kolloidal olmayan fosfor fraksiyonlarının kaynakları ise şunlardır:

- 1) Organik madde üretimine katkısı olan canlı ya da ölü bitki, bakteri ve hayvan hücreleri,
- 2) Organik atıklar; hayvan ekstraktları,
- 3) Organik makro moleküllerin organik parçaları,
- 4) İnorganik ve organik bileşikler; metal-fosfor bileşikleri,
- 5) Hava şartlarına bağlı olarak kolloidal olmayan sediment partiküllerinin çökmesi,
- 6) İnorganik fosforun çökmesi ya da mineral kolloidler oluşturan kil partiküllerine fosforun tutunmasıdır.

Çözülmüş fosfor temelde ortofosfat ve inorganik polifosfat (çözülmüş inorganik fosfor) ile nükleotid ve polinükleotidlerin parçası olan çözülmüş organik fosfordan oluşur ve önemli bir kısmı organik kaynaklıdır. Polifosfat ve metafosfatlar biyolojik

aktivite tarafından üretilen bileşiklerdir [Bostan ve ark., 2000]. Fosfor fraksiyonlarından; toplam ortofosfat (TO), toplam filtre edilebilir ortofosfat (TFO), toplam fosfor (TF) ve toplam filtre edilebilir fosfor (TFF); alg, biyomas ve büyüme oranları hakkında bir fikir yürütebilmek için kullanılmaktadır.

2.5. Fosfor

Sedimentler göllerdeki fosfor döngüsünde fosfor tuzağı veya fosfor kaynağı olarak rol oynarlar. Sedimentteki fosfor özellikle ötrofikasyondaki öneminden dolayı konu ile ilgili pek çok çalışmanın da odak noktasını oluşturmaktadır.

Fosfor, canlılar aleminde (biyosfer), bitki ve özellikle hayvanların gövde yapısında (hücre ve dokular) bulunan önemli bir elementtir. Bir gölün biyolojik verimliliği taşıdığı çözülmüş ya da yüzer haldeki fosfora ve fosforlu maddelere bağlıdır. Göl sularındaki fosforun büyük bir kısmı (% 90), organik fosfor olarak canlıların hücre yapısında ve ölü organik maddeler içerisinde [Erençin ve Köksal, 1981]. Toplam inorganik fosfor ve organik fosfor, sularında;

- 1) Organizmada,
 - i) Nükleik asitte (DNA, RNA),
 - ii) Enzim ve vitamin esterlerinde,
 - iii) Nükleotid fosfat (ADP ve ATP; respirasyon ve CO asimilasyonunda) olarak,
- 2) Fosfatlı kayalarda ve topraklarda hidroksil apatit olarak (inorganik fosfor kaynağı),
- 3) Absorbe edilmiş fosfor olarak ölü organik maddeler içerisinde bulunur.

Sözü edilen kaynakların dışında inorganik fosfor;

- i) Ortofosfat,
- ii) Polifosfat (deterjanlı kaynaklar),
- iii) Organik fosfor kolloidleri halinde bulunur [Erençin ve Köksal, 1981].

Doğal sularında sedimentte bulunan fosfor, göl suyu ile sürekli bir dolaşım halindedir. Bu dolaşım, fosforun sedimentten suya geçmesi ve sudaki fosforun yeni baştan

sedimente dönmesi şeklinde birtakım fiziksel, kimyasal ve metabolik etkenler altında oluşur. Sedimentteki fosfor miktarı ile göl suyunun verimliliği arasında az bir ilişki vardır. Sedimentin fosfor içeriğinin sudaki miktardan daha fazla olabildiği tespit edilmiştir [Erençin ve Köksal, 1981].

Litoralın öneminin en çarpıcı göstergesi, limnetik bölgede yapılan radyoaktif fosfor denemeleridir. Bu denemeler, litoralden limnetik bölgeye fosfor akışı olmadığını, bir başka deyişle, litoral bölgenin limnetik bölgeden daha çok fosfor içerdiğini göstermiştir [Ruttner, 1975].

Göllerde fosfor dolaşımının etkili olduğu bölgelerden birisi olan hipolimniyondaki fosfor dolaşımında önemli olan unsurlar; sedimentin fosforu belirli bir süre tutabilmesi, göl suyunun durumu ve sediment içerisinde bulunan canlılardır. Fosforun sediment içerisinde dağılmasında; bakterilerin, mantarların, planktonların ve çeşitli hayvanların (kurtlar) etkisi vardır. Ayrıca bentosta bulunan omurgasızlar ve yem ararken bentosu karıştıran balıklar da fosfor dolaşımını kolaylaştırmaktadır [Erençin ve Köksal, 1981].

Bentik fosfor dolaşımında sedimentle su arasındaki fosfor alışverişi tamamen aydınlığa kavuşmamıştır. Fosfor sedimentle hızlı bir şekilde reaksiyona girdiği için, ekosistemde azota göre daha hızlı bir şekilde ortamdaki kaybolmaktadır. Fosfor, gölden, hidrolik akışla ve fosfor yüklü sestonun çökmesiyle uzaklaşmaktadır [Levine ve Schindler, 1989].

Su gövdesine giren fosfor, inorganik ve organik formda sedimentte birikecektir ve burada sürekli değil ancak, geçici olarak etkisiz kalacaktır. Sistemde bulunan fosfat çıkış suyu, insan müdahalesi ile uzaklaştırılmadığı takdirde sistemde kalacaktır [Sondergaard ve ark., 2001].

Fosfor sedimentten aerobik veya anaerobik koşullarda bırakılabilmekte ve bu mekanizma özellikle, sığ ve tabakalaşmayan göller için önem taşımaktadır [Lehrona ve Heiskanen, 2003]. Sedimentin fiziksel ve kimyasal özellikleri, sediment ve sedimentin hemen üst bölümündeki su arasında fosfatın değişimi için önemli olup,

pek çok gölde yıllık fosfor yüklemesinin önemli bir bölümü sedimentte birikmektedir.

Göl sedimentlerinde fosforun depolanması işlemi aşağıdaki ana mekanizmalara ayrılmaktadır:

- 1) Havzadan kaynaklanan detrital fosfor minerallerinin sedimentasyonu,
- 2) İnorganik bileşiklere fosforun adsorpsiyonu veya çökmesi,
- 3) Dış kaynaklı organik madde ile fosforun çökmesi,
- 4) İç kaynaklı organik madde ile fosforun çökmesi,
- 5) Su sütunundaki yüzey sedimentlerinde perifton veya diğer biyota tarafından fosforun asimile edilerek doğrudan alımı,
- 6) Sediment partikülleri üzerine göl suyundaki çözünmüş fosforun doğrudan adsorpsiyonu [Boström ve ark., 1988].

Çözünebilir fosfor bileşikleri, fitoplanktonlar ve diğer bitkiler için önemlidir. Sucul ortamlarda sistemi besleyen giriş suyunun anoksik olması, çözünebilir ortofosfatın su kolonuna geçişinde etkili olmaktadır. Yeraltı suyu, göl tabanından aerobik yüzey katmanına geçiş yaptığında, fosfatın büyük bir bölümü çökerek, sedimentte birikime uğramaktadır [Pieczynska, 1990].

Göl ve göletlerin ötrofikasyonunda, sedimentlerin fosfor rezervi niteliği önemli bir unsurdur. Ancak, sedimentin fosforu alıkoyma kapasitesi veya sedimentten fosfor salınımının sürekliliği, fosforun hareketliliğine izin veren koşulların varlığına ihtiyaç duymaktadır. Sedimentteki fosfor hareketliliğini saptamada kullanılan en önemli faktör ise, demir bileşikleridir [Marsden, 1989].

2.5.1. Sedimentte fosfor ve fosfor fraksiyonları konsantrasyonu

Sucul sistemlerde, sedimentteki fosforun varlığı, çözünmüş fosforun katı bileşiklerdeki adsorpsiyon-desorpsiyon mekanizmaları ile kemisorpsiyon ve biyolojik asimilasyon arasındaki geçişine bağlıdır. Kemisorpsiyon, sıvıdaki konsantrasyon farklılıklarından etkilenmeyen çözünmüş bileşiklerin kimyasal tutulumu iken, adsorpsiyon, sistemdeki çözünmüş bileşiklerin konsantrasyon

farklılıklarından dolayı katı partiküllere fiziksel tutulumunu ifade etmektedir. Bu işlemlerin her ikisi de pH ve redoks potansiyelinden etkilenmektedir [Sondergaard ve ark., 2001].

Akuatik ortamlarda fosfor, birtakım fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylar sonucu sedimente geçmektedir. Sedimentteki fosforun büyük bir kısmı, organik madde dekompozisyonundan kaynaklanabilen organik fosfor bileşiklerinden oluşabileceği gibi, göl suyu içerisindeki inorganik fosfat konsantrasyonunun fazlalığından da kaynaklanabilmektedir [Gonzales ve ark., 2001]. Göllerde, ışığın geçebildiği katmanlarda bulunan çözülmüş inorganik fosfor, inorganik partiküllere tutunarak birincil üreticiler yoluyla organik bileşiklere asimile olmaktadır. Bu şekilde, fosfor bileşiklerinin bir kısmı sedimente çökerken, bir kısmı ise sedimentasyon, ayrışma ve transformasyon oranlarına bağlı olarak tekrar su kolonuna geçiş yapmaktadır. Sistemdeki sediment-su arası fosfor hareketliliği, bazı fiziksel ve kimyasal çevre koşullarına bağlı olarak, fosforun bileşik oluşturmasıyla tanımlanmaktadır [Chalar ve Tundisi, 2001; Gerhardt ve Schink, 2005].

Sucul sistemlerde, köklü akuatik makrofitler, azot ve fosforun temel kaynağıdır ve ölümleri sonucunda bünyelerindeki besin elementleri sedimente bırakarak alıcı ortamlardaki fosfor depolanmasını arttırabilmektedir [James ve ark., 2004]. Ayrıca sedimentteki yoğun kil taneciklerinin, fosfatı bünyelerinde tutarak, sedimentte fosfor tutulumuna neden olduğu bildirilmiştir [Almendinger, 1999; Mathews ve Chveramohanakumar, 2003].

Sedimentte, fosfor fraksiyonlarının belirlenmesi, sedimentten suya fosfor salınımında en etkili olan fosfor fraksiyonunun tespiti açısından önemlidir. Sedimentte bulunan fosfor fraksiyonları, kimyasal ekstraksiyonlar vasıtasıyla değişik metodlarla tespit edilen, çeşitli organik ve inorganik sediment bileşiklerine bağlıdır. Bu fraksiyonlardan organik fosfor, mineralizasyon esnasında sedimentten suya geçmeyerek sediment partiküllerine tutunan fosfor fraksiyonunu temsil etmektedir [Goedkoop ve Pettersson, 2000; Bostan ve ark., 2000; Krogerus ve Ekholm, 2003; Kisve, 2005]. İnorganik fosfor formları ise, genellikle demir, alüminyum ve

kalsiyum bileşikleri ile sedimentteki kil minerallerine bağlı olan fosfordur [Istvanovics, 1994].

Sedimentteki inorganik fosfor fraksiyonları, genellikle, demir, alüminyum ve kalsiyum bileşikleri ile sedimentteki kil minerallerine bağlı olan fosfordur. İnorganik fosfor formları, kimyasal faktörlerin etkisiyle sediment gözenek suyundaki toplam filtre edilebilir ortofosfat (TFO) yoluyla tekrar suya geçmektedir. [Goedkoop ve Pettersson, 2000; Bostan ve ark., 2000; Krogerus ve Ekholm, 2003]. Sedimentte bulunan apatit olmayan inorganik fosfor fraksiyonları ($Ca \approx P$ ve $Fe+Al \approx P$), besin elementi olarak algler tarafından kullanılırken, metamorfik kayalardan köken alan apatit fosfor fraksiyonu ($Ca \approx P$), çoğu zaman algler tarafından kullanılmamaktadır [Ruban ve Demare, 1998; Gonzales ve ark., 2001]. Apatit fosfor fraksiyonunun ($Ca \approx P$), kalkerli kayalardan köken aldığı ve sedimentten göle fosfor salınımının engellenmesinde bu fraksiyonunun etkili olduğu bildirilmiştir [Burley ve ark., 2001].

2.5.2. Sedimentte toplam demir derişimi

Sedimentteki fosfor hareketliliğini saptamada sıkça kullanılan en önemli faktör; demir bileşikleridir. Sedimentten suya fosfor salınımı incelendiğinde, sedimentin yüksek demir içeriğinin, salınımın engellenmesinde etkili olduğu ve demirin önemi ortaya konmuştur [Boström ve ark., 1988; Marsden, 1989]. Sedimentlerde biriken fosfor miktarı, drenaj alanından sağlanan fosfordan çok demir elementinin çevrimine bağlıdır [Uslu ve Türkman, 1987]. Sediment ile su arasındaki demirin çevrimi ise, özellikle, pH tarafından kontrol edilmektedir [Montigny ve Prairie, 1993].

Akuatik sistemlerdeki fosfor kimyası, genellikle, demirle olan interaksiyonları ile kontrol edilir. Sudaki demir, iki esas oksidasyon durumundan birinde bulunur. Bunlardan indirgenmiş form Fe (II), orta düzeyde çözünür fakat, okside olmuş form Fe (III), büyük ölçüde çözünmez ve pek çok doğal suyun pH'sında hidrolize olur, hızla çöker. Demirle interaksiyona giren fosfor, indirgenme koşullarında çözünür, yükseltgenme koşullarında demirin katı fazı ile birleşir [Marsden, 1989; Nguyen ve ark., 1997; Roden ve Edmonds, 1997; Mayer ve Jarrell, 2000; Kisve, 2005].

Sucul ortamlarda, demirin yükseltgenmesi veya indirgenmesi oksijenle doğrudan ilişkilidir. Makrofitlerin yoğun olduğu ortamda kökler sedimente oksijen sağlayacağından, sedimentte Fe, (III) değerlikli olarak bulunmakta; bu durumda sediment oksijensiz dahi olsa, fosfor demirle bağlanarak sedimentten göl suyuna fosfor geçişi engellenmektedir [Ayoub ve ark., 2001; Hupfer ve Dolan, 2003; Kisve, 2005].

Demir (III)-fosfat kompleksinin stabilitesi, büyük ölçüde pH'a bağlıdır. pH'daki artış, fosfatın hidroksil iyonlarıyla yer değiştirmesinden dolayı fosforun bırakılmasını kolaylaştırır [Eckert ve ark., 1997].

Sığ göllerde yapılan fosfor salınım çalışmalarında sedimentteki Fe/P oranının sedimentten suya fosfor salınımında etkin olduğu saptanmıştır. Fe/P oranı 15'den fazla olduğunda sedimentten göl suyuna fosfor salınımının engellenebilirken, bu oran 15'den düşük olduğunda ancak sediment üstü su oksijenli ise, salınım önlenmektedir [Sondergaard ve ark., 2003].

2.5.3. Sedimentte organik madde

Sucul sistemlerde, sedimentteki organik madde konsantrasyonunun artışı, yüksek oranda ayrışmaya neden olmakta ve bu durum su kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir. Sediment üstü suyun aerobik olması, sedimentte biriken organik madde ayrışmasını teşvik etmekte ve böylece oksijenli sistemlerde organik madde birikimi oksijensiz sistemlere göre daha az gerçekleşmektedir [Boyd ve ark., 1994].

Kolloidal formdaki organik madde, sedimentte iyonların değişim kapasitesinden sorumludur ve polielektrolit sayesinde sıvıyı gerek adsorbe ederek, gerekse serbest bırakarak sedimentteki besin elementlerin su kolonuna geçişinde rol oynar. Bu tip organik maddece zengin sedimentlere (> % 20), genellikle, ötrofik sulak alanlarda rastlanır [Boyd ve ark., 1994; Magni ve ark., 2005]. Organik maddece zengin yüzey sedimentleri, %95-99 oranında su içermekte ve bu tür sedimentlerde fosfor salınımı önemli ölçüde yüksek bulunmaktadır [Enell ve Löfgren, 1988]. Sedimentin organik madde miktarı < % 20 olan sucul sistemlerin, oransal olarak hümik maddece zengin

olduğu ve bu durumun sedimentte fosfor tutulumunda önemli rol oynadığı bildirilmiştir [Istvanovics, 1994].

Sucul sistemlerde sedimentteki organik madde birikimi, sedimentte hümik demir-fosfat bileşiklerinin oluşması ile sonuçlanarak, sedimentten göle olan fosfor salınımının azalmasına neden olmaktadır [Nguyen, 2000].

2.5.4. Sedimentte mikrobiyal biyomas fosforu

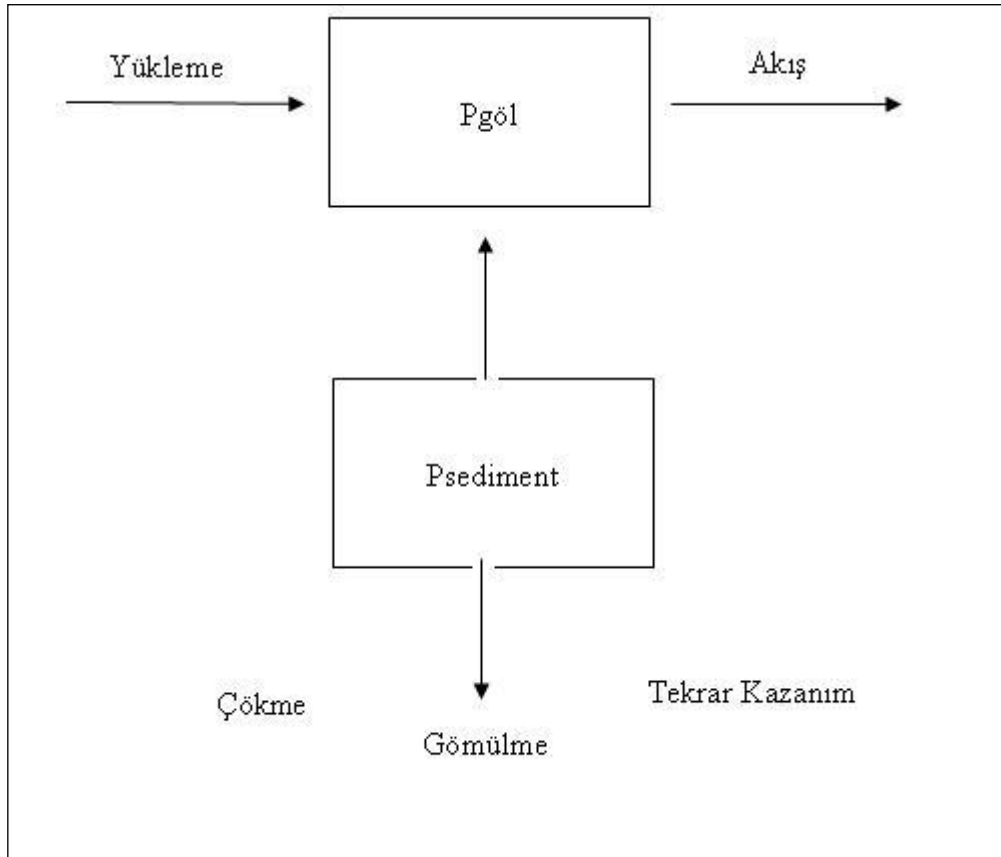
Sedimentten göl suyuna geçiş yapan fosfor, sedimentteki abiyotik ve biyotik faktörlerden etkilenmektedir. Abiyotik faktörler daha çok sedimentteki kimyasal olayları içerirken, biyotik faktörler, sedimentte yaşayan makroskobik ve mikroskobik organizmaların etkilerini içine almaktadır. Sedimentteki mikroorganizmaların büyüme ve gelişmeleri için kullandıkları inorganik fosfor formları ise, mikrobiyal biyomas fosforunu oluşturmaktadır [Khoshmanesh ve ark., 1993; Eckert ve ark., 1997].

2.5.5. Göllerde iç kaynaklı fosfor yüklemesi

Sedimentin fiziksel ve kimyasal özellikleri, sediment ve sediment üstü su arasındaki fosfatın değişimi için önemlidir. Pek çok gölde, yıllık fosfor yüklemesinin önemli bir bölümü, sedimentte birikir. Sedimentte biriken fosfor, belirli fiziksel ve kimyasal faktörlere bağlı olarak göl suyuna geçiş yapar ve göllerdeki iç kaynaklı fosfor yükünü oluşturur [Cerco, 1989; Sondergaard ve ark., 2001].

Fosfor yüklemesi kavramı; birim zamanda, gölün birim alanına eklenen besin elementi miktarı olarak tanımlanmaktadır. Sedimentten fosforun serbest bırakılması şeklinde gelişen iç kaynaklı fosfor yüklemesi, sınırlayıcı faktör olan fosforun sürekli olarak öfotik zondan trofogenik zona teminini sağlar. Bu tip olayların geliştiği göller, oldukça büyük primer üretkenliğe sahiptirler ve plankton populasyonları yoğun olup alg patlamaları yaygındır [Hickman, 1980; Riley ve Prepas, 1984].

Su sütunundaki iç kaynaklı fosfor yüklemesi, aerobik koşullarda, sediment içerisinde depolanarak azaltılabilmektedir [Arthington ve ark., 1989]. Bu olayın basitleştirilmiş şekli Chapra ve Canale (1991), tarafından verilmiştir (Şekil 2.5).



Şekil 2.5. İç kaynaklı fosfor yüklemesi.

Sığ göllerdeki iç kaynaklı fosfor yüklemesinde üç mekanizma söz konusudur:

- i) Sedimentin üzerindeki su anoksik (çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1,0 mg/l'den az) olduğunda, profundal sedimentten fosforun serbest bırakılması,
- ii) Karışma esnasında, göl sedimentinin tekrar süspanse olması,
- iii) Canlı ve yaşlanan makrofitlerden fosforun serbest bırakılması [Riley ve Prepas, 1984].

Kanada'da bir gölde yapılan araştırmada, göle olan azot ve fosfor yüklemesinin azalmasına karşın, gölün fosfor miktarı ve alg biyomasının, azot ve karbona göre

daha çabuk cevap verdiği saptanmıştır. Bu durumun nedeni ise, akuatik organizmaların fosfor döngüsünde karbon ve azot döngüsüne göre daha büyük oranda yer alması ve fosforun azot ve karbona göre sediment tarafından daha çok tutulmasıdır [Levine ve Schindler, 1989].

Fosfor, sedimentten aerobik veya anaerobik koşullarda göl suyuna geçiş yapmaktadır. Ancak, sedimentten anaerobik göl suyuna olan fosfor salınımı, genellikle, aerobik suya olan salınımdan daha fazla olabilmektedir. Sedimentten aerobik suya olan fosfor geçişi, fosforun Fe^{+3} bileşiklerine bağlanması ile aerobik koşullarda engellenmekte ve böylece çözünmüş oksijen demir-fosfat interaksyonunu etkileyerek, sediment-su arasındaki fosfat değişiminde önemli rol oynamaktadır [Cerco, 1989; Kleeberg ve Schlungbaum, 1993; Lehronta ve Heiskanen, 2003].

2.5.6. Göllerde sedimentten fosfor salınımı ve mevsimsel değişimi

Sedimentten net fosfor salınımı, tipik olarak mevsimlidir ve tüm yıl boyunca sedimentte tutulan fosfor miktarı, salınan miktardan daha fazladır. Amerika Birleşik Devletleri'nde Shagawa Gölü'nde ve İngiltere'de Barton Broad'da yaz mevsiminde sedimentten suya fosfor salınımı olmuştur [Marsden, 1989].

Sığ göllerde, sediment üstü sudaki fosfor konsantrasyonları, özellikle yaz boyunca yükselmektedir. Bu durum, sedimentten olan iç kaynaklı fosfor yüklemesinin bir sonucudur ve birçok ötrofik besin seviyesindeki gölde, fosfor konsantrasyonunun yüksek olmasından sorumludur [Marsden, 1989; Kleeberg ve Kozerski, 1997; Kisve, 2005].

Sucul ekosistemlerde, sediment-su arası madde değişimi, sistemin besin seviyesindeki değişimler adına oldukça önemlidir. Sedimentten suya fosfor salınımında, mevsimsel farklılıklar olmaktadır. Özellikle, yaz mevsiminde sedimentten fosfor salınımındaki artış, oksijen seviyesinin düşmesiyle birlikte anaerobik koşulların oluşmasına bağlı olarak ortaya çıkmaktadır. Sedimentten su kolonuna besin elementi geçişinde; sedimentin tipi ve sediment partikül büyüklüğü

ile aerobik-anaerobik koşulların yanı sıra sıcaklık ve pH da etkili olmaktadır [Shomar ve ark., 2005].

Fosforun sedimentte tutulum işlemi, gölün fosfor seviyesindeki mevsimsel varyasyonlarının bir sonucudur. Birçok ötrofik karakterdeki gölde, kış boyunca sedimentte tutulan fosfor, bahar aylarında biyolojik aktivitenin artmasıyla sedimentten göl suyuna salınmaktadır [Sondergaard ve ark., 2001]. Sığ göllerde, sediment üstü sudaki fosfor konsantrasyonlarının, özellikle yaz boyunca yükselmesinin nedeni, sedimentten olan iç kaynaklı fosfor yüklemesinin bir sonucudur [Marsden, 1989; Kleeberg ve Kozerski, 1997; Kısve, 2005].

Fosfor, sedimentten aerobik veya anaerobik koşullarda salınabilmektedir ancak; sedimentten anaerobik göl suyuna olan fosfor salınımı, genellikle, aerobik suya olan salınımdan daha fazla olabilmektedir [Shaw ve Prepas, 1990; Nguyen ve ark., 1997; Kısve, 2005]. Özellikle sığ göllerdeki makrofitlerin varlığı, sedimentten fosfor salınımı üzerine olumlu ya da olumsuz etki göstermektedir. Makrofit köklerinden sedimentin içine doğru oksijen salınımı olacağından, redoks potansiyelinin yükselmesi ve fosforun demir bileşiklerine bağlanması sonucu, sedimentten fosfor salınımının azaldığına dair birçok çalışma bulunmaktadır [Horppila ve Nurminen, 2001; Hupfer ve Dolan, 2003; Qu ve ark., 2003; Schulz ve ark., 2003; Schneider ve Melzer, 2004].

Litoral sedimentten, göl suyuna olan fosfor salınımı, özellikle sığ ve tabakalaşmayan göller için önem taşır. Sığ sedimentten aerobik göl suyuna olan fosfor salınımı, derin sedimentlere göre göl suyu üzerinde daha fazla etkiye sahiptir. Ayrıca litoral sediment bölgesi, daha fazla rüzgar ve dalga hareketlerine veya yüzey akışlarıyla taşınan yoğun askıda katı maddeye maruz kalmaktadır [Shaw ve Prepas, 1990].

Oligotrofik göllerde belirlenen sedimentten fosfor salınımının ($2,2 \text{ mg/m}^2\cdot\text{gün}$), ötrofik göllerdeki salınım oranından ($14 \text{ mg/m}^2\cdot\text{gün}$) oldukça düşük olduğu bildirilmiştir [Nürnberg ve ark., 1986].

Sedimentten fosforun göl suyuna salınımı, bir başka deyişle geçişi, iki temel işleme bağlıdır. Bunlar; mobilizasyon ve transport işlemleridir. Mobilizasyonda, sedimentteki fosforun su kolonuna salınımı veya sedimentte tutulması; sıcaklık, pH ve redoks potansiyeli başta olmak üzere bazı çevresel faktörlerden etkilenmektedir. Fosforun sediment-su arasında yer değiştirmesinde, sıcaklıktaki artış biyolojik aktivitedeki artıştan dolayı, dolaylı bir etkiye sahiptir. Transport işlemi ise, canlı organizmaların sedimenti karıştırması, sediment gözenek suyu ve göl suyu çevresindeki değişimi artırır ve yüzey sedimentlerinde gelişen kimyasal bariyerlere zarar verir. Zoobentosun saklanma ve beslenme aktiviteleri, sediment partiküllerinin yukarıya doğru taşınımını sağlar. Başka bir deyişle, su sütunundaki bentik koloniler sedimentten göl suyuna fosforun salınımına katkıda bulunurlar [Marsden, 1989].

Sedimentten fosfor salınımı, salınım üzerine olumlu veya olumsuz etkilere sahip olabilen sediment ve sudaki birtakım fiziksel ve kimyasal faktörlerden etkilenmektedir (Çizelge 2.3) [Marsden, 1989; Kleeberg ve Kozerski, 1997; Nguyen ve ark., 1997; Sondergaard ve ark., 2001; Kisve, 2005; Shomar ve ark., 2005].

Çizelge 2.3. Sedimentten fosfor salınımını etkileyen faktörler.

Fosfor salınımını etkileyen faktörler	Salınımı teşvik eden faktörler	Salınımı engelleyen faktörler
Sedimentin yapısı	Alüminyum ve demirce zengin apatit olmayan mineraller	Apatit mineraller ya da kalkerli kayalar
Redoks potansiyeli	Negatif redoks değerleri	Pozitif redoks değerleri
pH	Yüksek ph ve alkali tuzların varlığı	Düşük ph
Su kolonunun besin seviyesi	Sedimentin fosforca doymuş olması	Toplam fosfor konsantrasyonunun düşük olması
Mikrobiyal aktivite	Yüksek mikrobiyal aktivite	Düşük mikrobiyal aktivite
Mikrobiyal aktiviteyi etkileyen faktörler	Mikrobiyal aktiviteyi artırıcı yüksek sıcaklık	Düşük sıcaklık
Primer prodüksiyon çözülmüş oksijen	Sedimentte oksijensiz koşulların oluşması	Sedimentte oksijenli koşulların oluşması
Sedimentteki organik madde kaynağı	Organik maddenin hızlı sedimentasyon oranı	Düşük sedimentasyon oranı

2.5.7. Göllerde sedimente ve sedimentteki fosfora ilişkin restorasyon yöntemleri

Göllerde ötrofikasyonun kontrolü bağlamında, iç kaynaklı fosfor yükünün engellenmesi için fiziksel, kimyasal ve biyolojik anlamda önlemler alınabilmektedir. Bunlar; sedimentin belirli bir hacimde, sistemden uzaklaştırılması yolu ile besin seviyesini arttırmada etkili olan, sediment katmanını uzaklaştırmak ve gölün derinleştirilmesini sağlamaktır. Sistemden sedimentin uzaklaştırılması yöntemi, uzaklaştırılması gerekli sediment derinliği, tam olarak belirlenerek yapıldığında oldukça etkili olmasına karşın, pahalı bir yöntemdir [Kleeberg ve Kozerski, 1997]. Bir diğer yöntem ise, fosfor inaktivasyonudur. Bu tekniğin amacı, su sütununa olan

iç kaynaklı fosfor yüklemesini azaltmak için, su sütunundan fosforun çöktürme ile uzaklaştırılmasıdır. İnaktivasyon işlemi için, alüminyum tuzları gibi demir ve kalsiyum tuzları da kullanılmaktadır [Ayoub ve ark., 2001; Burley ve ark., 2001; Perkins ve Underwood, 2002; Kisve, 2005]. Göl restorasyonunda uygulanan inaktivasyon yönteminde kullanılan kimyasal maddeler, ekolojik riskler taşıyabilmektedir.

Göl ve göletlerin yönetiminde, ötrofikasyon kontrolünde, ilk olarak dış kaynaklı fosfor yükü azaltılmalı, daha sonra sedimentten olan iç kaynaklı fosfor yükünün indirgenmesi hedeflenmelidir. Birçok araştırmacı, akuatik ortamlara olan dış kaynaklı fosfor yükünün kesilmesinden sonra, sedimentten su kolonuna olan iç kaynaklı fosfor yükünün dış kaynaklı yük indirgenmesinden öncesine oranla, çok daha fazla olabildiğini tespit etmişlerdir [Sakadevan ve Bavor, 1998; Heidenreich ve Kleeberg, 2003]. Akuatik sistemlerde, ötrofikasyonun kontrolünde ve göl yönetiminde, dış kaynaklı fosfor yükünün indirgenmesi önemli bir basamağı oluşturmaktadır. Bu unsurun işlevsel hale geçirilmesiyle, ötrofikasyonun kontrol altına alındığına ilişkin birçok çalışma bulunmaktadır [Oenema, 1991; Stevens ve Neilson, 1987; Dokulil ve Janauver, 1989; Barbieri ve Mosello, 1992]. Dış kaynaklı besin elementi yükünü azaltmaya yönelik indirgenme programlarına karşı, göllerin tepkisini belirlemek oldukça güçtür. İndirgenme programları sonrası, suya ilişkin besin elementi konsantrasyonlarında beklenen düzeyde iyileşme gerçekleşmeyebilir [Bergman ve ark., 1999]. Fosfor, azot ve karbona göre sediment tarafından daha çok tutulmaktadır [Levine ve Schindler, 1989]. Sedimentten fosfor salınımı, göllerin dış kaynaklı fosfor yüklemesindeki değişimlere olan tepkisini engellemektedir. Böylece, gölün fosfor konsantrasyonunda beklenen düzeyde düşüş gerçekleşmeyerek, gölün iyileşme süreci zamansal anlamda uzamaktadır [Dillon, 1974; Liere ve ark., 1990; Szilagyi ve ark., 1990; Scharf, 1999; Sondergaard ve ark., 1999].

Dış kaynaklı fosfor yükü azaltma işleminin etkinliğini belirlemede, göllerin besin düzeyi önemli bir unsurdur. Yıllık ortalama toplam fosfor konsantrasyonu 100 mg/m³'den fazla ise, yükteki indirgenme oranının % 60'dan fazla olması gerektiği, dış kaynaklı fosfor yükündeki indirgenme oranının % 20'den az olduğu durumlarda,

göllerin besin düzeyinde istenilen seviyelere ulaşmanın zor olduğu bildirilmiştir [Marsden, 1989].

Dış kaynaklı besin yükünün azaltılmasına, özellikle, derin göllerin hızla cevap verdiği, suyun yenilenme süresinin nispeten daha kısa olduğu sığ göllerde ise; iyileşme sürecinin daha uzun olduğu bildirilmiştir [Beklioğlu ve ark., 1999].

Sucul sistemlerde, köklü akuatik makrofitlerin azot ve fosfor gibi besin elementleri kullandığı ve ölümleri sonucunda bünyelerindeki besin elementlerini sedimente bırakarak buradaki fosfor depolanmasına temel teşkil ettiği ve böylece sistemdeki besin elementi konsantrasyonunu azalttığı, bilinen bir olgudur [James ve ark., 2004].

Makrofit kökleri sedimente oksijen sağlayacağından, fosfor, demir (III) ile bağlanarak sedimentten göl suyuna fosfor geçişi engellenmekte, makrofit yoğunluğu çok fazla olduğunda ise; sediment oksijensiz kalacağından tam tersi bir durum söz konusu olmaktadır [Ayoub ve ark., 2001; Hupfer ve Dolan, 2003; Sondergaard ve ark., 2003].

2.6. Azot

Azot, pek çok organik maddede bulunan bir elementtir. Canlı vücudunun temeli olan proteinlerden başka kalıtım görevini yapan nükleik asitlerin, çeşitli hormon ve vitaminlerin yapısında da bulunur. Canlı hücrelerin başlıca bileşenlerinden biridir ve canlıların kuru ağırlığının %5'ini oluşturur [Başer, 2006].

Azotun yeryüzünde atmosfer ve canlılar olmak üzere, iki büyük rezervi vardır Azot gazı atmosferin % 78'ini teşkil ettiği halde, kimyasal olarak kolay tepkime vermeyen bir gazdır. Birçok bitki ve hayvanın atmosferdeki azottan faydalanmaları kolay olmamaktadır. Ancak, bazı mikroorganizmalar, bakteriler ve mavi-yeşil algler atmosferdeki azotu fiske etme kabiliyetine sahiptirler [Başer, 2006].

Azot, su ortamlarına doğal ya da insan faaliyetlerinin sonucu olarak girmektedir. Doğal yollarla su ortamlarına azot girişi azot fiksasyonu, nitrat amonifikasyonu ve atmosferik boşalım mekanizmaları (yağmur, kar, şimşek gibi) ile olur. Doğal

faktörlerin yanı sıra, insan faaliyetlerinin sonucu olarak da su ortamları azot konsantrasyonu bakımından zenginleşmektedir [Valiela ve Bowen, 2002].

Enerji santralleri, endüstriyel tesisler, tarımsal faaliyetler, evsel atıksular, çöp sızıntı suları gibi pek çok faktör su ortamlarındaki azot konsantrasyonunu etkilemektedir. Enerji santrallerinde, fosil yakıtların yakılmasıyla atmosfere verilen NO_x 'ler yağış, kar gibi atmosferik boşalımlarla su kütlelerine taşınır. Azotun, endüstriyel tesislerde yaygın bir kullanım alanı vardır. Bu kullanımlara koton iplik üretimi için nitroselülaz, gliserin üretimi için nitrogliserin, TNT üretimi için toluen, metal kaldırma ve metal son işleme tesislerinde nitrik asit kullanımı, örnek olarak verilebilir. Bunlara benzer pek çok tesisden gelen sular inorganik azot konsantrasyonu bakımından zengindir. Organik azotun temel kaynakları ise; evsel atıksular, tarımsal faaliyetler, hayvancılık sektöründen gelen atıklardır. Organik azot alıcı ortamlara ulaşmadan önce, heterotroflar tarafından hızlı bir şekilde amonyağa dönüştürülür. Dolayısıyla, alıcı ortamlara ulaşan suların azot içeriğinin % 90'ı amonyak formunda ya da amonyağa hızlı bir şekilde dönüşen formdadır [Başer, 2006].

Azot, suda redüksiyon/oksidasyon işlemlerine bağlı olarak farklı oksidasyon seviyelerinde bulunur. Bunlar;

NH_4^+	amonyum.....	-3
NH_3	serbest amonyak.....	-3
N_2	azot gazı.....	0
NO_2^-	nitrit.....	+3
NO_3^-	nitrat.....	+5

Organik azot; amino asitler, proteinler, nükleotidler ve karmaşık yapılu hümitik bileşiklerdir.

Amonyum, suda başlıca; NH_4^+ ve çözünmemiş NH_4OH olarak bulunmaktadır. Ayrışmamış NH_4OH 'in, su içinde yaşayan hayvanlar ve bitkiler için toksisitesi yüksektir. NH_4^+ 'un NH_4OH 'e oranı, pH ve sıcaklık tarafından kontrol edilmektedir. Alkali koşullarda, NH_4OH yüzdesi artmakta; asidik koşullarda azalmaktadır.

Amonyanın zehirlilik etkisi; pH, sıcaklık, tuzluluk, çözünmüş oksijen konsantrasyonu, canlının yaşı ve türü ile değişmektedir. Kirlilik de, amonyanın hayvanlar üzerindeki zehirlilik etkisini arttırabilmektedir. Besi maddesindeki artışlara paralel olarak, artan fotosentez ile ortamın karbondioksiti azalmakta, pH'ı artmaktadır. Azot türleri; inorganik ve organik azot olmak üzere ikiye ayrılır. Organik azot; kendi içinde çözünmüş organik azot (DON) ve partikül organik azot (PON) olmak üzere ikiye ayrılır. $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ çözünmüş inorganik azot (DIN) formlarıdır. Fitoplanktonlar, çözünmüş inorganik azot formlarını kullanırlar. Göl, nehir gibi tatlı su ekosistemlerinde çözünmüş organik azot, toplam çözünmüş azotun % 50'sinden fazlasını oluşturmaktadır [Başer, 2006].

Çözünmüş organik azotun üçte ikisi polipeptit ve kompleks organik bileşiklerden, geriye kalan kısmı serbest amino azot bileşiklerinden oluşur. Göl ve akarsularda DON/PON oranı 5/1 ile 10/1 arasında değişmektedir [Başer, 2006].

2.6.1. Azot fiksasyonu

Azot fiksasyonu, azot gazının organik azot bileşiklerine dönüştürülme sürecidir. İki azot atomu arasındaki üçlü bağı kırmak için, gerekli olan yüksek enerjiye, birçok organizma sahip değildir. Bitkiler, azotu amonyak tuzları olarak bünyelerine alabilirler. Hayvanlar ise, azottan aminoasit formunda yararlanabilirler. Azot gazı, yalnızca azot fiksasyon kabiliyetine sahip bazı bakteri türleri tarafından (heterocyte içeren mavi-yeşil algler ve heterocyte içermeyen bazı tek hücreli mavi-yeşil algler), çoğalma için kullanılmaktadır. Tatlı su ekosistemlerinde, birincil üretim fosfor tarafından limitlenirken deniz ekosistemlerinde, azot tarafından limitlenir. Fosfor miktarının yüksek olduğu ötrofik göller ya da bataklıklar, birincil üretimin azot tarafından kısıtlandığı duruma gelebilmektedir. Bu durumda, azot fikse etme kabiliyetine sahip mikroorganizmalar, atmosferik azotu fikse ederek N/P oranını arttırmaktadır. Bitki büyümesinin azot tarafından limitlendiği durumlarda, mavi-yeşil alglerin alg topluluğunda baskın olması beklenir.

Özellikle, mavi-yeşil alglerden *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Gleotrichia* ve *Nodularia* göllerdeki azot fiksasyonuna hakim türlerdir. Göl, rezervuar ve nehirlerde

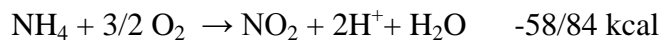
denitrifikasyon ile kaybedilen azot miktarının, azot fiksasyonu ile kazanılan miktardan fazla olduğu tespit edilmiştir [Başer, 2006].

Azot fiksasyonu, demir ve molibden konsantrasyonunun azlığından olumsuz şekilde etkilenir. Aerobik sularda, molibden molibdat olarak bulunur. Sülfat, molibdata benzer ve konsantrasyon bakımından suda, molibdatdan çok daha fazla miktarda bulunur. Sülfat, planktonik alg ve bakterilerin molibdat özümsemesini engelleyerek azot fiksasyonunun azalmasına sebep olur. Su ortamlarında, azot fiksasyonunu kısıtlayan diğer bir faktör, demir konsantrasyonunun azlığıdır. Fosforca zengin sularda, demir, azot fiksasyon hızını sınırlayabilir. Azot kaynağı olarak N₂ kullanan mavi-yeşil algler (*cyanobacteria*), diğer alglere göre demire daha fazla ihtiyaç duyarlar. Çözünmüş organik madde içeriği yüksek ortamlarda, demirin çözünürlüğü ve molibdenin kararlılığı artmaktadır [Başer, 2006].

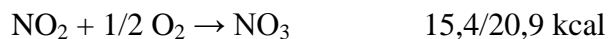
Demir ve molibdenin sedimentten doğrudan alınması, bentik mavi-yeşil alglerin azot fiksasyonunu önemli hale getirmiştir. Ancak, ışığın sediment bölgesine az nüfuz etmesi, bentik mavi-yeşil alglerin azot fiksasyonunu kısıtlar. Sedimentteki azot fiksasyonu; sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, karbon varlığı ve tuzluluktan etkilenir [Başer, 2006].

2.6.2. Nitrifikasyon

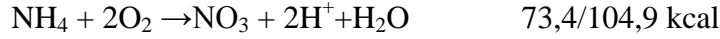
Amonyak ve amonyak iyonlarının mikrobiyal oksidasyonu, bakterilerin farklı türleri tarafından iki basamakta gerçekleşir. İlk olarak, amonyum iyonlarının nitrite oksidasyonu vardır. Buna, nitrifikasyon denir.



Bu prosesi gerçekleştiren bakteriler; *nitrosomanas europa* ve *monoc nitrococus*' dur. Nitrifikasyonun ikinci basamağında nitriti nitrata oksitleyen bakteriler mezofiliktir, geniş bir sıcaklık toleransları vardır ve nötr pH'larda yaşamayı tercih ederler [Başer, 2006].



Bu prosesi gerçekleştiren organizmaların; *nitrobakter winogradskyi* ve *nitrocystis* olduğu bilinmektedir. Bu iki denklem birleştirilerek, nitrifikasyon için aşağıdaki eşitlik yazılır;



Eşitliklerden iki önemli sonuç çıkarılabilir.

Bunlardan birincisi; nitrifikasyon işleminin yüksek enerji girişi gerektirmesidir. Her bir amonyum azotu için, 4½ kg O₂ gerekir. Evsel atıksular tipik olarak, 35 g/m³ amonyak azotu ve 200-350 g/m³ BOD içerir.

Bu değerler, amonyağın kullandığı yüksek O₂ ihtiyacını örneklemek için kullanılabilir. 35 g/m³ amonyağın nitrifikasyonu için gerekli oksijen; 150 g/m³'dür. Böylece toplam O₂ ihtiyacı, 350-500 g/m³ olur.

İkincisi, nitrifikasyonun ilk adımında asit üretilmesidir. Bu yüzden atık suyun pH'ı, nitrifikasyon boyunca düşme eğiliminde olacaktır. Yeterli miktarda amonyak içeren ve kontrol edilmeyen bir sistemde pH, sonunda öyle bir seviyeye düşer ki, bu seviyede nitrifikasyon durur. Nitrifikasyonun gerçekleşmesi için ortamın aerobik olması zorunludur.

Nitrifikasyon işlemi, çözülmüş oksijen konsantrasyonu 0,3 mg/l'nin altına düşene kadar devam edebilmektedir. pH'ın 5'ten düşük olduğu ortamlarda, nitrifikasyon hızı düşmektedir.

Sıcaklıktaki mevsimsel ve günlük değişimlerden nitrifikasyon bakterilerinin metabolik aktivitesi etkilenmektedir. Saf kültürlerde optimum sıcaklık 25-35 °C arasındadır.

Sıcaklık, oksijenin sudaki çözünürlüğünü etkilediğinden, nitrifikasyonu da direk olmayan biçimde etkilemektedir. Nitrifikasyon, hem suda hem de sedimentte gerçekleşebilen bir prostestir. Sedimentte nitrifikasyon, sedimentin 5 cm'lik üst kısmında gerçekleşir ve oluşan nitrat ya sediment üstündeki suya, ya da sedimentin

anoksik bölgesine difüze olmaktadır. Sedimentteki nitrifikasyon bakterilerin dağılımı, çözülmüş oksijen difüzyonuna bağlı olarak farklılık göstermektedir. Bentik makrofitler, kökleri ile sedimentin derin katmanlarına oksijen yayarak nitrifikasyonu harekete geçirerek, denitrifikasyon için ekstra nitrat sağlamaktadır [Başer, 2006].

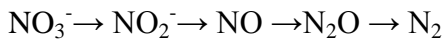
Nitrifikasyonu etkileyen diğer bir faktör ise; tuzluluktur. Ancak, lagün sistemlerinde olduğu gibi farklı tuzluluk konsantrasyonlarına nitrifikasyon bakterileri alışır, hatta bu kısa süreli değişimlerin, nitrifikasyon üzerinde güçlü düzenleyici etkileri de olabilmektedir.

Nitrifikasyon bakterileri çeşitli çevresel faktörlerden etkilenirler. Nitrifikasyon; düşük sıcaklık, düşük çözülmüş oksijen konsantrasyonu, organik ve inorganik maddelerin fazla olmasından ve pH'ın fazlalığından etkilenirler. Ayrıca ,yüksek nitrit konsantrasyonu da nitrifikasyonu inhibe edebilir [Başer, 2006].

2.6.3. Denitrifikasyon

Nitrat formundaki azotun, oksijenin bulunmadığı anoksik ortamda biyolojik olarak azot gazına çevrilmesi işlemine denitrifikasyon denir. Bu dönüşümü gerçekleştiren bakteriler heterotrofik bakteriler olup, nitratın indirgenmesini iki adımda gerçekleştirirler. Birinci adımda nitrat nitrite dönüşür [Başer, 2006].

Daha sonra; nitrik oksit, nitroz oksit ve azot gazı oluşur. Nitratın indirgenme reaksiyonu kısaca aşağıdaki gibidir;



Son üç ürün gaz formunda olup, doğrudan atmosfere atılmaktadır. Denitrifikasyon sistemlerinde, çözülmüş oksijen kritik parametredir. Çözülmüş oksijenin bulunması, denitrifikasyon için gereken enzim sistemini bastırır. Reaksiyon sırasındaki pH'da artış olacağından alkalinite meydana gelir. Farklı bakteriler için optimum pH aralığı 7-8'dir [Başer, 2006].

Mikroorganizmalar sıcaklık değişimine karşı hassas olduklarından, mikrobiyolojik büyüme hızını etkiler [Başer, 2006].

Denitrifikasyon, sucul ekosistemlerde azot bütçesi için önemli bir prosestir. Denitrifikasyon bakterileri, nitrifikasyonla oluşmuş nitratın içindeki oksijenleri kullanarak organik karbonu karbondioksit ve karbonata dönüştürerek enerji kazanmaktadır [Başer, 2006].

Denitrifikasyon bakterileri, enerjinin yanında yeni biyokütle oluşturmak için karbon da kazanmaktadır. Bu işlemle açığa çıkan elektronlar, azot gazına aktarılmaktadır. Denitrifikasyon ve nitrifikasyon birbirine bağlı ancak; aynı anda aynı yerde oluşmayan iki süreçtir [Başer, 2006].

Denitrifikasyon hızı sıcaklık, pH, redoks potansiyeli, çözülmüş oksijen, organik madde ve nitrat konsantrasyonu gibi faktörlerden etkilenmektedir. Artan sıcaklık denitrifikasyon hızını arttırırken, asidik şartlar azaltır. Denitrifikasyon bakterilerinin aktif oldukları pH aralığı 5,8-9,2'dir. Denitrifikasyon ve nitrifikasyon, sedimentte ve sediment-su arayüzeyinde oluşabilir [Başer, 2006].

Denitrifikasyon, sedimentin anoksik derin bölgelerinde oluşur. Açığa çıkan azot gazı sedimentte hareket ederken, anoksik sediment tabakasının havalanmasını da sağlamaktadır. Havalanma ile sağlanan oksijen ile kök yakınlarında nitrifikasyon gerçekleşir [Başer, 2006].

Sedimentte oluşan denitrifikasyon, hipolimnionda olduğundan daha hızlıdır. Pek çok çalışma, sudan sedimente geçenden daha çok nitrat ve amonyumun sedimentten suya verildiğini göstermiştir [Başer, 2006].

Denitrifikasyon sedimentteki nitrat miktarına ve sedimentteki nitrifikasyona bağlı gibi görünmektedir. Ancak denitrifikasyon bakterilerinin epilimnion ya da termoklin bölgesinden sedimente difüze olan nitratı da kullanabilmektedirler [Başer, 2006].

Su ortamlarında azot çevrimini etkileyen diğer bir süreç; nitrat amonifikasyonudur. Nitratın azalması halinde, hetetrof bakterilerin nitratı amonyuma indirgemesi olarak

bilinen bu süreç, denitrifikasyona alternatif bir süreç olarak değerlendirilir. Azotun sistemde kaybolmaması ve kolayca kullanılabilir bir azot formuna dönüşmesi nedeniyle, ortamın besi maddesi açısından zenginleşmesine sebep olur [Başer, 2006].

2.6.4. Sedimentten azot salınması

Sedimentte mineralize olmuş azotun büyük bir kısmı, difüzyon ile suya tekrar NH_4 veya NO_3 olarak kazandırılır. Bir kısım azot da, üre ve çözünmüş organik azot olarak suya verilebilir. Fakat bu konu ile ilgili bilgiler çok detaylı değildir.

Bentik rejenerasyon, sıcaklığın bir fonksiyonudur. Amonyak rejenerasyon oranı ve sediment boşluk suyu konsantrasyonu, sıcaklık ile azalma eğilimindedir. Sediment tane boyu ve fiziksel sirkülasyonlar bu prosesden etkilenir. Fauna aktivitesinin, sedimentten NH_4 salınım oranını artırması bu etkinin kanıtıdır.

Canlıların sediment üzerindeki hareketleri (bioturbation), sedimentin porozitesini artırır. Organik maddelerin sedimentte birikmesi ve katmanlaşması (özellikle alg patlamaları sonrasında), biotürbasyonu düşürür. Porozitesi azalmış sedimentlerden nütrientlerin salınması, azalmamış olanlara göre daha fazladır [Lenzi ve ark., 2005]. NH_4 ve NO_3 miktarı, büyük oranda mevsimsel şartlara bağlıdır. Örneğin; sedimentten salınan azotun büyük bir kısmı yaz mevsiminde NH_4 şeklindedir. Genellikle, yazın aerobik bölge daha küçüktür ve mineralizasyon oranı oldukça yüksektir. Diğer taraftan, kış ve ilkbahar mevsimlerinde aerobik bölgenin daha büyük olması ve nitrifikasyonun daha baskın olmasına bağlı olarak, sedimentten NO_3 salınır [Başer, 2006]. Anaerobik şartlar altında redoks potansiyeli azalır, böylece sedimentte nitrifikasyon biter. Sediment ve su arasındaki oksijenli mikro bölgelerin kaybı, sedimentin adsorpsiyon kapasitesinin önemli miktarda düşmesine sebep olur. Bu durum aynı zamanda, sedimentten NH_4 salınımını artırır [Başer, 2006].

Sucul ekosistemlerin sedimentlerinde, pH ve redoks potansiyelinin azalması ile sedimentte ortofosfat ve amonyum üretilir. Üretilen ortofosfat ve amonyumun suya salınması, yeni alg patlamalarına öncülük eder [Lenzi ve ark., 2005]. Sedimentte organik maddelerin bozulması sonucu, amonyum üretilir. Amonyumun bir kısmı

nitrate, bir kısmı da nitrit ve azot gazına denitrife edilir. Sediment yüzeyinde, çözülmüş inorganik azotun yüksek konsantrasyonlarda olması, nütrientlerin suya difüze olmasını sağlar [Başer, 2006].

Sedimentten NH_4 salınımını etkileyen diğer bir faktör tuzluluktur. Tatlı su sedimentinin değiştirilebilir amonyum konsantrasyonu, deniz sedimentinden daha fazladır. Tuzluluk, sedimentin amonyak adsorplama kapasitesini kontrol edici bir etkiye sahiptir. Sedimentin katyon değişim bölgesi için, amonyum ve daha büyük moleküller (Na^+ ve Mg^{2+}) yarışa girerek, sedimentten olan salınımları etkilerler [Başer, 2006].

2.7. N/P Oranı

Alg büyümesini sınırlayan elementin belirlenmesi ile, ötrofikasyon kontrolü sağlanabilir. Bu yüzden N/P oranı, ötrofikasyon çalışmalarında ayrı bir yere sahiptir. Pek çok aquatik sistem, besi elementleri açısından sınırlıdır. Buralarda genellikle, N ve P ana sınırlayıcılarıdır. Fosfor, genellikle tatlı su ekosistemlerinde sınırlayıcı elementtir. Deniz ekosistemlerinde ise; azot limitleyicidir. Bu genellemeyi; fosfor döngüsündeki devrin daha hızlı olması, denitrifikasyon ile azot kaybı, sınırlı planktonik azot fiksasyonu olan kıyı sularına düşük N/P oranlı besin maddesi girişi gibi faktörler bozar [Başer, 2006].

Alg üremesinde fosfor ve azotun sınırlayıcılığı arasındaki geçişe, göllerde ve kıyısularda oldukça sık rastlanır. Bir su ortamında, yalnızca bir tane besi elementi sınırlayıcı olabilir. Her iki nütrientin, aynı anda sınırlayıcı olması mümkün değildir. N/P oranı, nütrient sınırlanmasını gösteren bir indikatör olarak kullanılmaktadır. N/P oranı, su ortamına nütrient yüklemesinin sabit ya da durağan olduğu varsayımına dayanır. Nütrientler, sıklıkla dışsal ve içsel yüklemelerle ortama girerler ve N/P oranı hem bu yüklemelere, hem de mikroorganizmalar tarafından besi elementlerinin kullanılmasına bağlı olarak sürekli değişir. Ayrıca N/P oranı, alg türlerine ve su ortamındaki mevsimsel ve yıllık değişimlere bağlı olarak değişiklik gösterebilir. Farklı alg türleri için N/P oranı, 10/1 ile 30/1 aralığında değişmektedir. Eser

bileşikler (vitaminler veya ağır metaller) ve nütrientler arasındaki karşılıklı etkileşimden dolayı, alg topluluklarının yapısının tahmin edilmesi güç bir hal alır.

Yeşil alglerden *Scenedesmus sp.* için, molar N/P oranı 30'dan küçük olduğunda, büyüme sadece N sınırlaması ile belirlenirken, bu oranın 30'dan büyük olması halinde, büyüme P sınırlaması ile belirlenir. Dolayısıyla sudaki nütrient oranları, algal büyüme için sınırlayıcı nütrienti belirlemede yeterli olmayabilir. Bu durum özellikle, ortamda birden fazla alg grubu olduğu zaman geçerlidir [Başer, 2006].

Genellikle çözülmüş inorganik azotun, çözünebilir fosfata atomik oranı 10'dan küçük ise ($DIN/SRP < 10$); azotun, tersi durumda ($DIN/SRP > 10$) ise; fosforun alg büyümesini sınırladığı düşünülür [Lenzi ve ark., 2004].

3. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

3.1. Baraj Gölleri Sedimanında Nütrient Kirliliğine Yönelik Araştırmalar

Akın ve arkadaşları (2009), Gökçekaya Baraj Gölü su kalitesini fizikokimyasal, toksikolojik ve ekolojik parametreler yönünden inceleyerek, çoklu parametre analizleri ile su kalitesini belirlemişlerdir. Yapılan inceleme sonucunda; Sarıyar Baraj Gölü'nden belli oranlarda kirlilik yükünün Gökçekaya Baraj Gölü'ne taşındığını belirtmişlerdir. Gökçekaya Baraj Gölü haznesinin büyük olmasından dolayı su kalitesinde ciddi bir bozunmanın olmadığını belirtmişlerdir. Ayrıca Gökçekaya Baraj Gölü'nün su kalitesi bakımından tam olarak sınıflandırılabilmesi için sediman kalitesinin de incelenmesi gerektiğini vurgulamıştır.

Ekmekçi ve Erkakan (1989), Sakarya Nehri'nde, baraj gölü girişindeki gözlem istasyonu verilerine dayanarak yaptığı değerlendirmeler sonucunda; kirlenmenin zaman içinde arttığını belirtmektedir. Aynı araştırmacılar, Sakarya Nehri ile göle taşınan kirleticilerin, göl dibinde birikmekte olduğunu saptamışlardır. Gölde derinlik boyunca yapılan örneklemelerde, kirliliğin 20 m'den daha derin bölgelerde ciddi boyutlara ulaştığı ve bu durumun canlı yaşamı için bir tehdit oluşturduğu saptanmıştır.

Atıcı (1997), Sakarya Nehri'nde kirliliğe toleranslı alg türlerini belirlemiş, Sakarya Nehri'nin bir an önce korumaya alınarak, normale dödürülmesi için çalışmaların ilgili makamlarca başlatılması gerektiğini belirtmiştir.

Topkaya (1992), Keban Baraj Gölü'nün Uluova Bölgesi'ndeki üç istasyondan toplanan yüzeysel sediment örneklerinde, partikül büyüklüğüne bağlı olarak toplam, anorganik ve organik fosfor miktarlarını ve dağılımlarını tespit etmiştir. Keban Baraj Gölü'nün Uluova Bölgesi'nin evsel ve endüstriyel atıksu deşarjlarının yanı sıra, tarımsal alanlardan gelen ve önemli miktarlarda besin maddesi taşıyan yüzeysel akışların etkisi altında olduğunu belirtmiştir. Deşarj edilen bitki besin maddelerinden özellikle, fosforun aerobik şartlar altında sedimentte depolandığını, göl

sedimentlerinin fizikokimyasal ve biyokimyasal özelliklerinin de, partikül büyüklüğü ile değiştiğini vurgulamıştır.

Xu ve arkadaşları (2003), Çin'de bulunan ötrofik Chao Gölü'nde sedimentteki nütrient elementlerinin, gölün nütrient seviyesine etkilerini yersel ve mevsimsel olarak incelemiştir. Göl suyu toplam fosfor konsantrasyonu, yıl boyunca incelenmiş, en yüksek değerler yaz ve sonbahar aylarında alınmıştır. Araştırmacılar, söz konusu mevsimlerdeki sedimentin yüksek fosfor konsantrasyonlarının, bahar aylarında göle yüzey akışlarıyla olan yoğun silt ve besin elementi girdisinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Shomar ve arkadaşları (2005), İsrail'deki Wadi Gaza Gölü'nde sediment ve sediment üstü suya ilişkin fosfor fraksiyonlarını belirlemişler, mevsimsel olarak sediment ile sediment üstü suya ait toplam fosfor konsantrasyonları arasında doğrusal olmayan bir ilişki olduğunu bildirmişlerdir. Sedimentin toplam fosfor konsantrasyonu, kış aylarında artarken yaz aylarında düşüş göstermiştir. Bu duruma koşul olarak sedimentten fosfor salınımı yaz aylarında gerçekleşmiştir. Araştırmacılar, yaz mevsiminde sedimentten salınan fosforun su altı bitkileri tarafından besin elementi olarak kullanıldığını, bu bitkilerin kış aylarında ölmesi ile sedimente çökerek sedimentteki toplam fosfor konsantrasyonunu arttırdığını bildirmişlerdir.

Sondergaard ve arkadaşları (2001), sedimentteki fosfor fraksiyonlarının çalışılmasındaki amacın, sedimentten su kolonuna fosfor salınımının tanımlanması ve salınımın uzun dönemde göl suyu konsantrasyonları üzerine etkisinin tahmini olduğunu belirtmiştir. Sedimentten suya olan fosfor salınımında, sistemdeki kimyasal ve biyolojik olayların etkisi altında farklı fosfor fraksiyonları etkili olmaktadır. Bu bağlamda, sedimentten göl suyuna fosfor salınımı üzerine en etkili hareketli fosfor fraksiyonu, organik fosfor ve inorganik fosfor formları içerisinde demir+alüminyuma bağlı fosfor ($Fe+Al\approx P$) olarak belirlenmiştir. Sedimentten net fosfor salınımı, tipik olarak mevsimlidir ve tüm yıl boyunca sedimentte tutulan fosfor miktarı salınan miktardan fazladır. Amerika'da Shagawa Gölü'nde ve İngiltere'de Barton Broad'da yaz mevsiminde sedimentten suya fosfor salınımı olmuştur.

Fukue ve arkadaşları (1999), Japonya'nın değişik bölgelerinden alınmış nehir ve körfez sedimentleri üzerinde çalışmışlardır. Canlıların güvenliğini sağlamak için, kirli sedimentleri iyileştirmenin gerekli olduğunu belirtmişlerdir. Birinci adım olarak, tehlikeli ve zehirli maddelerin kirlilik seviyesini belirlemişlerdir. Bu çalışmada, değişik sediment numunelerinde demir (Fe), alüminyum (Al), manganez (Mn), titanyum (Ti), bakır (Cu), çinko (Zn), fosfor (P) gibi elementleri belirlemişlerdir. Araştırma sonunda sedimentlerin az veya çok değişik elementlerle kirlendiğini saptamışlardır. Kirilenmiş sedimentlerinin kalınlığının 10-70 cm arasında olduğunu ve kirliliğin 1975'de başladığını belirlemişlerdir.

Chalar ve Tundisi (2001), Brezilya'da polimiktik tropikal Lobo-Broa Rezervuarı'nda yaptıkları bir araştırmada, sedimentten suya olan fosfor salınımının engellenmesinde en etkili fosfor fraksiyonunun, demir+alüminyuma bağlı fraksiyon olduğunu belirlemişlerdir. Bu duruma sedimentteki organik maddenin içerdiği yoğun hümik madde miktarının neden olduğunu tespit etmişlerdir.

Gonzales ve arkadaşları (2001), tarafından Venezuela'daki tropikal Catatumbo Nehri'nde sedimentteki fosfor fraksiyonları kompozisyonuna ilişkin yapılan bir başka çalışmada, sedimentin toplam fosfor derişimi, 121-581 $\mu\text{g/gKA}$ arasında değişim göstermiştir. Araştırmada, sedimentten suya olan fosfor salınımının düşük kalmasında en etkili fosfor fraksiyonunun, kalsiyuma bağlı fosfor fraksiyonu olduğu tespit edilmiştir.

Garcia ve Iorio (2003), Arjantin'de Morales Nehri'nde sedimentteki fosfor fraksiyonlarını belirlemişlerdir. Araştırmada, sedimentin ilk 2 cm'lik kesitinde, demir+alüminyum ile kalsiyuma bağlı fosfor fraksiyonlarının ve organik bağlı fosfor fraksiyonunun, sedimentten suya olan salınımın düşük kalmasında etkili olduğunu tespit etmişlerdir.

İspanya'da Donana Gölü'nde, profundal ve litoral bölgeden alınan sedimentin fosfor fraksiyonlarının değişimi incelenmiştir. Sedimentin organik madde miktarı (%), bölgelere göre sırasıyla; % 9-25 iken, sedimentin toplam fosfor konsantrasyonu 182-655 mg/kgKA arasında değişmiştir. Litoral bölge sedimentine ait organik bağlı

fosfor konsantrasyonu ve demir+alüminyuma bağlı fosfor fraksiyonu, profundal bölgeden alınan sediment fosfor fraksiyonlarına göre, oldukça yüksek bulunmuştur [Serrano ve ark., 2003].

Eckert ve arkadaşları (2003), İsrail’de Kinneret Gölü’nde üç yıllık periyotta, sedimentten sediment üstü suya olan fosfor salınımını ve sediment fraksiyonlarının salınım üzerine etkisini araştırmışlardır. Fosfor salınım değerlerinin 2,5-24 mg/m².gün arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Sedimentten fosfor salınımı en düşük değer olarak her üç yıl için de ekim ayında meydana gelmiştir. Bu araştırma ile, kurak geçen bir periyodun ardından göle olan dış kaynaklı fosfor girdisindeki azalmayı takiben, sedimentin üst kısmındaki Ca≈P fraksiyonunda da bir azalma olduğu tespit edilmiştir.

Marsden (1989), kalsiyumca zengin sedimentlerin düşük demir konsantrasyonuna sahip olduğunu ve demire bağlı fosforun miktarında bir azalma olabileceğini belirtmiştir. Demirce zengin sedimentlerdeki fosfat değişiminin, redoks koşullarından, kireçli sedimentlerde ise; sıcaklıktan etkilendiği vurgulanmaktadır

Manning (1987), sedimentin fosfor bağlama kapasitesinin, sediment-su ara yüzeyindeki demir-fosfat iyonik konsantrasyonlarının kantitatif olarak anlaşılmasına dayandığını ve kritik yüklemelerin tayini için önemli bir araç olduğunu belirtmiştir. Araştırmacı, Great Gölü sedimentinin fosfat iyonu kimyasının, büyük ölçüde demire bağlı fraksiyon tarafından kontrol edildiğini tespit etmiştir.

Montigny and Prairie (1993), göl sedimentlerinin fosfat kimyasının, demirle olan interaksiyonu tarafından sıkça belirlendiğini, özellikle Fe (III) hidroksitleri üzerine tutunmasının önem taşıdığını belirtmişlerdir. Bu tutunma ise, büyük ölçüde pH’dan etkilenmektedir. Yüksek pH değerleri Fe (III) hidroksitlerden fosfatın bırakılmasına neden olur ki, bu olay sedimentten fosforun salınımı anlamına gelir.

Ramm ve Scheps (1997), Almanya’daki sığ ve ötrofik olan Blankensee Gölü’nde fosfor salınımını araştırmışlardır. Sedimentte 0-5 cm’lik kesitte TFe/TF oranı 21’den büyük olduğunda, sedimentten göle olan fosfor salınımının engellendiğini, bu

durumun sedimentte demire bağlı fosfor fraksiyonunun yüksek oluşu ile ilişkili olduğunu bildirmişlerdir.

Kanada'da bir gölde yapılan araştırmada, göle azot ve fosfor yüklemesinin azalmasına karşın, gölün fosfor miktarı ve alg biyomasının, azot ve karbona göre daha çabuk cevap verdiği saptanmıştır. Bu durumun nedeni ise, akuatik organizmaların fosfor döngüsünde karbon ve azot döngüsüne göre daha büyük oranda yer alması ile fosforun yine azot ve karbona göre, sediment tarafından daha çok tutulmasıdır [Levine ve Schindler, 1989].

Qu ve arkadaşları (2003), Avustralya'daki sığ Illawarra Gölü'nde makrofitçe zengin istasyonlarda, sedimentten suya olan inorganik besin elementi salınımını araştırmışlar, yaz aylarında fosfor salınım düzeyinin oldukça düşük kaldığını (0,01-0,11 mmol/m².saat), bu durumun yoğun makrofit biyomasının besin elementlerini bünyelerinde tutarak salınımı engellemesinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Amerika'daki sığ ve ötrofik Peoria Gölü'nde James ve arkadaşları (2004)'nin yaptıkları bir araştırmada, su altı makrofitlerinin, gölün su kalitesinde bir iyileşme meydana getirdiğini belirtmişlerdir. Ancak; çok yoğun makrofit yataklarının bulunduğu sucul sistemlerde ışık geçirgenliği azalacağından düşük oksijen konsantrasyonlarına bağlı olarak fosfor salınım miktarı artış göstermektedir [Sondergaard ve ark., 2001].

İngiltere'deki Esthwaite'de 9 adet sığ gölde, farklı pH seviyelerinde sedimentten fosfor salınım düzeyleri laboratuvar koşullarında araştırılmıştır. En yüksek fosfor salınım düzeyi, pH 10,5'de 75 mg/m².gün olarak tahmin edilmiştir. Sığ litoral sedimentten fosfor salınımının yoğun alg üretimi esnasında yüksek pH'da, dış yüklemeye yaklaştığı ya da dış yüklemeyi geçtiği bildirilmiştir [Drake ve Heaney, 1987].

Hollanda'daki sığ ve ötrofik Loosdrecht Gölü'nde yürütölen bir çalışmada en yüksek fosfor salınım düzeyi, 4 mg/m².gün olarak yaz mevsiminde, en düşük değer ise 0,2 mg/m².gün olarak kış mevsiminde saptanmıştır. Araştırma sonuçlarına göre,

sıcaklığın sedimentten fosfor salınımı üzerine en etkili faktör olduğu, sıcaklığın 13°C'nin üzerinde olduğu dönemlerde fosfor salınımının gerçekleştiği saptanmıştır [Boers ve ark., 1991].

Sucul sistemlerdeki inorganik fosfor formu olan ortofosfat, algler tarafından kullanılmakta olup, sediment üstü sudaki toplam fosfor ve toplam ortofosfat arasında ilişki bulunmaktadır. Schelske (1989), oldukça sığ olan Okeechobee Gölü'nde yürüttüğü çalışmada, ortofosfat konsantrasyonunun, yaz mevsiminin son aylarında minimum düzeyde olduğunu belirtmiştir.

Riley ve Prepas (1984), Kanada'da sığ olan Alberta Gölleri'nde yürüttükleri çalışmada, yaz mevsimi boyunca göl suyu toplam fosfor konsantrasyonlarının, yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Sucul ortamlarda sediment üstü su sıcaklığındaki artışlar, sedimentte mikrobiyal aktivitedeki artışla ve suda çözülmüş oksijen seviyesindeki azalmayla sonuçlanmaktadır. Su sıcaklığının artışı, sedimentten göl suyuna olan fosfor salınımını da teşvik etmektedir [Boström ve ark., 1988; Lau ve Chu, 1999].

Literatür araştırmaları sonucunda görülmüştür ki; Gökçekaya Baraj Gölü'nde günümüze kadar göl sedimentinin fiziksel, kimyasal özellikleri ve ağır metal birikimini belirleyen hiçbir çalışmaya rastlanılmamıştır. Dünyada ve ülkemizde yapılan diğer sediment çalışmalarında ise mevcut kirliliğin sedimentte depolandığı, sedimentteki kirliliğin sudaki kirlilikten daha yoğun olduğu belirtilmiştir. Söz konusu araştırma ile ülkemizde Gökçekaya için ilk defa sediment çalışması yapılmıştır.

Özellikle, uluslararası çalışmalarda sediment kalitesini tam olarak yorumlayabilmek için, meydana gelebilecek değişimler (sıcaklık, pH, mevsimsel farklılıklar vb.) göz önüne alınarak, sedimentin mevsimsel periyotlarda izlenmesi gerektiği belirtilmektedir. Söz konusu araştırma ile, ülkemizde Gökçekaya Baraj Gölü için ilk kez, mevsimsel periyotlarda alınan örneklerle su ve sediment kalitesi belirlenmiştir. Bu özelliği bakımından söz konusu çalışma, ulusal ve uluslararası literatürde yer alabilecek bir metodolojiye sahiptir. Bu çalışma, metodoloji ve sonuçları bakımından bu konuda çalışacak araştırmacılara referans olmayı hedeflemektedir.

4. MATERYAL VE METOT

4.1. Çalışma Alanı

Gökçekaya Barajı, Sakarya Nehri'nin Eskişehir ili sınırları içinde kalan alanında DSİ tarafından hidroelektrik enerjisi eldesi amacıyla inşa edilmiştir. Baraj gölünün üst bölümünde akarsuyun akışı, Sarıyar Baraj Gölü'nden gelen akımdır. Gökçekaya Baraj Gölü Sakarya Nehri'nin aynı hattı üzerinde bulunan Sarıyar Baraj Gölü ile Yenice Baraj Gölü arasındadır.

Gökçekaya Baraj Gölü mansap tarafından çıkan sular, Yenice Baraj Gölü'ne giriş suyu olarak ulaşmaktadır. Gökçekaya Baraj Gölü ile ilgili teknik bilgiler Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü'ne ait teknik özellikler [www2.dsi.gov.tr].

Özellikler	Gökçekaya
Barajın yeri	Eskişehir
Akarsuyu	Sakarya
Amacı	Enerji
İnşaatin (başlama-bitiş) yılı	1967 -1972
Tipi	Beton kemer
Gövde hacmi	0,65 hm ³
Yükseklik (talvegden)	115 m
Normal su kotunda göl hacmi	910 hm ³
Normal su kotunda göl alanı	20 km ²
Güç	278 Mw
Yıllık üretim	562 Gwh

Gökçekaya Barajı, Eskişehir'in 60 km kuzeydoğusunda Sakarya Nehri üzerindeki dar bir vadi üzerinde inşa edilmiştir. Barajı, havzadaki akışlardan çok, membada bulunan Sarıyar Barajı'nın deşarjı beslemektedir. Sadece elektrik üretimine yönelik projelendirildiğinden, toplayabileceği su hacmi, çok amaçlı barajlardan küçük

tutulmuştur [Çeçen ve Özmutlu, 1979]. Baraj, Gökçekaya Köyü altındaki iki sarp burnun meydana getirdiği dar boğazda yer almaktadır. Gökçekaya Barajı ile meydana gelen gölün uzunluğu 50 km olup, Türkiye'nin ilk beton kemer barajıdır. Barajın yapımına 1967 yılında başlanmış olup, 1972'de tamamlanmıştır. Barajın temelden yüksekliği, 158 m nehir tabanından yüksekliği ise; 115 m'dir. Gökçekaya Baraj havzasının her iki tarafının orman örtüsü ile çevrili ve boğazın dar olması nefis doğa harikası seyrini mümkün kılmaktadır (Resim 4.1) [www.nallıhan.org.tr].



Resim 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü

4.1.1. Gökçekaya Baraj Gölü alanının genel özellikleri

İklim

Eskişehir iklimi, İç Anadolu tipi karasal iklim'dir. Kışları soğuk ve kar yağışlı, yazlar sıcak ve yağışsızdır. Ancak; çalışma alanı ve çevresi Eskişehir, Nallıhan ve Ankara'ya göre farklı iklim özellikleri göstermektedir. Çalışma alanının vadi içerisinde yer alması, ayrıca aynı vadi içerisinde Sarıyar Barajı ve Gökçekaya Baraj Gölleri'nin olması iklim özelliklerini değiştirmektedir [www.sarıyar.bel.tr]. Oldukça nemli olan iklim şartlarından dolayı, kışın ortalama 2 ya da 3 kez kar yağışı olmakta

ve kar, uzun zaman toprak üzerinde kalmamaktadır. Yıl boyunca sıcaklık nemin etkisiyle ortalamanın üzerine çıkmaktadır [www.sariyarli.net].

Bitki örtüsü

Gökçekaya Baraj Gölü'ne yakın bir mesafede olan Sarıyar Beldesinde incir, antep fıstığı, zeytin, Trabzon Hurması gibi meyveler yetişmektedir. Sakarya Nehri vadisinde kurulu olan Sarıyar ve Gökçekaya Barajı çevresinde nehir yatağı boyunca yeşillikler hakimdir. Nehir yatağı kenarında kavak ve söğüt ağaçlarıyla kuşanmış yörede, sudan uzaklaştıkça, hemen her türlü meyve ağaçlarıyla karşılaşmak mümkündür. Akdoruk ve Erenler Tepeleri altında bulunan kömür madeninden dolayı çıplak tepeler olup, Sivritepe, Karatepe ve Bozbelen Tepeleri ardıc ağaçları ile çevrilmiştir. Sakarya Nehri'nin Eskişehir sınırlarındaki Kayıkbaşı mevkiinden baraj mevkiine kadar Sundiken Dağları'na ait tepeler ise; çam ormanları ile doludur. Sarıyar'dan Çayırhan mevkiine Ankara sınırları içerisinde kalan bölgede kuş bakışı 15 km boyunca bir tek ağaç dahi bulunmazken, Sakarya Nehri'nin karşı yakasındaki tepelerin ormanlarla kaplı olması ilginçtir (Resim 4.2) [www.sariyarli.net].



Resim 4.2. Gökçekaya Baraj Gölü

Tarım

Çalışma alanı çevresinde ve Sakarya Nehri kenarında oluşan yaklaşık 800 dönümlük verimli Sarıyar ovacığında yetiştirilen sebze ve meyveler uzun yıllar yörenin sebze ve meyve ihtiyacını karşılamaktadır. Başlıca üretilen sebzeler; domates, biber, patlıcan, fasülye, salatalık, kabak, mısır, bamyadır. Meyvelerden ise; elma, armut, zerdali, kayısı, üzüm, antep fıstığı, kavun ve karpuzu sayabiliriz. Son dönemlerde ise; zeytin, Trabzon Hurması, fındık yetiştirilmektedir [www.sariyar.bel.tr].

Yüzey Şekilleri

Eskişehir ili sınırı boyunca doğu-batı doğrultusunda derin vadi içinde akan Sakarya'nın bu kesiminde Sarıyar ve Gökçekaya Barajları yer almaktadır. Eskişehir tarafında Sakarya Nehri boyunca uzanan Sündiken Dağları vardır. Yükseklik kuzeyden güneye giderek alçalır. Dağların uzantısı doğu batı yönlüdür [www.nallihanvakfi.org].

Yaban hayatı

Sarıyar ve Gökçekaya Barajı'nın bulunduğu Sakarya Nehri yatağı, çeşitli kuş türlerine ev sahipliği yapar. Sazlıklarda, kuş yuvaları ve yumurtlama alanları geniş yer kaplar. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nce Sarıyar Baraj Gölü Havzası'nda Davutoğlan Köyü civarındaki sulak alan Nallıhan Kuş Cenneti olarak koruma altına alınmıştır. Söz konusu bu alanda, 168 çeşit kuş yaşamaktadır. Bu alanda yetişen kuşların korunması, yöre halkının bilinçlendirilmesi ile mümkün olacaktır. Çalışma alanında, gece balıkçılı, kayalıklarda kara leylek, küçük akbaba, bıyıklı doğan büyük çoğunlukta görülür. Nallıhan Kuş Cenneti, leylek ve angıt için önemli (göç sırasında) konaklama merkezidir. Çalışma alanındaki bu türlerin bir kısmı göçmen kuşlardır. Milli park alanında zamansız yapılan avcılık, kuşların nesillerinin tükenmesine sebep olmaktadır. En çok; keklik, bıldırcın, yaban tavuğu, yaban kazı gibi kuş türlerinin avcılığı yapılmaktadır [www.nallihan.com]. Ayrıca Sarıyar Barajı, Gökçekaya Barajı

ve Sakarya Nehri'nin güney kıyısını takiben Mihaliçcik Geyik Koruma ve Üretim Sahası mevcuttur [Eskişehir İl Çevre Durum Raporu, 2009].

Balıkçılık

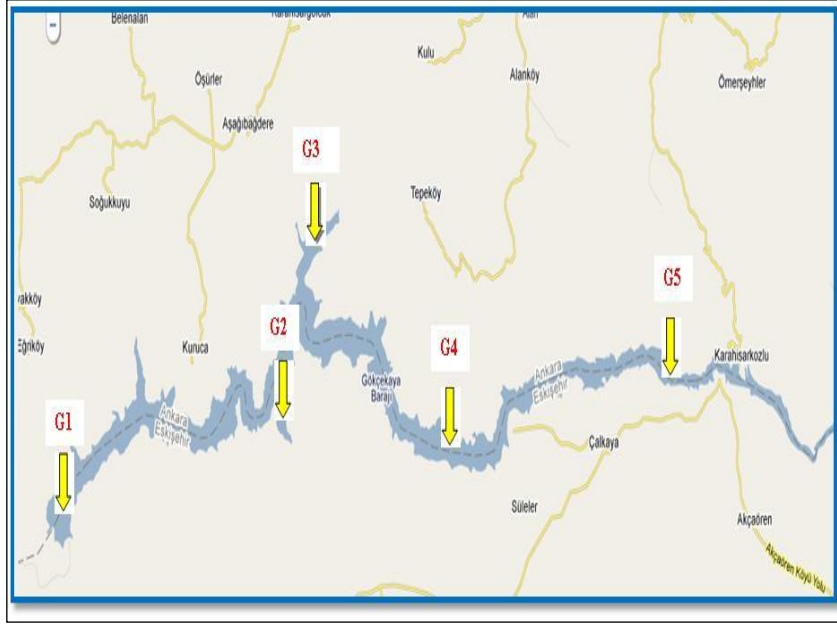
Gökçekaya Barajı'ndaki balık türleri, pullu sazan, yayın balığı, tatlı su kefali, gümüş balığı, kadife balığı ve kerevittir [www. anarakulturturizm.gov.tr].

Toprak özellikleri

Çalışma alanındaki toprak türleri, genellikle farklılıklar göstermekle beraber volkanik kayalar hakim durumdadır. Orta Anadolu'nun tipik topraklarından olan kahverengi topraklar, çalışma alanının büyük bir kısmını kaplar [Erentöz ve Pamir, 1975].

4.2. Numune İstasyonları

Araştırma kapsamında belirlenen araziye, çalışma takvimine göre ilk olarak 2010 Temmuz ayında gidilmiş ve alanla ilgili fizibilite çalışmaları yapılmıştır. Gerekli teçhizat ve ekipmanlar sağlandıktan sonra, ikinci arazi çalışması Eylül ayı başında gerçekleştirilmiştir. Çalışma alanı, oldukça geniş bir alanı kapsadığı için istasyon sayıları belirli sayıda tutulmaya çalışılmıştır. Gökçekaya Baraj Gölü'nde 5 istasyon belirlenmiştir ve istasyon yerlerinin tespit edilmesinde GPS cihazı kullanılmıştır. Proje kapsamında belirlenen çalışma alanı ve analiz istasyonlarının yerleri, Harita 4.1'de verilmiştir. İstasyonların koordinatları Çizelge 4.2'de verilmektedir.



Harita 4.1. Gökçekaya Baraj Gölü numune istasyonları.

Çizelge 4.2. Göl yüzeyindeki çalışma istasyonlarının koordinatları.

İstasyon adı	Koordinatlar	Deniz seviyesinden yükseklik (m)	Ortalama derinlik (m)	
Gökçekaya Baraj Gölü	G1	40° 01' 21N 31° 00' 55E	385	96
	G2	40° 03' 10N 31° 04' 55E	387	50
	G3	40° 04' 53 N 31° 07' 24E	379	45
	G4	40° 02' 52 N 31° 11' 56E	393	50
	G5	40° 03' 38 N 31° 17' 34E	392	12

Çalışma kapsamında sedimandaki nütrient değişimini gözleyebilmek için 1 yıllık periyotta, mevsimsel döngülerde, örnekleme çalışması yapılmıştır. 2010-2011 yılları

arasında gölden 4 kez sediman örneği alınmıştır. İlk örnekleme Ağustos 2010'da (yaz), ikinci örnekleme Kasım 2010 (sonbahar), üçüncü örnekleme Şubat 2011 ve son dönem örneklemesi ise, Mayıs 2011'de (ilkbahar) gerçekleştirilmiş ve böylece mevsimsel dönemler tamamlanmıştır. Her örnekleme döneminde, aynı istasyondan sediman örneği alınmıştır.

4.3. Arazi Çalışmaları

Arazi çalışmaları 1 yıllık periyotta, mevsimsel olarak gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapsamında, numune istasyonlarında, derinlik boyunca anlık sıcaklık, elektriksel iletkenlik (E.C), toplam çözünmüş katı madde (TÇK), çözünmüş oksijen (ÇO), tuzluluk ve pH ölçümleri yapılmıştır. Bu ölçümler sedimanda da anlık olarak yapılmıştır. Sediman örnekleri, baraj gölünden ekman kepçesi ile alınıp, özel numune kaplarına konulmuştur. Sediman örnekleri analizi yapılıncaya kadar derin dondurucuda tutulmuştur. Çalışma alanında karşılaşılan en büyük zorluk göl yüzeyinde ulaşımın sağlanmasıdır. Özellikle, Gökçekaya Baraj Gölü'nün büyük bir bölümüne karadan ulaşım yoktur. Bu nedenle bölgede bulunan balıkçı tekneleri kiralanıp göl yüzeyinden ulaşım sağlanarak, çalışmalar devam ettirilmiştir (Resim 4.3).



Resim 4.3. Kiralanan balıkçı teknesi.

4.3.1. Örnek alma

Anlık (In-Situ) Ölçümler

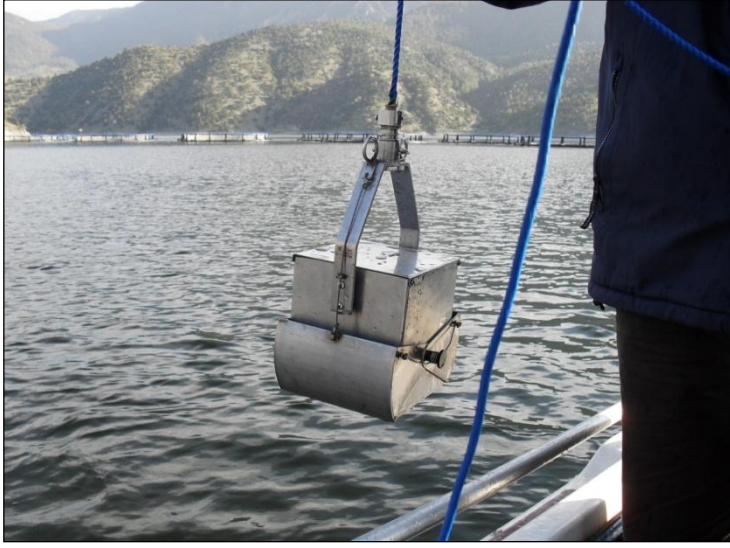
Gölün sediman kalitesini belirlemek için yapılan örnekleme sırasında, suyun kalitesini de izleyebilmek için anlık ölçümler gerçekleştirilmiştir. Çamur numunelerin alımı sırasında suyun pH, ÇO (çözünmüş oksijen), TÇK (toplam çözünmüş katı madde), sıcaklık, EC (elektriksel iletkenlik), derinlik ve tuzluluk ölçümleri anlık olarak YSI Multiple Probe yardımıyla belirlenmiştir (Resim 4.4.).



Resim 4.4. YSI multiple probe.

Çamur (Sediman) Numuneleri

Çamur örneklerinin alımında Ekman Kepçesi kullanılmıştır (Resim 4.5.). Numune kaplarına alınan örnekler (Resim 4.6.) Standart Yöntemlere uygun olarak saklama kapları ile uygun koruma şartlarına göre (soğutucu taşıma kapları, asitlendirme vb.) laboratuvar ortamlarına getirilmiştir.



Resim 4.5. Ekman kepeci.



Resim 4.6. Numune kaplarına alınan örnekler.

4.4. Deneysel Çalışmalar

Tez kapsamında yapılan deneysel çalışmalar 2 basamakta gerçekleştirilmiştir. Deneysel çalışmaların bir bölümü arazide anında (in situ), bir bölümü de laboratuvar şartlarında gerçekleştirilmiştir. Analizlerin yapımı sırasında uluslararası standart (EPA, APHA) metodlar kullanılmıştır. Tez kapsamında yapılan analizler Çizelge 4.3’de verilmiştir.

Arazide anlık olarak yapılan ölçümlerin dışındaki diğer analizlerden nütrient analizleri Toprak Gübre ve Su Kaynakları Merkez Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü’ne bağlı laboratuvarlarda, su analizleri ise Gazi Üniversitesi Çevre Bilimleri Araştırma Laboratuvarı’nda yapılmıştır. Çalışma kapsamında yapılan analizler Çizelge 4.3’de verilmiştir.

Çizelge 4.3. Çalışma kapsamında yapılan analizler.

Fiziksel ve kimyasal parametreler	pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC, μ s), toplam çözünmüş katılar (TÇK, mg/L), çözünmüş oksijen (ÇO, mg/L), Seki diski,
Nütrient analizleri	Toplam Fosfor, Toplam Azot, Toplam Nitrat, Amonyum Azotu

Çamur Parçalama Methodu (Microwave Digestion)

Ölçüm için sediment örneklerinden 1’er gram alınarak her biri mikrodalga çözümlendirme tüplerine yerleştirilmiştir. Her bir tüpün üzerine de 5 ml HNO₃ ve 1 ml H₂O₂ ilave edilerek mikrodalga fırında (Milestone Ethos Plus 2000) çözümlendirme işlemi yapılmıştır. Bu işlemde sonra fırından çıkarılan tüpler oda sıcaklığında soğutularak, 25 ml’lik polipropilen balon jöjelere aktarılmıştır. Balon jöjeleredeki çözelti miktarı saf su ile 25 ml’ye tamamlanmıştır. Çamur örneklerine uygulanan standart yöntem ve metodlar Çizelge 4.4’de, su örneklerine uygulanan yöntem ve metodlar ise, Çizelge 4.5’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.4. Sediman örneklerinde yapılan analiz metodları.

Toplam fosfor	a-Vanadomolibdo fosforik asit metodu b-Askorbik asit metodu	APHA 4500-P.C APHA 4500-P.E	Spektrofotometrik
Toplam azot	Makro Kjeldah metodu	S. M. 4500-N _{org} A S. M. 4500-N _{org} B	Titrimetrik
NH ₄ -N	Phenate metodu	EPA 350,1 APHA 4500-NH ₃ D ISO 7150/1	Spektrofotometrik
NO ₃ -N	4-nitro-2,6-dimetilfenol metodu	DIN 38405 D9 ISO 7890/1	Spektrofotometrik

Çizelge 4.5. Analizler için kullanılan metodlar.

Analiz	Metod	Analog Standart	Yöntem
pH	Anlık	DIN 38404-5 EPA 150,1	YSI-Multiple Probe
ÇO (Çözünmüş oksijen, mg/l)	Anlık		YSI-Multiple Probe
Tuzluluk (ppt)	Anlık		YSI-Multiple Probe
Sıcaklık (°C)	Anlık		YSI-Multiple Probe
TÇK (Toplam çözünmüş katı madde, mg/L)	Anlık		YSI-Multiple Probe
EC (Elektriksel iletkenlik)	Anlık	DIN EN 27888 EPA 120,1	YSI-Multiple Probe

5. DENEYSEL BULGULAR ve TARTIŞMA

5.1. Gökçekaya Baraj Gölü'nün Anlık Numune Sonuçları

Belirlenen istasyonlarda, mevsimsel dönemlere göre, 1 yıllık periyotta yapılan ölçüm sonuçları (derinlik boyunca sıcaklık, EC, TÇK, tuzluluk, ÇO, pH ve seki diski) Çizelge 5.1, 5.2, 5.3 ve 5.4'de verilmiştir. Gökçekaya Baraj Gölü'nün ortalama mevsimsel periyotlardaki yıllık ortalama sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), toplam çözünmüş katı madde (TÇK), çözünmüş oksijen (ÇO), tuzluluk ve pH parametrelerinin her bir istasyondaki derinlik boyunca olan değişim grafikleri Şekil 5.1-5.10'da verilmiştir. Gökçekaya Baraj Gölü giriş suyu, taze bir besleme suyu özelliği taşımadığı için bu noktalara yakın istasyonlarda (G4-G5) çözünmüş oksijen parametresinin, diğer istasyonlara göre daha düşük olduğu gözlenmiştir. Gölün tamamında EC değerlerinin derinlik boyunca 0,623-0,891 mS/cm, pH değerinin de 6,99-9,43 arasında değiştiği tesbit edilmiştir. Sonbahar ve İlkbahar mevsimlerinde derinlik arttıkça G1, G2, G3, G4 ve G5 istasyonlarında sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,5 mg/l'nin altına inmiştir.

Baraj göllerinin yapısal özellikleri göz önüne alındığında, su kalitesi mevsimsel değişiminin temelde, sıcaklık ve taze su girişine bağlı olduğu söylenebilir. Gökçekaya Baraj Gölü taze su girişinin oldukça kısıtlı olduğu, giriş akımının Sarıyar Baraj Gölü'nden alındığı ve birkaç küçük dereyle mevsimsel su girişinin gerçekleştiği bir özelliğe sahiptir. Gökçekaya Baraj Gölü'ne taze su girişi sağlayan başlıca dereler; Bağlıca, Sazak, Nallıçay, Kışlak ve Gürlek dereleridir [Akın ve ark., 2009].

Çizelge 5.1. Yaz dönemi anlık ölçüm sonuçları.

İstasyon no	Derinlik (m)	Sıcaklık (°C)	EC (mS/cm)	TÇK (g/L)	Tuzluluk (ppt)	ÇO doygun. (%)	ÇO (mg/l)	pH	Seki diski (m)
G1	Yüzey (0,5 m)	21,51	0,791	0,551	0,420	81,9	6,70	7,48	3,0 m
	10	17,05	0,722	0,553	0,420	57,4	5,20	7,41	-
	20	15,05	0,690	0,554	0,420	37,6	3,95	7,30	-
	30	12,80	0,669	0,567	0,430	33,6	3,43	7,20	-
	40	8,61	0,677	0,641	0,490	25,5	2,96	7,03	-
	50	7,75	0,728	0,706	0,540	21,4	2,55	6,99	-
	60	7,64	0,754	0,733	0,560	19,3	2,40	7,04	-
	70	7,53	0,788	0,769	0,590	17,7	2,06	7,16	-
	80 (taban)	7,49	0,794	0,775	0,600	16,9	2,02	7,22	-
G2	Yüzey (0,5 m)	23,90	0,821	0,544	0,410	85,5	7,20	8,73	2,3 m
	10	16,85	0,720	0,554	0,420	15,8	1,45	8,38	-
	20	14,90	0,694	0,558	0,420	6,8	0,66	8,21	-
	30 (taban)	13,30	0,672	0,563	0,430	0,5	0,52	8,16	-
G3	Yüzey (0,5 m)	26,16	0,848	0,539	0,400	88,1	7,10	9,22	2,5 m
	10	16,42	0,713	0,554	0,420	12,0	1,12	8,72	-
	20 (taban)	15,44	0,703	0,559	0,420	6,2	0,60	8,58	-
G4	Yüzey (0,5 m)	26,16	0,846	0,538	0,400	74,0	5,97	9,43	1,5 m
	5 (taban)	23,29	0,820	0,551	0,420	31,6	2,81	9,27	-
G5	Yüzey (0,5 m)	24,40	0,827	0,544	0,410	48,1	3,97	9,31	1,0 m
	10 (taban)	17,73	0,753	0,570	-	-	-	-	-
Ortalamalar		16,00	0,752	0,596	0,454	38,8	3,30	8,04	2,1 m

Çizelge 5.2. Sonbahar dönemi anlık ölçüm sonuçları.

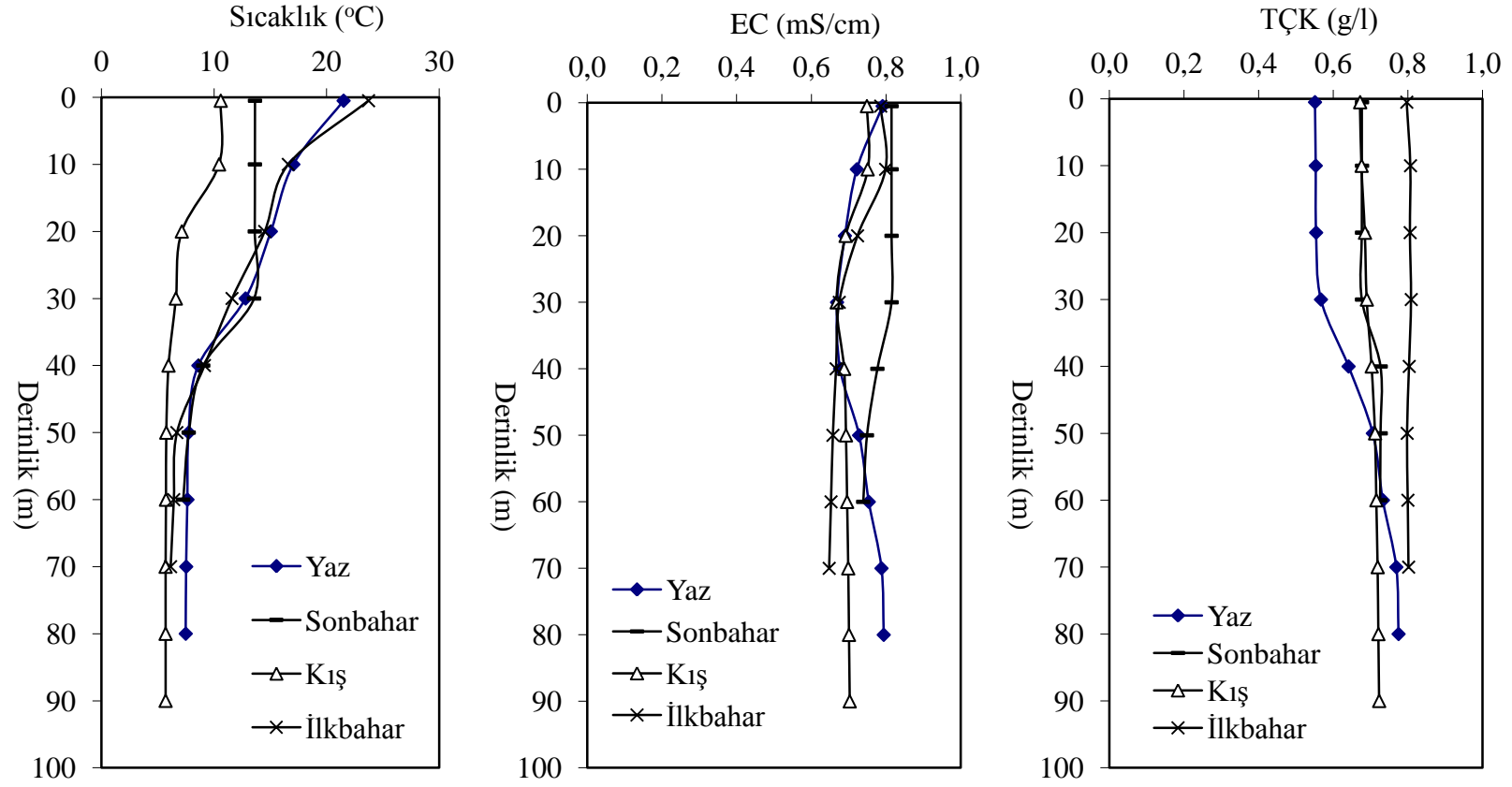
İstasyon no	Derinlik (m)	Sıcaklık (°C)	EC (mS/cm)	TÇK (g/L)	Tuzluluk (ppt)	ÇO doyunun. (%)	ÇO (mg/l)	pH	Seki diski (m)
Gökçekaya (G1)	0,5 (Yüzey)	13,64	0,815	0,677	0,52	41,2	4,02	8,17	10,0 m
	10	13,63	0,815	0,677	0,52	30,6	3,17	8,16	-
	20	13,62	0,815	0,677	0,52	28,1	2,91	8,15	-
	30	13,56	0,815	0,677	0,52	23,8	2,47	8,13	-
	40	9,04	0,777	0,727	0,56	6,2	0,71	7,76	-
	50	7,75	0,749	0,727	0,56	3,0	0,35	7,67	-
	60 (taban)	7,26	0,739	0,726	0,56	2,7	0,31	7,62	-
Gökçekaya (G2)	0,5 (Yüzey)	13,63	0,793	0,658	0,50	35,9	3,58	8,20	6,0 m
	10	13,63	0,808	0,671	0,51	22,6	2,34	8,17	-
	20	13,63	0,808	0,671	0,51	21,4	2,21	8,17	-
	30	13,56	0,891	0,671	0,51	19,2	1,99	8,15	-
	40	8,65	0,769	0,727	0,56	6,3	0,69	7,76	-
	50	7,78	0,751	0,727	0,56	1,9	0,23	7,63	-
	60	7,42	0,743	0,728	0,56	2,7	0,31	7,65	-
	70	7,12	0,739	0,729	0,56	2,4	0,28	7,62	-
	80	7,03	0,742	0,734	0,57	2,3	0,28	7,60	-
82 (taban)	6,93	0,745	0,739	0,57	2,2	0,27	7,58	-	
Gökçekaya (G3)	0,5 (Yüzey)	13,58	0,801	0,666	0,51	56,3	5,33	8,30	4,0 m
	10	13,55	0,801	0,666	0,51	28,4	2,95	8,24	-
	20	13,54	0,801	0,666	0,51	27,0	2,80	8,23	-
	30	13,25	0,793	0,665	0,51	18,8	1,93	8,20	-
	40	8,90	0,773	0,726	0,56	2,4	0,28	7,71	-
	45	8,35	0,763	0,727	0,56	2,0	0,23	7,68	-
	50 (Taban)	7,80	0,752	0,728	0,56	1,5	0,18	7,65	-
Gökçekaya (G4)	0,5 (Yüzey)	13,41	0,791	0,661	0,51	40,9	4,22	8,36	6,2 m
	5	13,41	0,791	0,661	0,51	37,0	3,81	8,35	-
	10	13,40	0,791	0,660	0,51	32,6	3,39	8,33	-
	20	13,39	0,791	0,661	0,51	31,2	3,26	8,32	-
	30	13,50	0,784	0,661	0,51	25,8	2,73	8,28	-
	40	8,76	0,769	0,724	0,56	1,9	0,19	7,68	-
	50 (Taban)	7,87	0,754	0,729	0,56	1,2	0,14	7,62	-
Gökçekaya (G5)	0,5 (Yüzey)	12,89	0,778	0,658	0,50	48,9	5,14	8,43	1,9 m
	10	12,38	0,775	0,657	0,50	46,8	4,94	8,34	-
	12 (Taban)	11,86	0,772	0,656	0,50	44,7	4,74	8,25	-
Ortalamalar		11,11	0,782	0,692	0,53	20,6	2,13	8,01	5,6 m

Çizelge 5.3. Kış dönemi anlık ölçüm sonuçları.

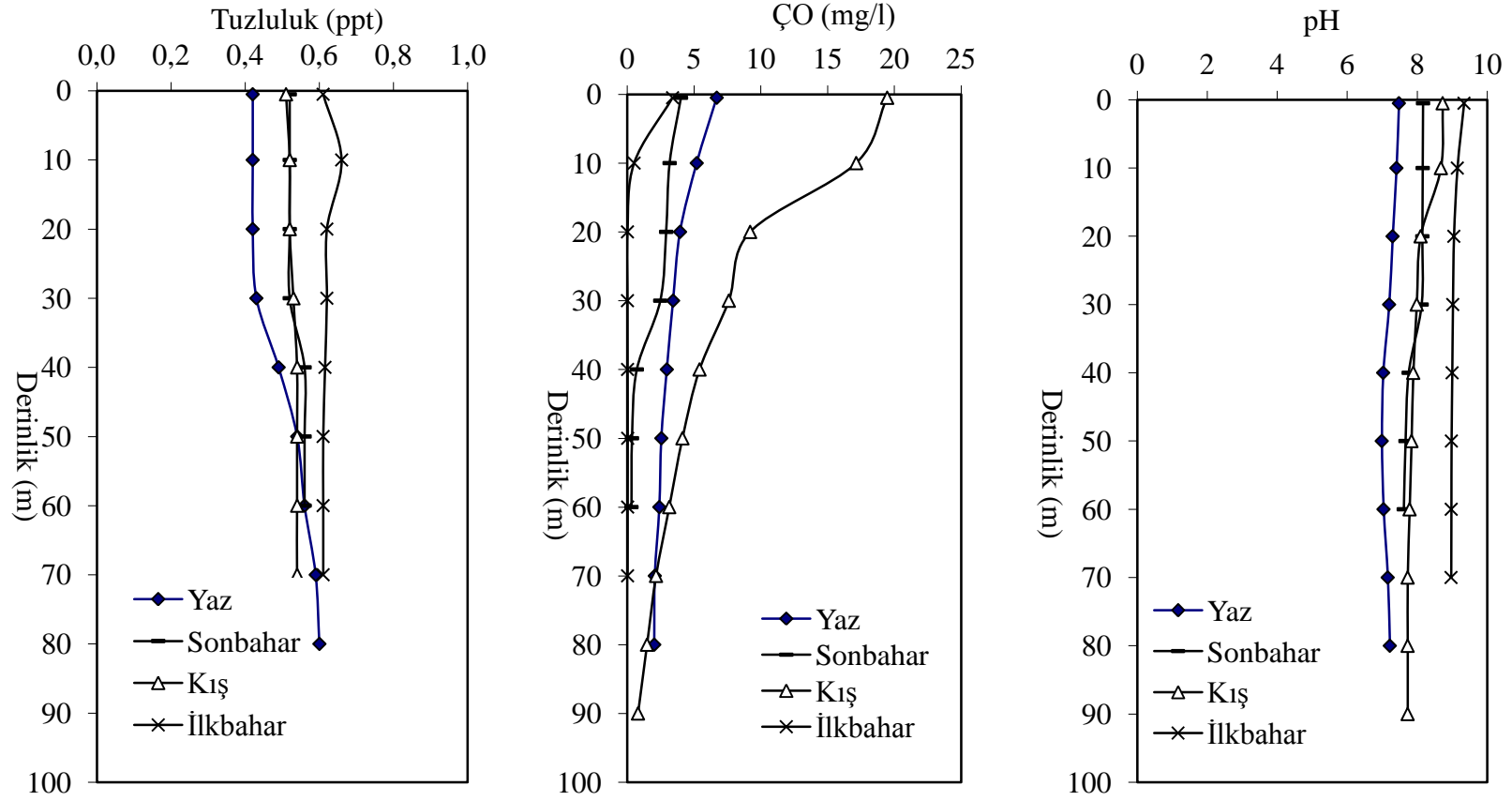
İstasyon no	Derinlik (m)	Sıcaklık (°C)	EC (mS/cm)	TÇK (g/L)	Tuzluluk (ppt)	ÇO doygun.(%)	ÇO (mg/l)	pH	Seki diski (m)
(G1)	0,5 (Yüzey)	10,60	0,749	0,672	0,51	174,4	19,46	8,73	0,95 m
	10	10,45	0,751	0,676	0,52	152,2	17,14	8,68	-
	20	7,14	0,692	0,685	0,52	76,8	9,20	8,10	-
	30	6,61	0,668	0,690	0,53	62,3	7,60	7,99	-
	40	5,96	0,688	0,703	0,54	43,7	5,41	7,89	-
	50	5,76	0,693	0,712	0,54	33,2	4,13	7,84	-
	60	5,73	0,696	0,716	0,54	25,2	3,14	7,79	-
	70	5,70	0,699	0,719	0,54	17,1	2,15	7,73	-
	80	5,70	0,701	0,721	0,55	12,0	1,48	7,73	-
	90 (taban)	5,70	0,703	0,723	0,55	6,8	0,80	7,73	-
(G2)	0,5 (Yüzey)	10,68	0,733	0,656	0,50	182,8	20,20	8,81	0,90 cm
	10	8,18	0,702	0,673	0,52	93,7	10,90	8,23	-
	20	7,05	0,687	0,679	0,52	67,8	8,01	8,00	-
	30	6,56	0,682	0,684	0,52	25,4	6,78	7,94	-
	40	6,04	0,681	0,694	0,53	42,2	5,19	7,87	-
	50	5,84	0,681	0,685	0,54	37,2	4,50	7,84	-
	60	5,77	0,681	0,685	0,54	37,2	3,85	7,82	-
	70	5,74	0,681	0,685	0,53	37,2	3,53	7,81	-
	80 (taban)	5,70	0,680	0,684	0,53	37,1	3,20	7,80	-
(G3)	0,5 (Yüzey)	11,00	0,729	0,646	0,49	185,7	20,40	8,82	1,10 m
	10	9,26	0,715	0,664	0,51	110,5	12,68	8,38	-
	20	7,09	0,683	0,675	0,52	73,2	8,78	8,11	-
	30	5,94	0,675	0,690	0,53	38,1	4,71	7,88	-
	40	5,72	0,685	0,704	0,54	25,1	3,18	7,80	-
	45	5,71	0,683	0,697	0,54	22,8	3,04	7,81	-
	50 (Taban)	5,70	0,680	0,690	0,53	20,5	2,89	7,81	-
(G4)	0,5 (Yüzey)	9,79	0,718	0,658	0,50	118,6	13,02	8,34	2,00 m
	5	9,25	0,710	0,660	0,51	106,8	11,90	8,29	-
	10	8,70	0,701	0,661	0,51	95,0	10,96	8,23	-
	20	7,00	0,676	0,669	0,51	66,2	8,00	8,02	-
	30	6,30	0,672	0,680	0,52	37,0	4,63	7,80	-
	40	5,82	0,669	0,686	0,52	28,2	3,48	7,78	-
	50 (Taban)	5,69	0,671	0,692	0,53	22,5	2,81	7,75	-
(G5)	0,5 (Yüzey)	6,80	0,687	0,682	0,52	71,8	8,72	8,05	-
	10	6,75	0,687	0,684	0,52	70,9	8,63	8,30	-
	12 (Taban)	6,69	0,686	0,686	0,52	70,0	8,54	8,54	-
Ortalamalar		7,06	0,693	0,685	0,52	64,6	7,58	8,06	1,24 m

Çizelge 5.4. İlkbahar dönemi anlık ölçüm sonuçları.

İstasyon no	Derinlik (m)	Sıcaklık (°C)	EC (mS/cm)	TÇK (g/L)	Tuzluluk (ppt)	ÇO doygun. (%)	ÇO (mg/l)	pH	Seki diski (m)
(G1)	0,5(Yüzey)	23,73	0,786	0,797	0,61	39,8	3,39	9,34	1,2 m
	10	16,60	0,799	0,807	0,66	5,3	0,51	9,15	-
	20	14,50	0,724	0,806	0,62	0,2	0,01	9,05	-
	30	11,60	0,675	0,809	0,62	0,2	0,01	9,02	-
	40	9,15	0,667	0,804	0,62	0,3	0,02	9,00	-
	50	6,70	0,658	0,798	0,61	0,3	0,03	8,98	-
	60	6,42	0,653	0,800	0,61	0,3	0,03	8,98	-
	70 (taban)	6,14	0,648	0,802	0,61	0,2	0,02	8,97	-
(G2)	0,5(Yüzey)	26,60	0,748	0,796	0,61	41,9	3,44	9,16	1,5 m
	10	15,24	0,735	0,797	0,62	0,4	0,04	9,03	-
	20	14,20	0,684	0,802	0,62	0,3	0,03	9,00	-
	30	11,13	0,679	0,801	0,62	0,3	0,03	8,99	-
	40	8,05	0,674	0,800	0,62	0,2	0,02	8,98	-
	50 (taban)	0,92	0,623	0,801	0,62	0,3	0,03	8,97	-
(G3)	0,5(Yüzey)	26,83	0,705	0,788	0,61	33,6	2,74	9,23	1,5 m
	10	15,71	0,700	0,797	0,61	3,8	0,32	9,19	-
	20	14,00	0,698	0,800	0,62	0,2	0,02	9,03	-
	30	10,80	0,683	0,800	0,62	0,2	0,03	9,01	-
	40	9,20	0,675	0,800	0,62	0,2	0,03	9,00	-
	45 (taban)	7,60	0,667	0,800	0,62	0,2	0,03	8,99	-
(G4)	0,5(Yüzey)	26,50	0,756	0,793	0,60	30,5	2,46	9,26	1,4 m
	5	21,30	0,742	0,790	0,61	17,4	1,44	9,22	
	10	16,10	0,728	0,786	0,61	4,3	0,42	9,18	-
	20	13,90	0,718	0,790	0,61	1,6	0,15	9,10	-
	30	10,00	0,695	0,814	0,63	0,3	0,03	9,08	-
	40 (taban)	8,12	0,687	0,810	0,62	0,2	0,02	9,08	-
	G5 Yüzey	0,5(Yüzey)	20,00	0,720	0,780	0,60	15,6	1,40	9,20
	10	12,60	0,705	0,773	0,60	2,7	0,29	9,08	-
Ortalamalar		13,70	0,701	0,798	0,62	7,2	0,61	9,08	1,3



Şekil 5.1. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları.



Şekil 5.2. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları.

Şekil 5.1 ve 5.2 incelendiğinde; G1 istasyonunda mevsimsel olarak derinlik boyunca en önemli değişim; sıcaklık ve ÇO parametrelerinde gözlenmiştir. Sıcaklık; sudaki biyolojik, kimyasal ve fiziksel aktiviteleri etkiler. Böylece, pek çok değişkenin konsantrasyonu değişir. Sıcaklıkla birlikte, ortamdaki organizmaların metabolik hızı artar ve solunum hızı yükselir, böylece oksijen tüketimi artar [Altuner ve Gürbüz, 1994]. Sıcaklık değerleri, yaz aylarında yüzeyde 21°C ölçülürken, kış aylarında bu değer yüzeyde, 10°C'ye kadar düşüş göstermiştir.

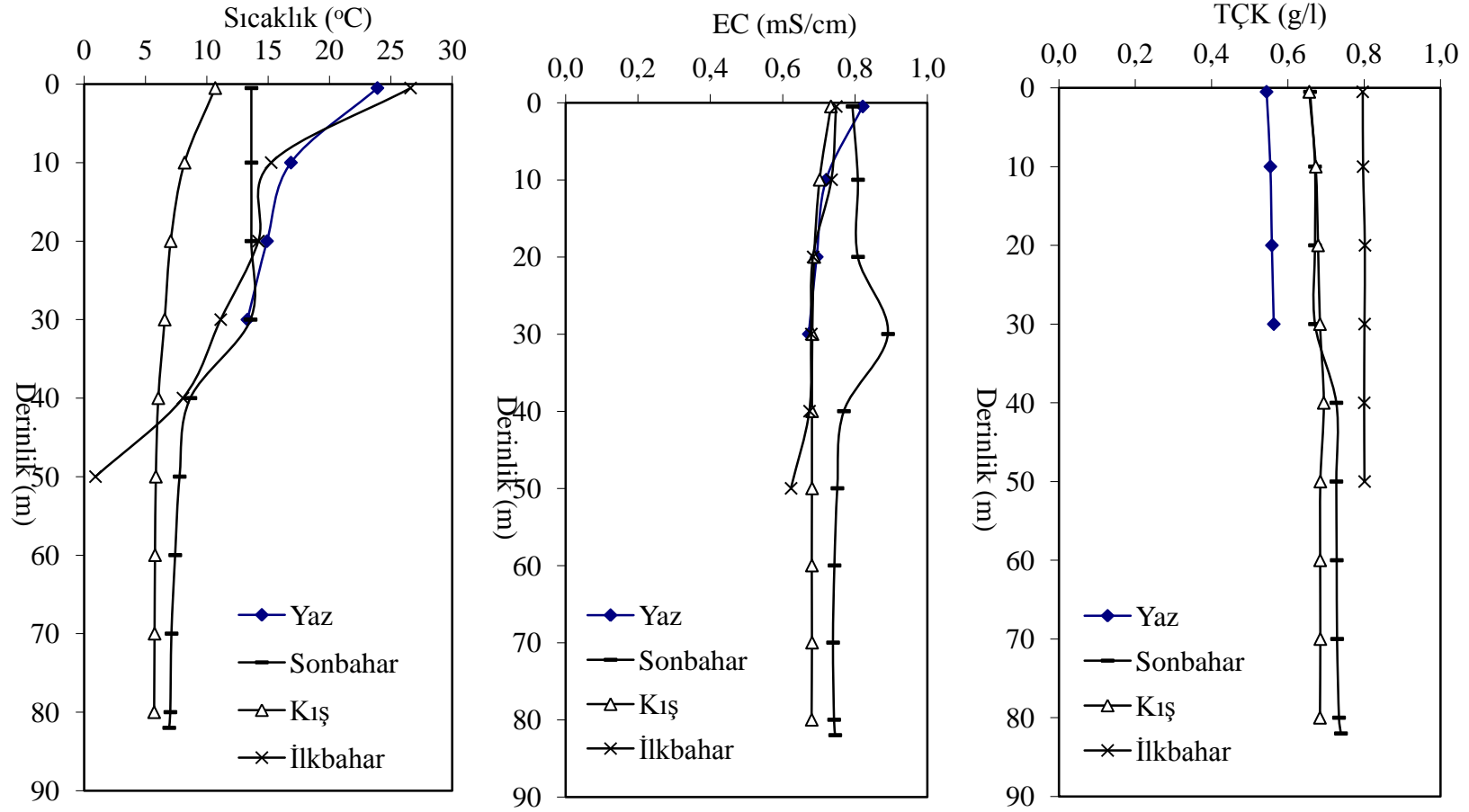
Kış dönemlerinde ÇO değeri yüzeyde daha yüksek değerlerde olurken, ilkbahar ve yaz dönemlerinde yüzeydeki ÇO değerleri düşüş göstermektedir. Havaların ısınmaya başladığı ilkbahar ve yaz aylarında atmosfer sıcaklığının artmasıyla O₂'nin sudaki çözünürlüğünün azalması beklenen bir durumdur. Aynı zamanda, bu dönemlerde mikroorganizma aktivitesinin artmasıyla tüketilen O₂ miktarı artar ve ÇO seviyesi giderek düşebilir. Sulardaki ÇO miktarı; suyun sıcaklığına, akış hızına, kirlenme durumuna, atmosferin kısmi basıncına, tuz miktarına ve biyolojik olaylara bağlıdır [Kalyoncu ve ark., 2005]. Sularda, biyolojik solunum ve çeşitli organizmaların bozunması, çözülmüş oksijen miktarını düşürür. Anaerobik koşullar, genelde sediment yüzeyinde oluşmaktadır. G1 istasyonu için derinlik arttıkça, ÇO değeri 5 mg/l'nin altına düşmüştür. İlkbahar ve sonbahar döneminde ise; yüzeyde ÇO değeri 5 mg/l'nin altına düşmüştür. Oksijen konsantrasyonu, 5 mg/l'nin altına düştüğü zaman biyolojik toplulukların yaşam fonksiyonları azalmaktadır [Atıcı, 2004].

Tatlı sularda, elektriksel iletkenlik 10 ile 1000 µhos/cm arasında değişiklik göstermektedir. Çözülmüş mineral fazlalığı, EC'nin değerini yükseltir. Özellikle Cl⁻ ve Na⁺ iyonlarının varlığı iletkenliği belirler. Bu ve benzeri mineraller, tuzluluk oranları için de önemli faktördür. Katyon ve anyonların varlığı, aynı zamanda alglerin büyüme ve gelişmesinde sınırlayıcı faktör olarak önemlidir [Atıcı., 2004]. G1 istasyonu için derinlik arttıkça, tuzluluğun arttığı gözlenmiştir. Derinliğin artmasıyla, tuzluluğa bağlı olarak EC değeri de artmıştır.

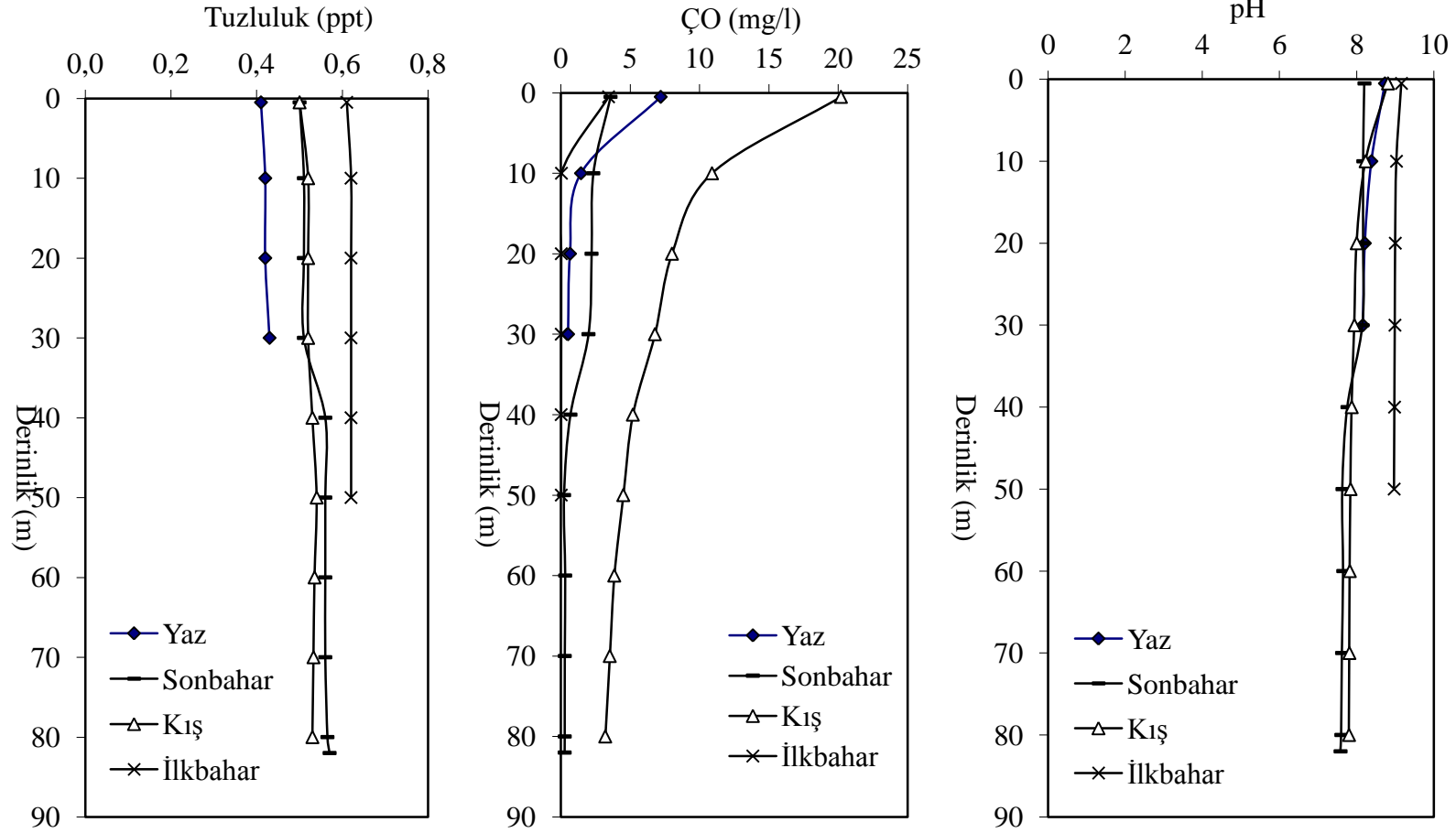
Doğal sularda iletkenlik, 0,5-1,5 mS/cm arasındadır [Dünder, M.Ş, 2008]. G1 istasyonunda yıllık EC değeri, derinlik boyunca 0,648-0,815 mS/cm arasında değışim göstermiştir. EC değerine göre, G1 istasyonu doğal su standardını sağlamıştır.

Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 2'ye göre rekreasyon amacıyla kullanılan kıyı ve deniz sularının pH'ı 6,5-8,5 arasında olmalıdır [SKKY, 2004]. G1 istasyonunda yıllık pH değeri, derinlik boyunca 6,99-9,34 aralığında değışim göstermiştir. pH değeri, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre gereken standardı sağladığı görünse de, özellikle ilkbahar aylarında bazikliğe doğru bir kayma sergilediği görölmektedir.

1 yıllık TÇK değerleri ise derinlik arttıkça belli oranlarda artış göstermiştir.

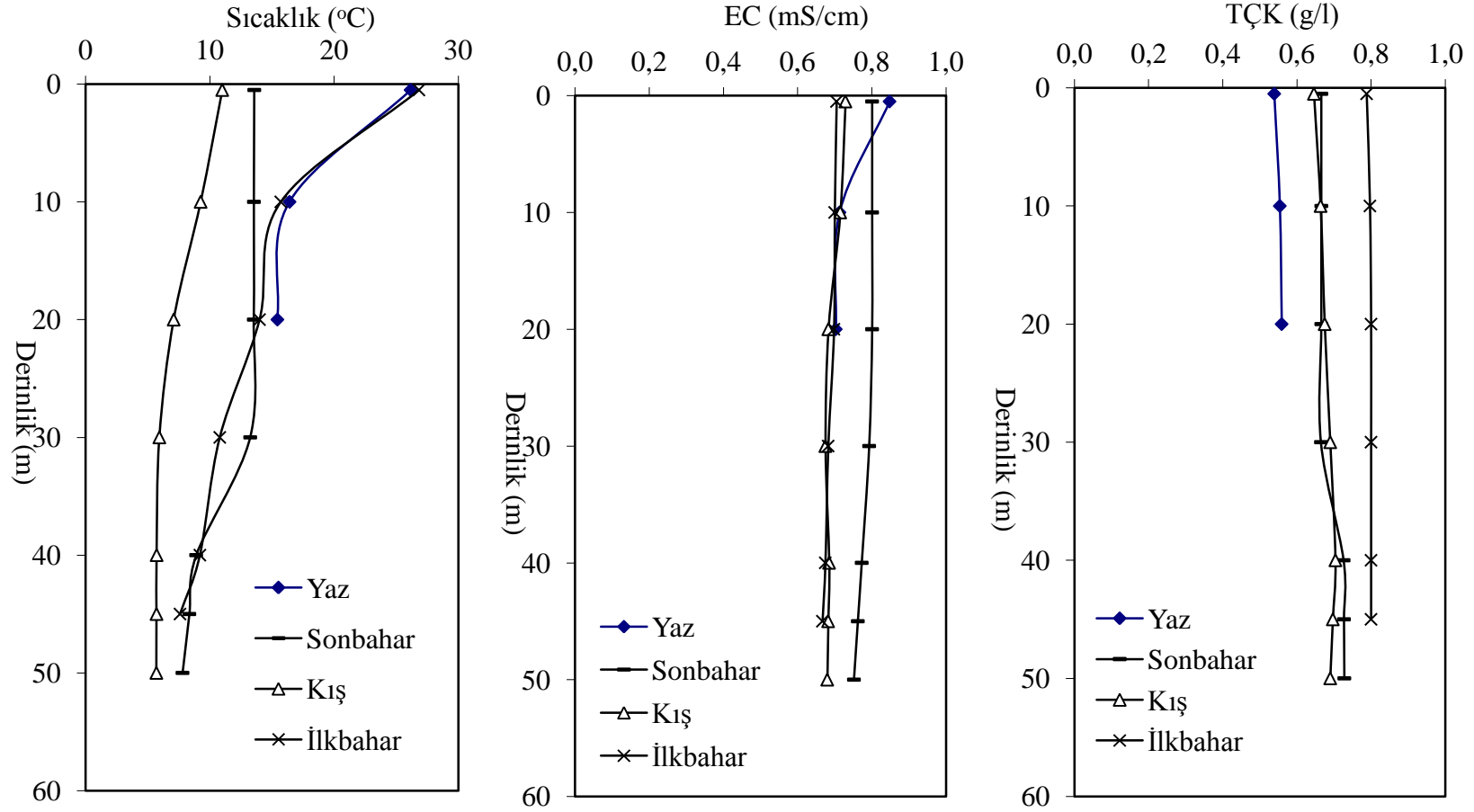


Şekil 5.3. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları.

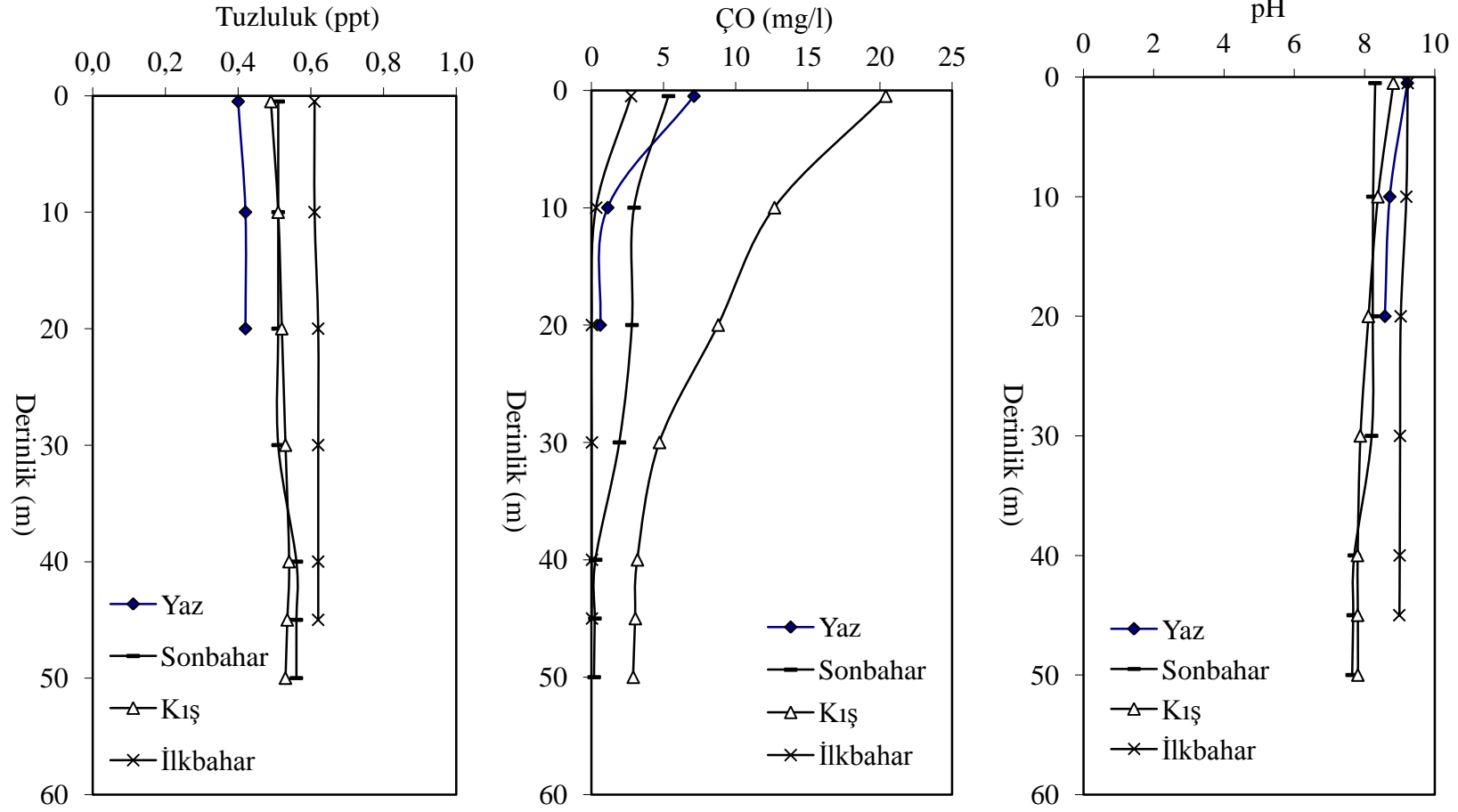


Şekil 5.4. Gökçekaya Baraj Gölü G2 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları.

Şekil 5.3 ve 5.4'den anlaşılacağı üzere; G2 istasyonunda sıcaklık değerleri yaz aylarında yüzeyde 24°C'de ölçülürken, kış aylarında bu değer yüzeyde 11°C'ye kadar düşüş göstermiştir. Kış dönemlerinde ÇO değeri, yüzeyde daha yüksek değerlerde olurken, özellikle yaz, sonbahar ve ilkbahar dönemlerinde yüzeydeki ÇO değerleri düşüş göstermektedir. Genel olarak derinlik arttıkça tuzluluk artmış, ÇO değerinde azalma gözlenmiştir. Özellikle, ilkbahar döneminde tuzluluk miktarı en fazladır. G2 istasyonunda yıllık derinlik boyunca pH değeri, 7,58-9,16 aralığında değişim göstermiştir. pH değeri, ilkbahar aylarında bazikliğe doğru bir eğilim göstermektedir. G2 istasyonunda yıllık EC değeri derinlik boyunca 0,623-0,891 mS/cm arasında değişim göstermiştir. EC değerine göre G2 istasyonu doğal su standardını sağlamıştır. EC değerinin en yüksek olduğu dönem; sonbahar dönemidir. 1 yıllık TÇK değerleri ise derinlik arttıkça belli oranlarda artış göstermiştir. TÇK değerlerinin en yüksek olduğu dönem ise; ilkbahar dönemidir.

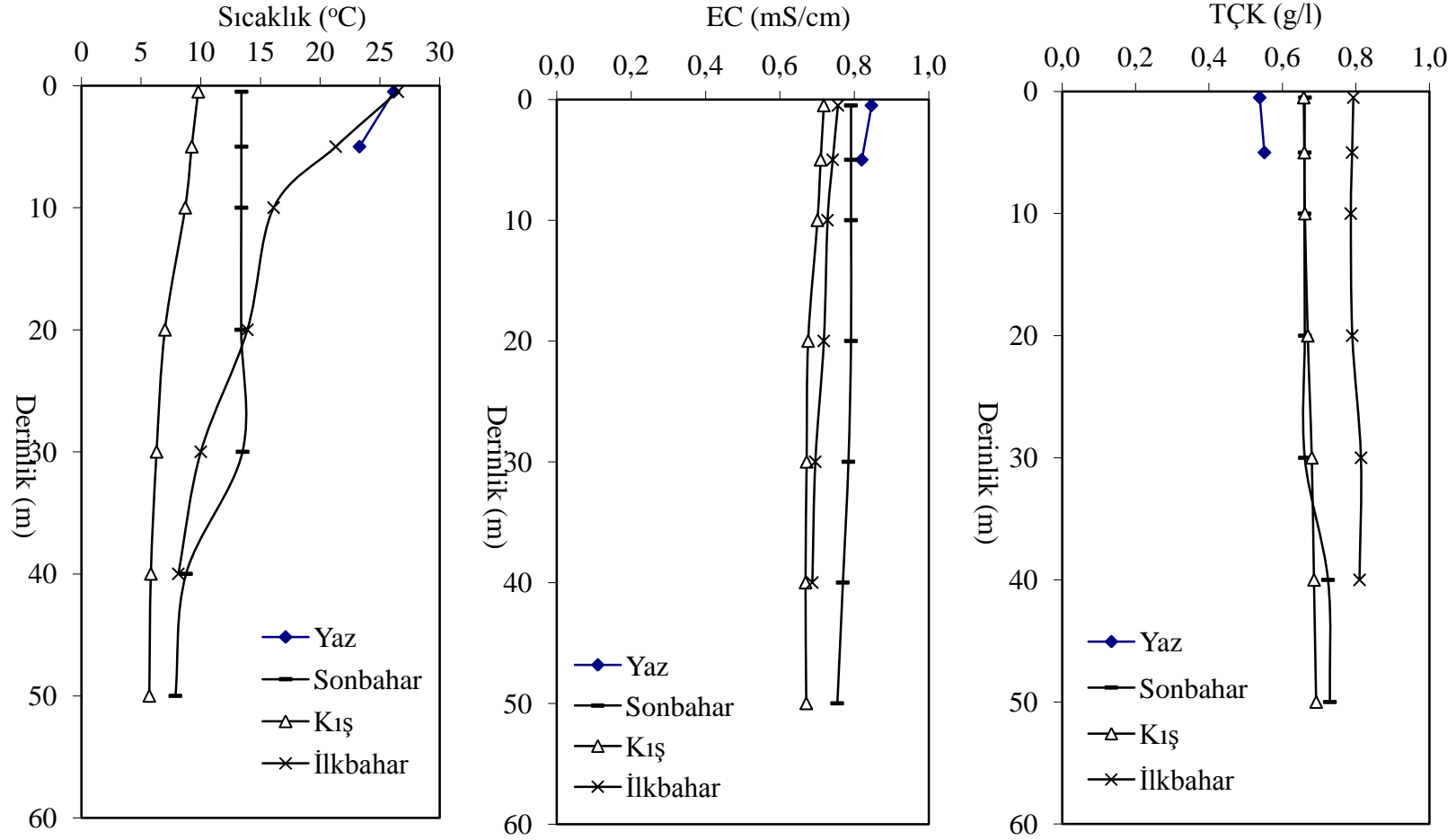


Şekil 5.5.Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları.

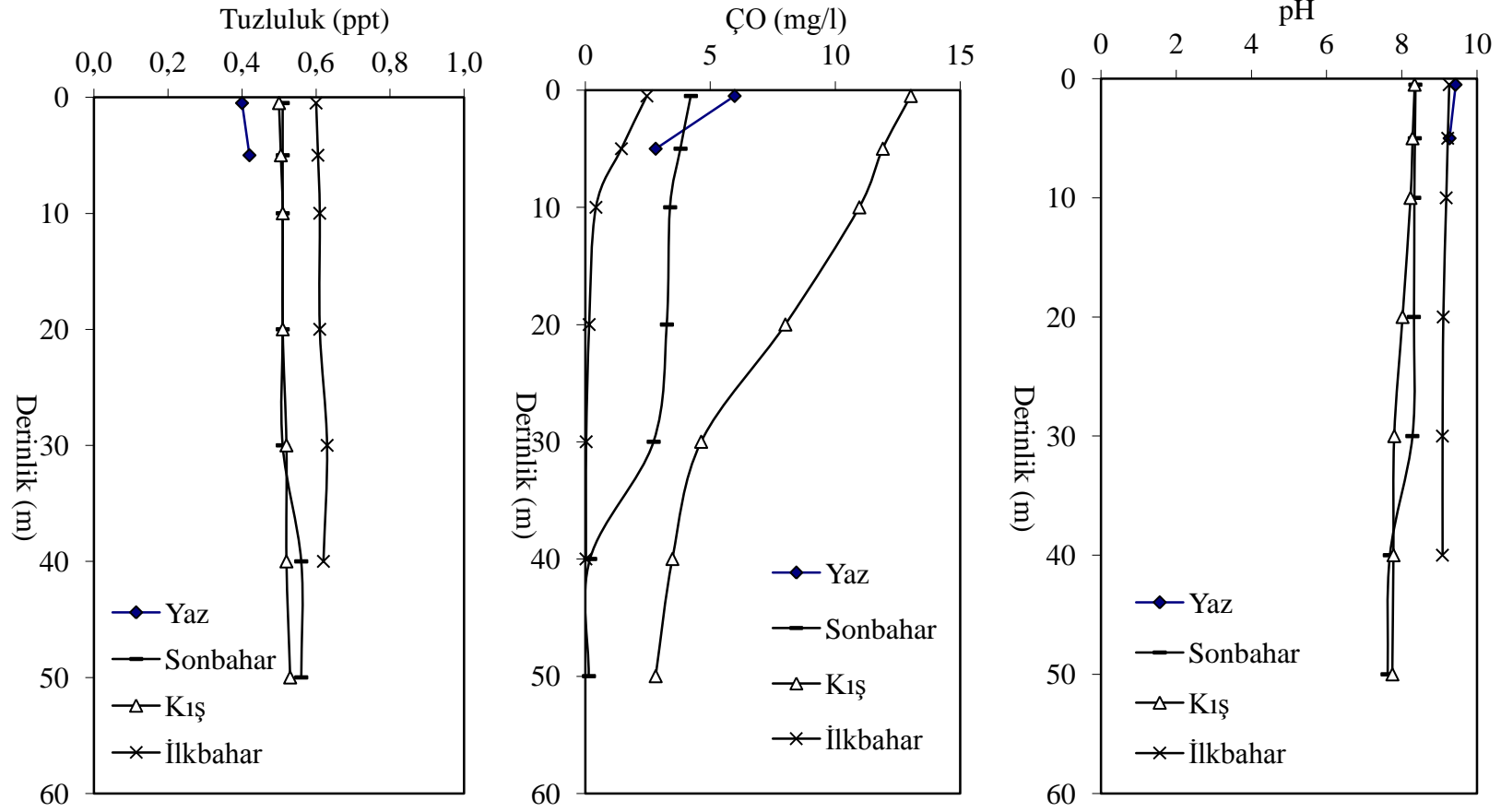


Şekil 5.6. Gökçekaya Baraj Gölü G3 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları.

Şekil 5.5 ve 5.6 incelendiğinde; G3 istasyonunda sıcaklık değerleri yaz aylarında yüzeyde 26°C’de ölçülürken, kış aylarında bu değer yüzeyde 11°C’ye kadar düşüş göstermiştir. Kış dönemlerinde ÇO değeri, yüzeyde daha yüksek değerlerde olurken, ilkbahar ve yaz dönemlerinde yüzeydeki ÇO değerleri düşüş göstermektedir. Genel olarak, derinlik boyunca tuzluluğun artmasıyla, ÇO değerinde azalma gözlenmiştir. G3 istasyonunda yıllık derinlik boyunca pH değeri, 7,65-9,23 aralığında değişim göstermiştir. pH değeri, ilkbahar ve yaz döneminde bazikliğe doğru eğilim göstermiştir. G3 istasyonunda yıllık EC değeri, derinlik boyunca 0,667-0,848 mS/cm arasında değişim göstermiştir. EC değerine göre, G3 istasyonu doğal su standardını sağlamıştır. 1 yıllık TÇK değerleri ise; genel olarak derinlik arttıkça belli oranlarda artış göstermiştir. TÇK değerinin ise en yüksek olduğu dönem; ilkbahar dönemidir.

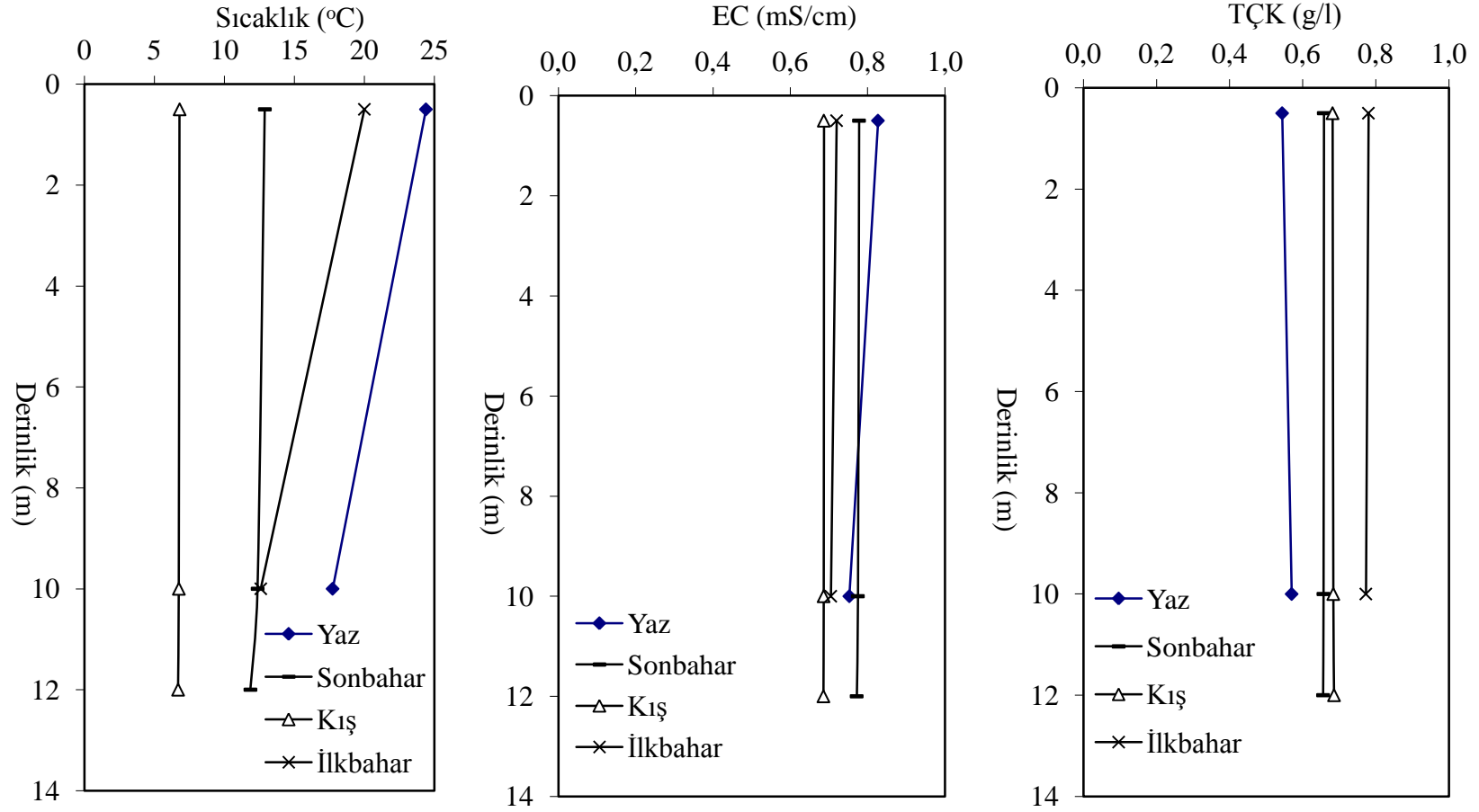


Şekil 5.7. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları.

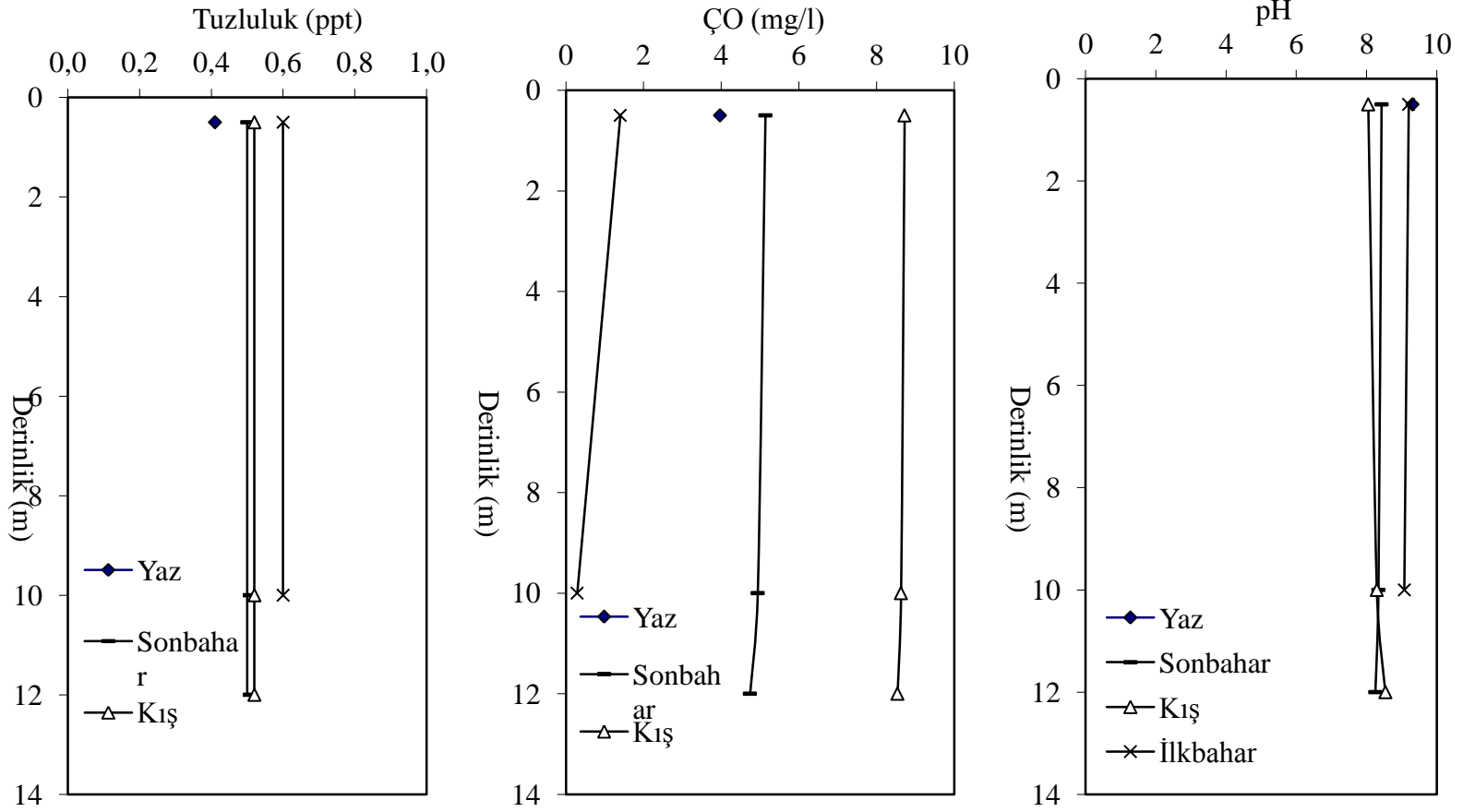


Şekil 5.8. Gökçekaya Baraj Gölü G4 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları.

Şekil 5.7 ve 5.8 incelendiğinde; G4 istasyonunda sıcaklık değerleri yaz aylarında yüzeyde 26°C’de ölçülürken, kış aylarında bu değer yüzeyde 10°C’ye kadar düşüş göstermiştir. Kış dönemlerinde ÇO değeri, yüzeyde daha yüksek olurken, ilkbahar ve yaz dönemlerinde, yüzeydeki ÇO değerleri düşüş göstermektedir. Derinlik boyunca tuzluluğun artmasıyla, ÇO değerinde azalma gözlenmiştir. G4 istasyonunda derinlik boyunca yıllık pH değeri 7,62-9,43 aralığında olup, ilkbahar ve yaz dönemlerinde bazikliğe doğru eğilim göstermiştir. G4 İstasyonunda yıllık EC değeri derinlik boyunca 0,669-0,846 mS/cm arasında değişim göstermiştir. EC değerine göre G4 istasyonu doğal su standardını sağlamıştır. 1 yıllık TÇK değerleri ise derinlik arttıkça, belli oranlarda artış göstermiştir. TÇK değerinin en yüksek olduğu dönem; ilkbahar dönemidir.



Şekil 5.9. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık sıcaklık, EC, TÇK ölçüm sonuçları.

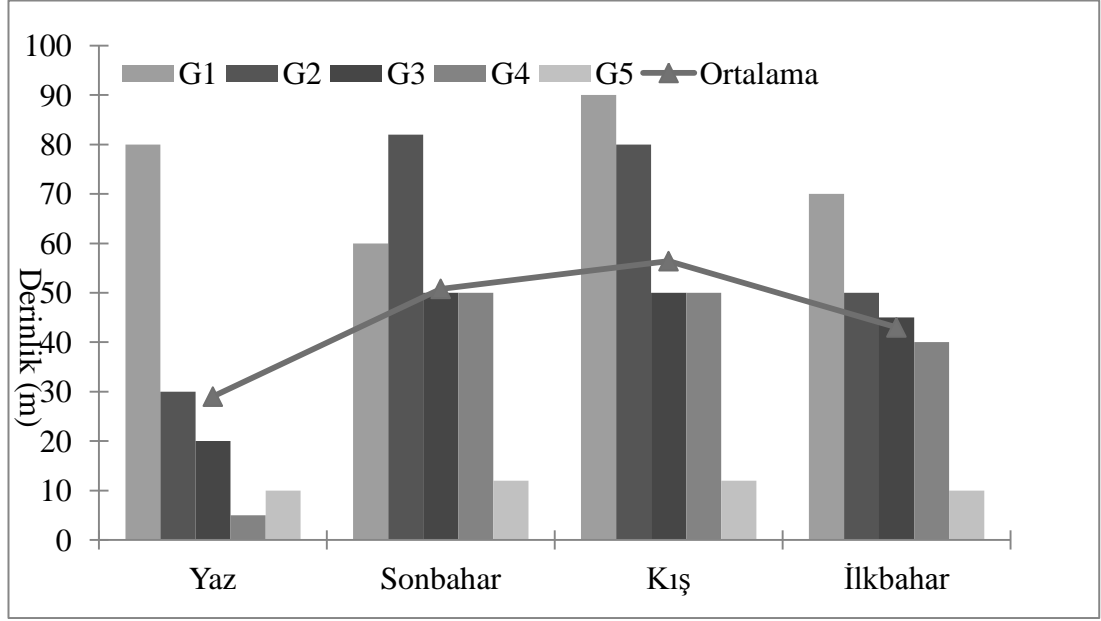


Şekil 5.10. Gökçekaya Baraj Gölü G5 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre anlık tuzluluk, ÇO, pH ölçüm sonuçları.

Şekil 5.9 ve 5.10 incelendiğinde; G5 istasyonunda sıcaklık değerleri yaz aylarında yüzeyde 24°C’de ölçülürken, kış aylarında bu değer yüzeyde 7°C’ye kadar düşüş göstermiştir. Kış dönemlerinde ÇO değeri yüzeyde daha yüksek değerlerde olurken, ilkbahar ve yaz dönemlerinde yüzeydeki ÇO değerleri düşüş göstermektedir. G5 istasyonunda derinlik boyunca yıllık pH değeri 8,05-9,31 aralığında olup, diğer istasyonlarda olduğu gibi ilkbahar ve yaz dönemlerinde bazikliğe doğru eğilim göstermiştir. G5 İstasyonunda yıllık EC değeri derinlik boyunca 0,686-0,827 mS/cm arasında değişim göstermiştir. EC değerine göre, G5 istasyonu doğal su standardını sağlamıştır. 1 yıllık TÇK değerleri ise genel olarak, derinlik arttıkça belli oranlarda artış göstermiştir. TÇK değerinin en yüksek olduğu dönem; ilkbahar dönemidir.

5.2. Göldeki Derinlik Değişimleri

Mevsimsel periyotların takip edildiği arazi çalışmalarında belirlenen istasyonlardaki su kalitesi, yüzeysel ve derinlik boyunca alınan numunelerde belirlenmeye çalışılmıştır. Ancak numune alınan istasyonlarda karşılaşılan en büyük sorun aynı koordinatlar kullanılmasına rağmen göldeki akıntı nedeniyle aynı derinlik değişiminin gözlenememesidir. Bu durumun göl tabanındaki topoğrafik yapının değişken olması ile ilişkili olduğu düşünülmektedir. Özellikle Gökçekaya Baraj Gölü'nün su dolu haznesinin topoğrafik yapısı derin bir vadi boyunca yer aldığı için tabanda yükselti ve çukurların değişkenlik göstermesi beklenen bir durumdur. Proje çalışmasında yıllık periyotta su ve sediman kalitesi değişiminin izlenebilmesi için aynı istasyonların kullanımı gerekmektedir. Ancak göl tabanı topoğrafyasının bilinmemesi istasyonlardaki değişimin incelenmesinde aksaklıklara neden olmuştur. Bu nedenle, mevsimsel yıllık gözlem periyodu boyunca istasyonlarda farklı derinlik değerleri ölçülmüştür. Gökçekaya Baraj Gölündeki istasyonlara göre ortalama derinliklerin yıllık gözlem periyodundaki mevsimsel değişimi Şekil 5.11'de gösterilmiştir.



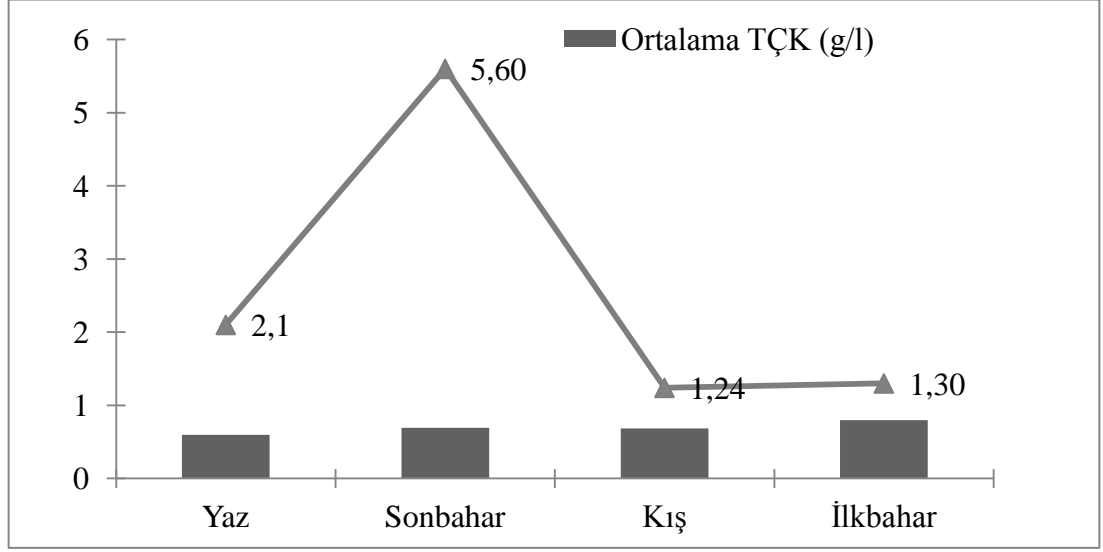
Şekil 5.11. Gökçekaya Baraj Gölü yıllık gözlem periyotundaki ortalama derinlik değerlerinin mevsimsel değişimi.

Gökçekaya Baraj Gölünde gözlem istasyonları boyunca yapılan ölçümlerde derinlik, 5-90 m aralığında değişim göstermiştir. Özellikle, yaz aylarında yapılan ölçümlerde derinlik ortalama olarak, 25 m'ye kadar düşmüştür.

5.3. Seki Diski Ölçüm Sonuçları

Gökçekaya Baraj Gölü, geniş bir nehir yatağı gibi vadi boyunca ortalama 35 km'lik bir uzunlukta yayılım göstermektedir. Gölün her iki yakasında ağaçlık ve kayaç yapısıyla örtülü olan bir topoğrafik yapıya sahiptir. Yıllık ortalama seki diski değeri; 1,24-5,6 m arasında değişim göstermiştir.

Gökçekaya Baraj Gölü'nde belirlenen istasyonların derinlik boyunca ortalama seki diski değerlerinin ve ortalama TÇK değerlerinin değişimi Şekil 5.12'de gösterilmektedir.



Şekil 5.12. Gökçekaya Baraj Gölü 1 yıllık periyotta istasyonlara göre ortalama seki diski ve TÇK ölçüm sonuçları.

Gökçekaya Baraj Gölü'nde belirlenen istasyonların derinlik boyunca ortalama Seki Diski değeri sonbahar aylarında en yüksek, ilkbahar ve kış aylarında ise düşüktür. Ortalama TÇK değeri ise; ilkbahar aylarında yüksek, yaz aylarında düşüktür. TÇK değeri mevsimsel olarak büyük bir değişim göstermemektedir. Özellikle Sonbahar aylarında seki diski değerinin artması ve ortalama TÇK değerinin yükselmesi, gölde Sonbahar (güz) çevrimi olabilme ihtimalini doğurmaktadır.

5.4. Gökçekaya Baraj Gölü Sedimentinin Analiz Sonuçları

5.4.1. Deneysel sonuçlar

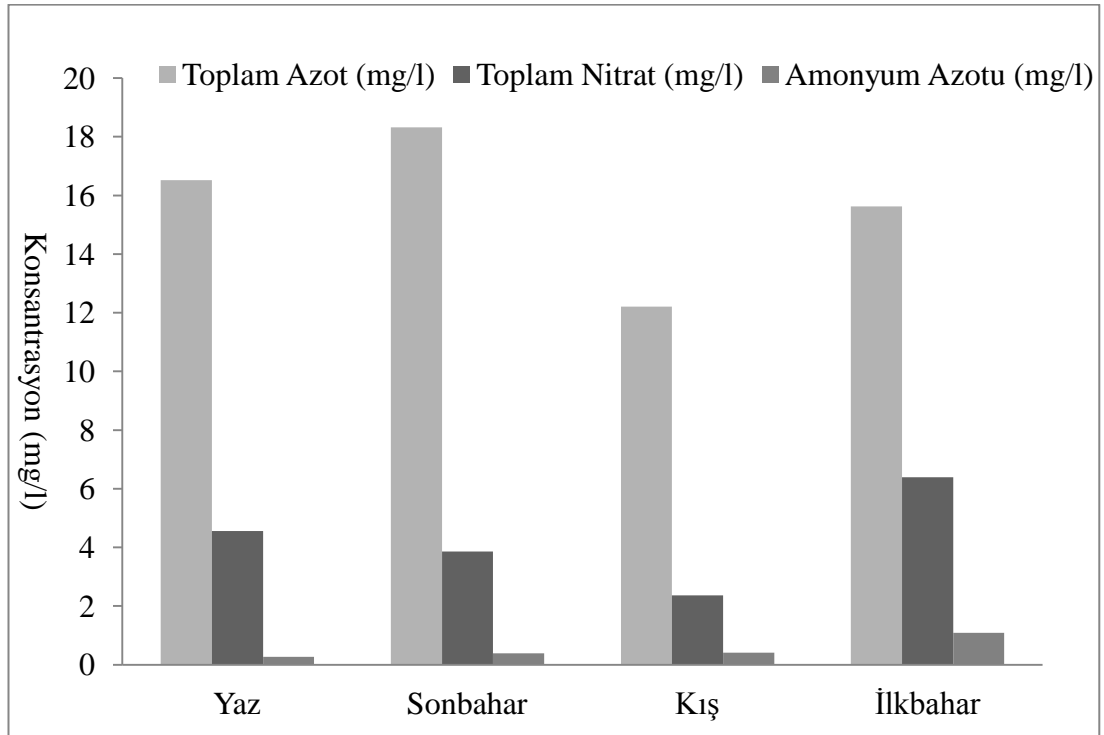
Mevsimplere göre analizi yapılan sediment örneklerinde toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu ve toplam fosfor değerleri bulunmuş ve Çizelge 5.5'de verilmiştir.

Çizelge 5.5. 1 yıllık mevsimsel dönemlere göre sediman analiz sonuçları.

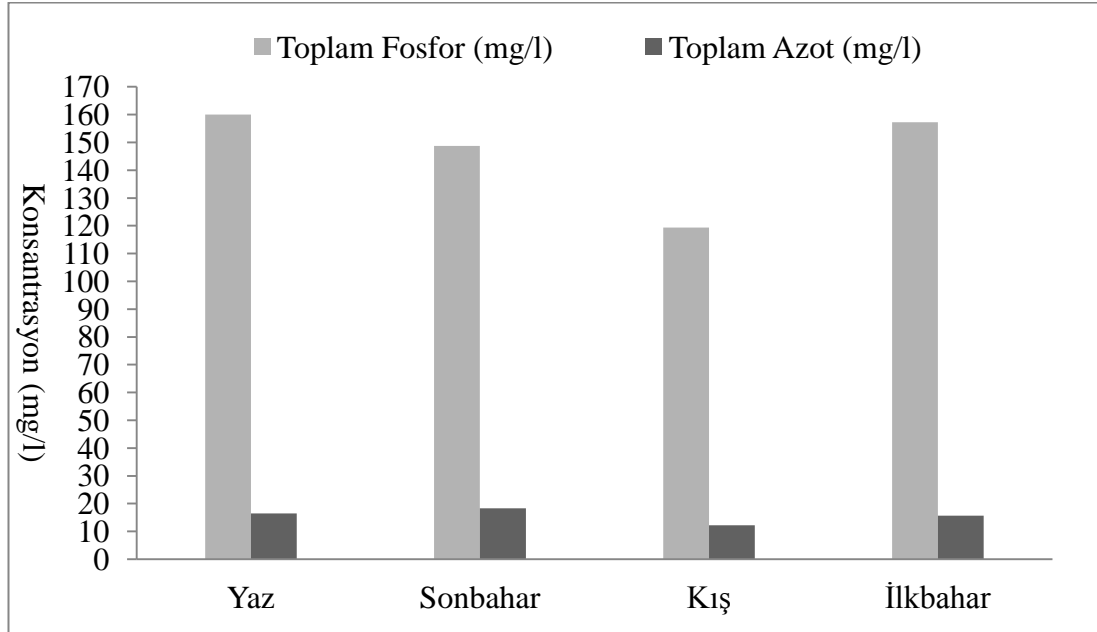
Dönemler	Parametreler	Örnekleme istasyonları					Ortalama	Min.	Maks.
		G1	G2	G3	G4	G5			
Yaz	TN (mg/l)	16,515	22,900	18,004	11,407	16,721	17,109	11,407	22,900
	TNO ₃ (mg/l)	4,556	4,660	1,234	2,123	1,947	2,904	1,234	4,660
	NH ₄ -N (mg/l)	0,267	0,534	0,799	1,266	0,493	0,672	0,267	1,266
	TP (mg/l)	160,000	145,180	107,680	129,120	134,460	135,288	107,680	160,000
	TN (mg/l)	18,320	31,977	15,713	5,702	6,512	15,645	5,702	31,977
Sonbahar	TNO ₃ (mg/l)	3,861	1,876	0,118	2,252	2,701	2,162	0,118	3,861
	NH ₄ -N (mg/l)	0,386	0,293	2,865	0,866	0,267	0,935	0,267	2,865
	TP (mg/l)	148,700	122,300	98,200	101,300	91,600	112,420	91,600	148,700
	TN (mg/l)	12,210	18,150	13,620	7,540	10,630	12,430	7,540	18,150
Kış	TNO ₃ (mg/l)	2,360	3,740	1,960	2,030	0,890	2,196	0,890	3,740
	NH ₄ -N (mg/l)	0,417	0,196	0,206	0,192	0,315	0,265	0,192	0,417
	TP (mg/l)	119,300	98,790	73,260	84,360	79,260	90,994	73,260	119,300
	TN (mg/l)	15,630	26,340	22,690	15,690	24,310	20,932	15,630	26,340
İlkbahar	TNO ₃ (mg/l)	6,390	8,360	5,630	7,650	9,250	7,456	5,630	9,250
	NH ₄ -N (mg/l)	1,093	0,965	0,796	1,653	1,080	1,117	0,796	1,653
	TP (mg/l)	157,230	175,300	113,670	144,610	182,310	154,624	113,670	182,310
	TN (mg/l)	15,630	26,340	22,690	15,690	24,310	20,932	15,630	26,340

Çizelge 5.5'den anlaşılacağı üzere 1 yıllık periyotta sedimendeki ortalama TP değeri 90,994-154,624 mg/l arasında değişim göstermiştir.

TNO₃, yıllık olarak ortalama 2,162-7,456 mg/l aralığında değişim göstermiştir. Ayrıca, NH₄-N değerinin yüksek olduğu dönemlerde, nitrat konsantrasyonunun artması, gölde nitrifikasyon olayının gerçekleştiğini göstermektedir. Nitrifikasyon olayının gerçekleşmesi oksijen ihtiyacını arttırıcı bir etkidir (Şekil 5.13) [Dündar M.Ş, 2008].



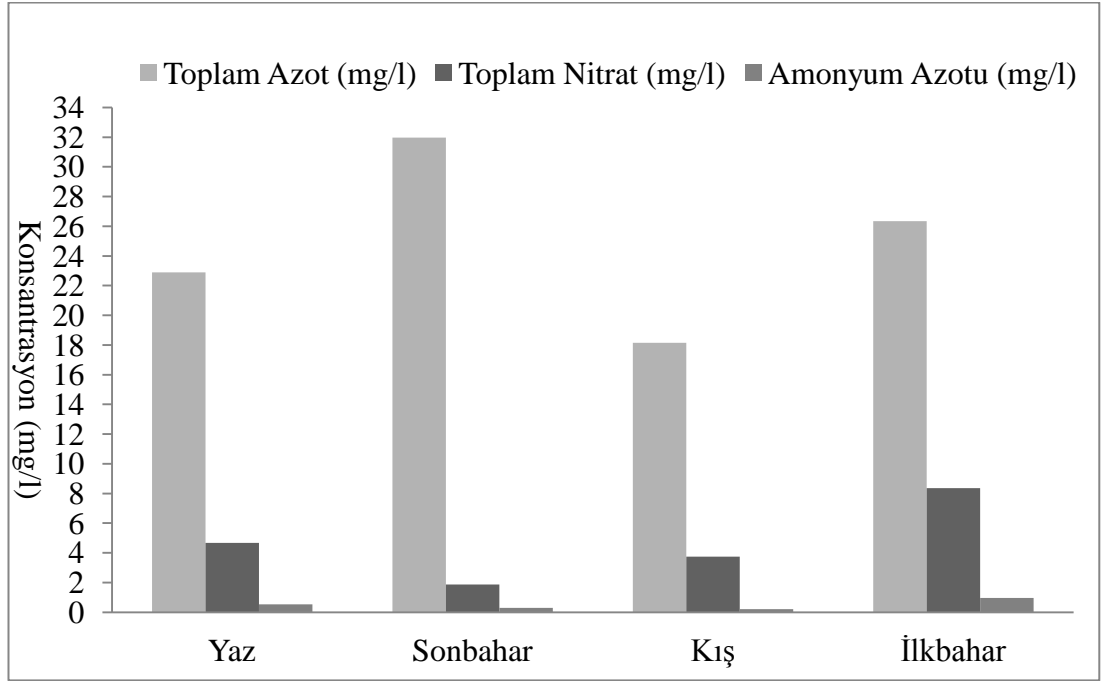
Şekil 5.13. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO₃, NH₄-N ölçüm sonuçları.



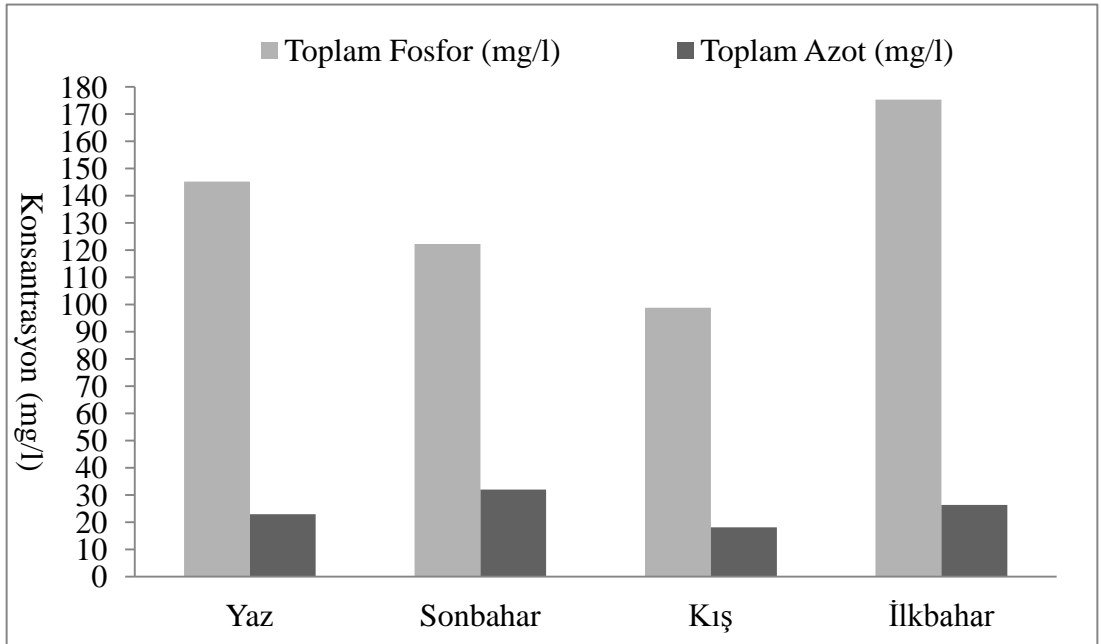
Şekil 5.14. Gökçekaya Baraj Gölü G1 istasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları.

G1 İstasyonu için toplam azot değerleri; sonbahar aylarında 18,32 mg/l iken, kış aylarında 12,21 mg/l, toplam nitrat değerleri; ilkbahar aylarında 6,39 mg/l iken, kış aylarında 2,36 mg/l, amonyum azotu ise; ilkbahar aylarında 1,093 mg/l iken, yaz aylarında 0,267 mg/l olmuştur. G1 İstasyonu için toplam fosfor değerleri yaz aylarında 160 mg/l iken, kış aylarında ise 119,3 mg/l olmuştur.

Gökçekaya Baraj Gölü'nün G2 İstasyonu için 1 yıllık mevsimsel periyotlarda alınan sediment örneklerinde analizi yapılan toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu değerlerinin grafiği Şekil 5.15'de, toplam fosfor değerlerinin grafiği Şekil 5.16'da verilmiştir.



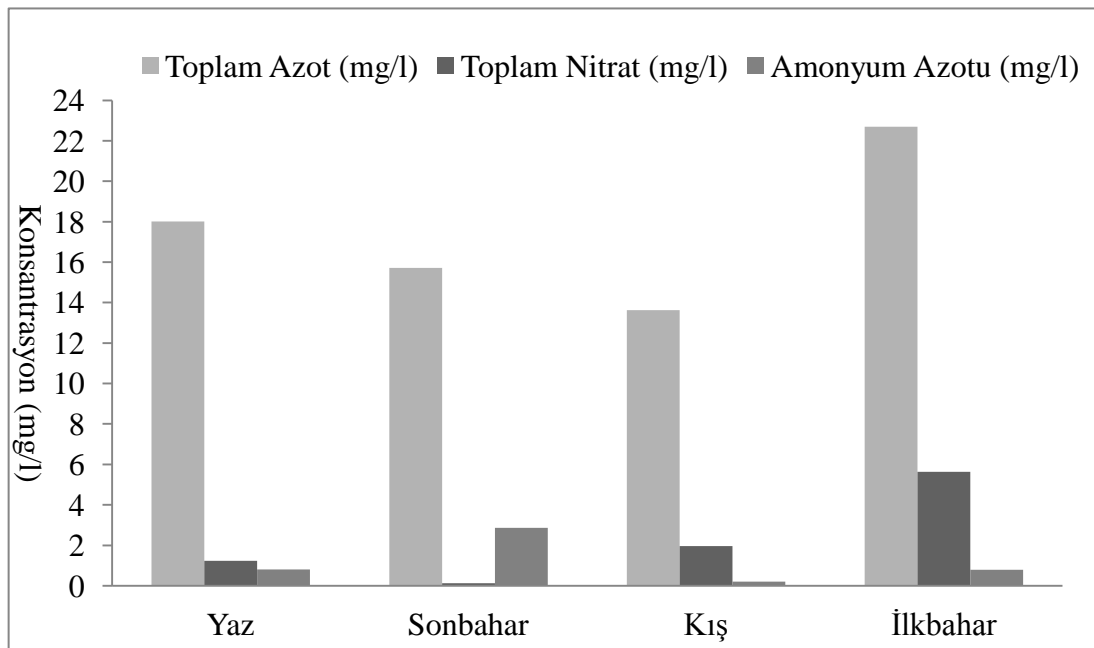
Şekil 5.15. Gökçekaya Baraj Gölü G2 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO₃,NH₄-N amonyum azotu ölçüm sonuçları.



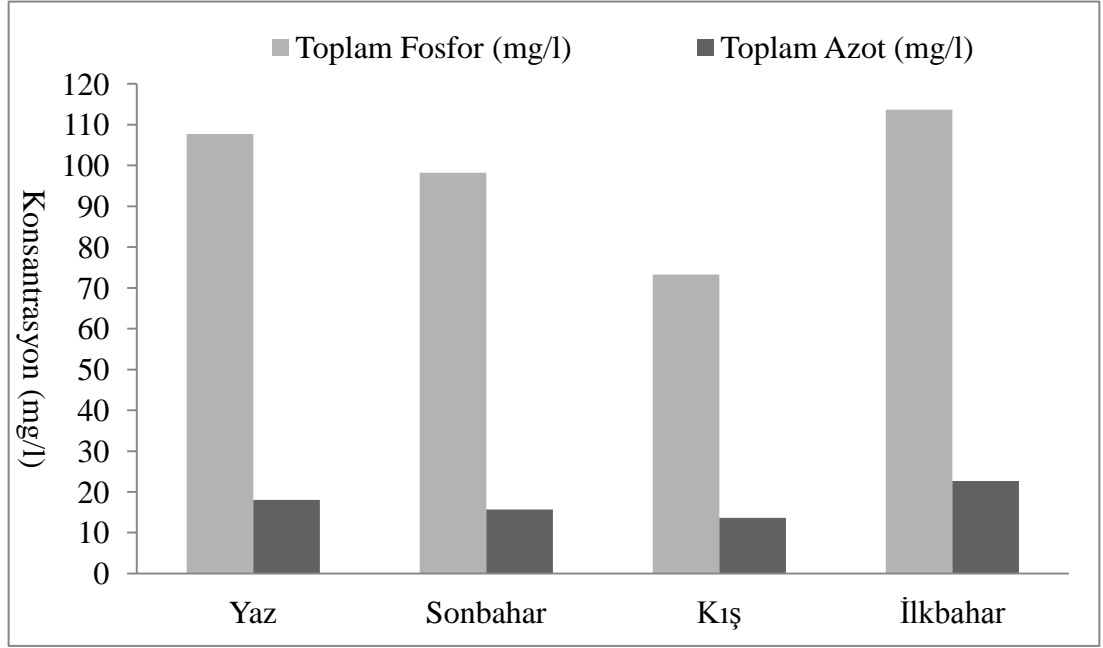
Şekil 5.16. Gökçekaya Baraj Gölü G2 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları.

G2 İstasyonu için toplam azot değerleri; sonbahar aylarında 31,97 mg/l iken, kış aylarında 18,15 mg/l, toplam nitrat değerleri; ilkbahar aylarında 8,36 mg/l iken, sonbahar aylarında 1,87 mg/l, amonyum azotu ise; ilkbahar aylarında 0,96 mg/l iken, kış aylarında 0,19 mg/l olmuştur. G2 istasyonu için toplam fosfor değerleri; ilkbahar aylarında 175,3 mg/l iken, kış aylarında ise 98,7 mg/l olmuştur.

Gökçekaya Baraj Gölü'nün G3 İstasyonu için 1 yıllık mevsimsel periyotlarda alınan sediment örneklerinde analizi yapılan toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu değerlerinin grafiği Şekil 5.17'de, toplam fosfor değerlerinin grafiği Şekil 5.18'de verilmiştir.



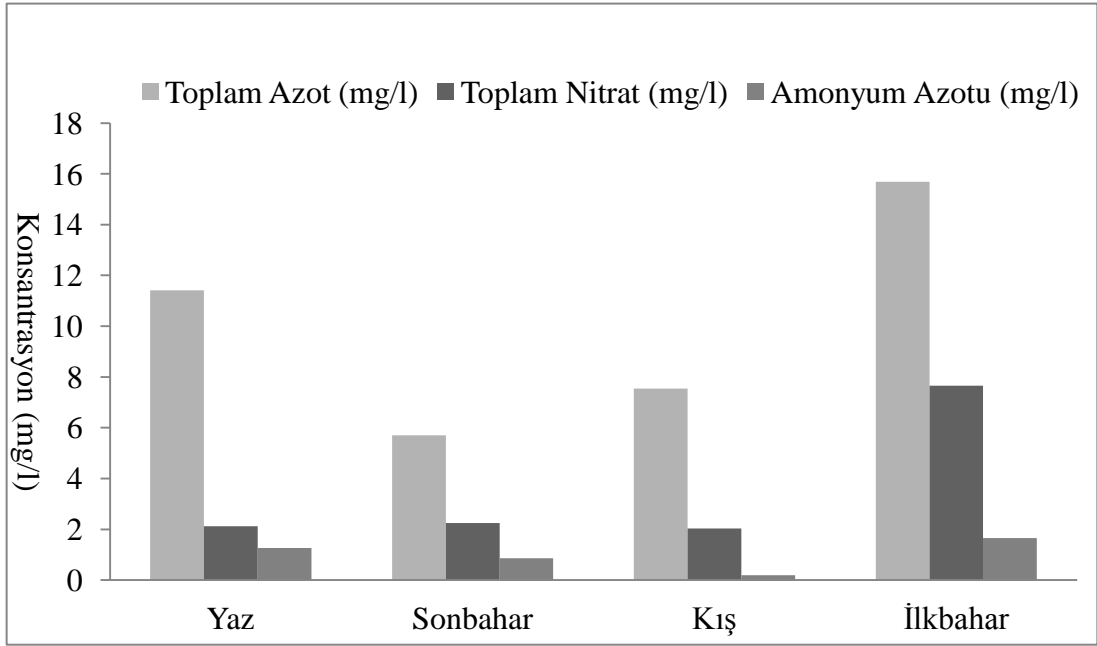
Şekil 5.17. Gökçekaya Baraj Gölü G3 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO₃,NH₄-N ölçüm sonuçları.



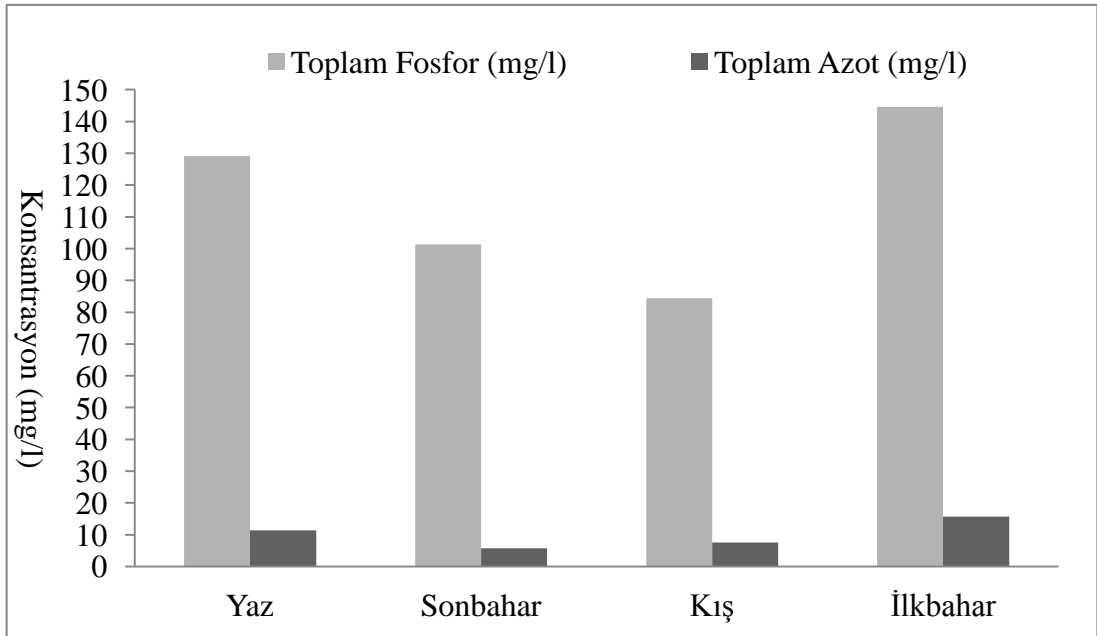
Şekil 5.18. Gökçekaya Baraj Gölü G3 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları.

G3 İstasyonu için toplam azot değerleri; ilkbahar aylarında 22,6 mg/l iken, kış aylarında 13,6 mg/l, toplam nitrat değerleri; ilkbahar aylarında 5,6 mg/l iken, sonbahar aylarında 0,1 mg/l, amonyum azotu ise sonbahar aylarında 2,8 mg/l iken, kış aylarında 0,2 mg/l olmuştur. G3 İstasyonu için toplam fosfor değerleri; ilkbahar aylarında 113,6 mg/l iken, kış aylarında ise 73,2 mg/l olmuştur.

Gökçekaya Baraj Gölü'nün G4 İstasyonu için 1 yıllık mevsimsel periyotlarda alınan sediment örneklerinde analizi yapılan toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu değerlerinin grafiği Şekil 5.19'da, toplam fosfor değerlerinin grafiği Şekil 5.20'de verilmiştir.



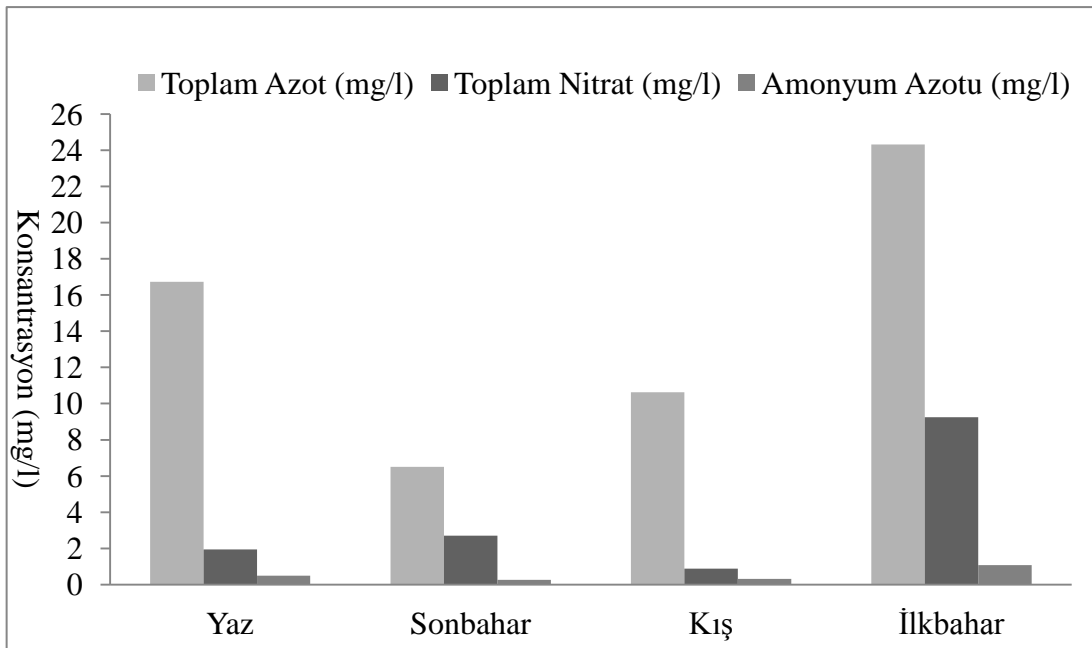
Şekil 5.19. Gökçekaya Baraj Gölü G4 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO₃,NH₄-N ölçüm sonuçları.



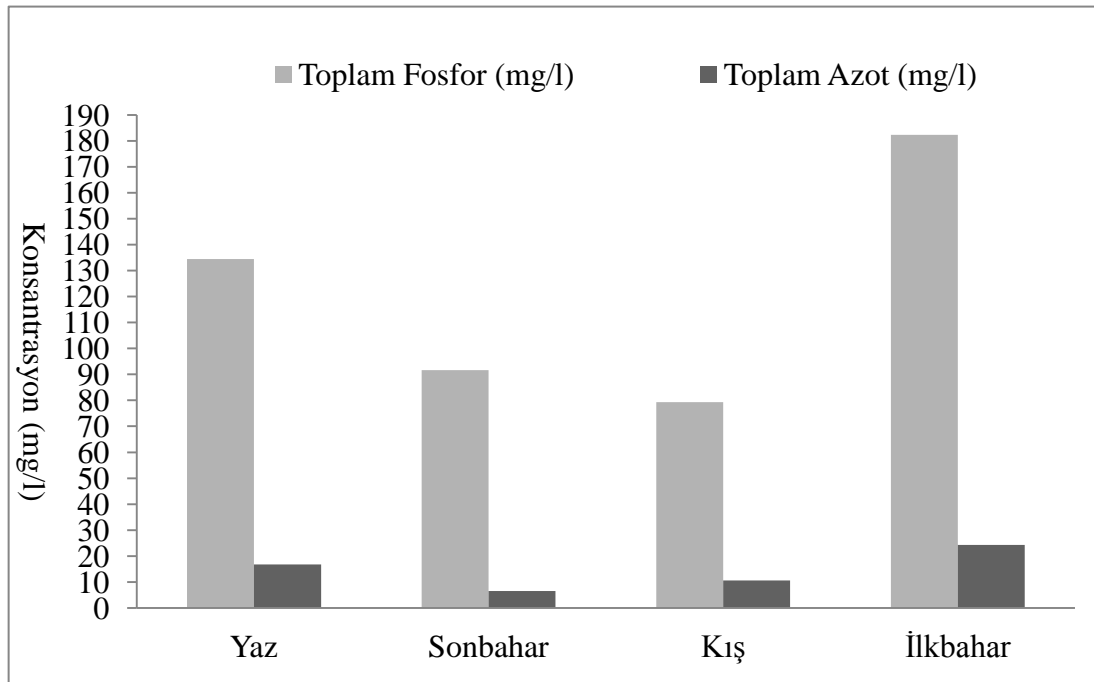
Şekil 5.20. Gökçekaya Baraj Gölü G4 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları.

G4 İstasyonu için toplam azot değerleri; ilkbahar aylarında 15,6 mg/l iken, sonbahar aylarında 5,7 mg/l, toplam nitrat değerleri; ilkbahar aylarında 7,6 mg/l iken, kış aylarında 2 mg/l, amonyum azotu ise; ilkbahar aylarında 1,6 mg/l iken, kış aylarında 0,1 mg/l olmuştur. G4 İstasyonu için toplam fosfor değerleri; ilkbahar aylarında 144,6 mg/l iken, kış aylarında ise; 84,3 mg/l olmuştur.

Gökçekaya Baraj Gölü'nün G5 İstasyonu için 1 yıllık mevsimsel periyotlarda alınan sediment örneklerinde analizi yapılan toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu değerlerinin grafiği Şekil 5.21'de, toplam fosfor değerlerinin grafiği Şekil 5.22'de verilmiştir.



Şekil 5.21. Gökçekaya Baraj Gölü G5 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TN, TNO₃,NH₄-N ölçüm sonuçları.



Şekil 5.22. Gökçekaya Baraj Gölü G5 İstasyonu 1 yıllık periyottaki mevsimlere göre TP, TN ölçüm sonuçları.

G5 İstasyonu için toplam azot değerleri; ilkbahar aylarında 24,3 mg/l iken, sonbahar aylarında 6,5 mg/l, toplam nitrat değerleri; ilkbahar aylarında 9,2 mg/l iken, kış aylarında 0,89 mg/l, amonyum azotu ise; ilkbahar aylarında 1,08 iken, sonbahar aylarında 0,26 mg/l olmuştur. G5 İstasyonu için toplam fosfor değerleri; ilkbahar aylarında 182,3 mg/l iken, kış aylarında ise; 79,2 mg/l olmuştur.

İstasyonlara göre ortalama TN ölçüm değerleri kış aylarında 12,430 mg/l iken, ilkbahar aylarında 20,932 mg/l olmuştur. Ortalama TNO_3 ölçüm değerleri sonbahar aylarında 2,162 mg/l iken, ilkbahar aylarında 7,456 mg/l olmuştur. Ortalama NH_4-N ölçüm değerleri kış aylarında 0,265 mg/l iken, yaz aylarında 1,117 mg/l olmuştur. Ortalama TNO_3 ve NH_4-N ölçüm değerlerinin bahar ve yaz aylarında yüksek olması nitrifikasyondan dolayı olabilir. Ortalama TP ölçüm değerleri, kış aylarında 90,994 mg/l iken, ilkbahar aylarında 154,624 mg/l olmuştur. Ortalama TN ve TP ölçüm değerlerinin ilkbahar aylarında yüksek olmasının nedeni, bahar aylarında kar sularının erimesiyle baraj gölüne yüzey akışı ile gelen siltlerde bulunan nütrient elementlerinin tabanda birikmesidir.

Benzer sonuçlar Ekmekçi ve Erkakan (1989)'nın Sakarya Nehri'nde yaptığı çalışmada gözlenmiştir. Bu çalışmada; baraj gölü girişindeki gözlem istasyonu verilerine dayanarak yapılan değerlendirmeler sonucunda kirlenmenin zaman içinde çok ilerlediği belirtilmektedir. Aynı araştırmacılar, Sakarya Nehri ile göle taşınan kirleticilerin, göl dibinde birikmekte olduğunu saptamışlardır. Gölde, derinlik boyunca yapılan örneklemelerde, kirliliğin 20 m'den daha derin bölgelerde ciddi boyutlara ulaştığı ve bu durumun canlı yaşamı için bir tehdit oluşturduğu saptanmıştır.

Xu ve arkadaşları (2003), Çin'de bulunan ötrofik Chao Gölü'nde sedimentteki nütrient elementlerinin gölün nütrient seviyesine etkilerini, yersel ve mevsimsel olarak incelemişlerdir. Göl suyu toplam fosfor konsantrasyonu yıl boyunca incelemiş, en yüksek değerlerini yaz ve sonbahar aylarında almıştır. Araştırmacılar söz konusu mevsimlerdeki sedimentin yüksek fosfor konsantrasyonlarının bahar aylarında göle yüzey akışlarıyla olan yoğun silt ve besin elementi girdisinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

İstasyonlara göre yıllık mevsimsel periyotlarda istasyonlara göre tabanda sıcaklık, EC, ÇO ve pH değerleri Çizelge 5.6'da verilmiştir.

Çizelge 5.6. İstasyonlara göre tabandaki sıcaklık, EC, ÇO ve pH değerleri.

Dönemler	Parametreler	Örnekleme istasyonları					Ortalama	Min.	Maks.
		G1	G2	G3	G4	G5			
Yaz	Sıcaklık	7,49	13,30	15,44	23,29	17,73	15,45	7,49	23,29
	EC	0,794	0,672	0,703	0,820	0,753	0,748	0,672	0,820
	ÇO	2,02	0,52	0,60	2,81	-	1,49	0,52	2,81
	pH	7,22	8,16	8,58	9,27	-	8,31	7,22	9,27
	Sıcaklık	7,26	6,93	7,80	7,87	11,86	8,34	6,93	11,86
Sonbahar	EC	0,739	0,745	0,752	0,754	0,772	0,752	0,739	0,772
	ÇO	0,31	0,27	0,18	0,14	4,74	1,13	0,14	4,74
	pH	7,62	7,58	7,65	7,62	8,25	7,74	7,58	8,25
	Sıcaklık	5,70	5,70	5,70	5,69	6,69	5,90	5,69	6,69
Kış	EC	0,703	0,680	0,680	0,671	0,686	0,684	0,671	0,703
	ÇO	0,80	3,20	2,89	2,81	8,54	3,65	0,80	8,54
	pH	7,73	7,80	7,81	7,75	8,54	7,93	7,73	8,54
	Sıcaklık	6,14	0,92	7,60	8,12	12,60	7,07	0,92	12,60
İlkbahar	EC	0,648	0,623	0,667	0,687	0,705	0,666	0,623	0,705
	ÇO	0,02	0,03	0,03	0,02	0,29	0,08	0,02	0,29
	pH	8,97	8,97	8,99	9,08	9,08	9,02	8,97	9,08
	Ortalama sıcaklık (İstasyonlara göre)							9,19	
Ortalama EC (İstasyonlara göre)							0,713		
Ortalama ÇO (İstasyonlara göre)							3,21		
Ortalama pH (İstasyonlara göre)							8,30		

Çizelge 5.6'dan anlaşılacağı üzere, istasyonların ortalamasına göre tabandaki sıcaklık değeri yaz aylarında yüksek iken, kış aylarında düşüktür. EC değeri ise, ilkbahar ve yaz aylarında yüksek iken, sonbahar ve kış aylarında düşüş göstermiştir. ÇO değeri kış aylarında yüksek iken, ilkbahar aylarında düşük değerdedir. Bunun nedeni ilkbahar aylarında tabandaki nütrient birikiminin fazla olmasıdır. pH değeri ise; ilkbahar aylarında yüksektir.

İstasyonlara göre yıllık mevsimsel periyotlarda alınan sediment örneklerinde ortalama ÇO değerinin; ise kış aylarında yüksek, ilkbahar aylarında düşük olduğu gözlenmiştir. ÇO değerlerinin ilkbahar aylarında düşük olması, bu aylarda tabanda biriken nütrient miktarının fazla olmasından kaynaklanabilir. Ortalama pH değerinin ise; ilkbahar ve yaz aylarında yüksek, sonbahar ve kış aylarında ise düşük olduğu gözlenmiştir. Ortalama pH değerinin ilkbahar ve yaz aylarında yüksek olması, bu aylarda gerçekleşen nütrient birikiminden kaynaklanmaktadır.

Topkaya (1992), Keban Baraj Gölü'nün Uluova Bölgesi'ndeki üç istasyondan toplanan yüzeysel sediment örneklerinde partikül büyüklüğüne bağlı olarak toplam, anorganik ve organik fosfor miktarları ve dağılımlarını tespit etmiştir. Keban Baraj Gölü'nün Uluova Bölgesi'nin evsel ve endüstriyel atıksu deşarjlarının yanı sıra tarımsal alanlardan gelen ve önemli miktarlarda besin maddesi taşıyan yüzeysel akışların etkisi altında olduğunu belirtmiştir. Deşarj edilen bitki besin maddelerinden özellikle fosforun aerobik şartlar altında sedimentte depolandığını, göl sedimentlerinin fizikokimyasal ve biyokimyasal özelliklerinin de partikül büyüklüğü ile değiştiğini vurgulamıştır.

Kanada'da bir gölde yapılan araştırmada, göle olan azot ve fosfor yüklemesinin azalmasına karşın, gölün fosfor miktarı ve alg biyomasının, azot ve karbona göre daha çabuk cevap verdiği saptanmıştır. Bu durumun nedeni ise, akuatik organizmaların fosfor döngüsünde karbon ve azot döngüsüne göre daha büyük oranda yer alması ile fosforun yine azot ve karbona göre, sediment tarafından daha çok tutulmasıdır [Levine ve Schindler, 1989].

Hollanda'daki sığ ve ötrofik Loosdrecht Gölü'nde yürütülen bir çalışmada, en yüksek fosfor salınım düzeyi 4 mg/m^2 .gün yaz mevsiminde, en düşük değer ise $0,2 \text{ mg/m}^2$.gün olarak kış mevsiminde saptanmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, sıcaklığın sedimentten fosfor salınımı üzerine en etkili faktör olduğu, sıcaklığın 13°C 'nin üzerinde olduğu dönemlerde fosfor salınımının gerçekleştiği saptanmıştır [Boers ve ark., 1991].

İngiltere'deki Esthwaite'de, 9 adet sığ gölde farklı pH seviyelerinde sedimentten fosfor salınım düzeyleri laboratuvar koşullarında araştırılmıştır. En yüksek fosfor salınım düzeyi, pH 10,5'de 75 mg/m^2 .gün olarak tahmin edilmiştir. Sığ litoral sedimentten fosfor salınımının yoğun alg üretimi esnasında yüksek pH'da, dış yüklemeye yaklaştığı ya da dış yüklemeyi geçtiği bildirilmiştir [Drake ve Heaney, 1987].

Riley ve Prepas (1984), Kanada'da sığ olan Alberta Gölleri'nde yürüttükleri çalışmada, yaz mevsimi boyunca göl suyu toplam fosfor konsantrasyonlarının yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Sucul ortamlarda sediment üstü su sıcaklığındaki artışlar sedimentte mikrobiyal aktivitedeki artışla ve suda çözülmüş oksijen seviyesindeki azalmayla sonuçlanmaktadır. Su sıcaklığının artışı sedimentten göl suyuna olan fosfor salınımını da teşvik etmektedir.

Özellikle sonbahar ve ilkbahar aylarında sıcaklık değişimlerine bağlı olarak göldeki termal tabakalaşma sonucu, derinliği fazla olan istasyonlarda taban suyu ile yüzey suyunun yer değiştirmesi gerçekleşmektedir. Bu durumda da dip sedimanındaki fosfor miktarı sudaki fosfor değerinin artışına neden olmaktadır. G1 ve G2 istasyonlarında derinliğin fazla olması, bu istasyonların yakınında yerleşim yerinin olmaması, yine bu istasyonlara yakın taze su girişinin olmaması ve diğer parametrelerinde (ÇO, pH) benzer bir değişim göstermesi böyle bir sonucu doğurmuştur.

Gökçekaya Baraj Gölü'ne evsel atıksu girişi direkt olarak Gökçekaya Baraj İşletmeleri tesislerinden ve baraj gölü giriş suyuna yakın olan Sarıyar Belediyesi'nden gelmektedir. Giriş atıksu debisinin düşük olmasına rağmen

özellikle, G4 ve G5 istasyonlarında derinliğin az olması ve göl yatağının dar bir vadi boyunca devam etmesi, yaz aylarında bu istasyonlarda kirlilik değerlerinin daha yüksek çıkmasına neden olmaktadır. Bu istasyonlarda su kalite değerlerinin değişiklik göstermesinin en önemli nedenlerinden biri de; Sarıyar Barajı su boşaltma kapaklarının düzenli periyotlarda açılmaması ve Sarıyar Baraj benti önünde uzun süre beklemiş suyun kalitesinin bozulması sonucu Gökçekaya'ya giren su kalitesinin (ÇO, pH, sıcaklık, vb.) bozulmasıdır. Ayrıca Sakarya Nehri'ne akış yönüne sol taraftan yoğun olarak kirli özellikte [Şen ve ark., 1991] ve kabul edilemeyecek boyutlarda ağır metal kirliliği [Yücel ve ark., 1995] olan Porsuk Çayı karışmakta, daha ileride ise; sağ taraftan yüksek oranda organik kirliliğe sahip [Girgin ve Kazancı, 1994] Ankara Çayı karışmaktadır.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1. Su Kalitesi

Gökçekaya Baraj Gölü'nde 1 yıllık periyotta dönemsel (yaz, sonbahar, kış, ilkbahar) olarak yapılan bu çalışma kapsamında göl suyunda su kalitesi açısından derinlik boyunca sıcaklık, elektriksel iletkenlik (E.C), toplam çözünmüş katı madde (TÇK), çözünmüş oksijen (ÇO), tuzluluk ve pH ölçümleri yapılmıştır. Arazi ve laboratuvar çalışmaları şeklinde sürdürülen bu araştırmanın genel sonuçları aşağıda maddeler halinde özetlenmeye çalışılmıştır:

1) Gölde bir yılda derinlik boyunca, su sıcaklığı ortalaması 12 °C, yine derinlik boyunca maksimum sıcaklık yaz döneminde 16 °C, minimum sıcaklık kış döneminde 7 °C'dir. Gökçekaya Baraj Gölü'nde 1 yıllık derinlik boyunca ölçülen ortalama su sıcaklığı Çizelge 6.1'de belirtilen SKKY'deki Tablo 1'deki sınır değerlerin altında kalmaktadır.

2) Gölde yapılan çalışma kapsamında göl suyunun 1 yılda derinlik boyunca EC değerleri ortalaması 0,732 mS/cm, yine derinlik boyunca maksimum EC sonbahar döneminde görülmüş olup; 0,782 mS/cm, minimum EC değeri kış döneminde 0,693 mS/cm'dir.

3) Gölde yapılan çalışma kapsamında göl suyunun 1 yılda derinlik boyunca toplam çözünmüş katı madde değerleri ortalaması 0,693 g/l, yine derinlik boyuna maksimum toplam çözünmüş katı madde ilkbahar döneminde görülmüş olup; 0,798 g/l, minimum toplam çözünmüş katı madde değeri ise yaz döneminde 0,596 g/l'dir. Baraj gölünde ölçülen 1 yıllık derinlik boyunca ortalama toplam çözünmüş katı madde değeri Çizelge 6.1'de belirtilen SKKY'deki Tablo 1 ile kıyaslandığında toplam çözünmüş katı madde miktarı bakımından, göl suyu I. Sınıf su kategorisine daha yakındır.

4) Gölde yapılan çalışma kapsamında göl suyunun 1 yılda derinlik boyunca toplam tuzluluk değerleri ortalaması 0,531 ppt, yine derinlik boyunca maksimum tuzluluk

ilkbahar döneminde görülmüş olup; 0,616 ppt, minimum tuzluluk yaz döneminde 0,454 ppt'dir.

5) Göl suyunun ÇO miktarı mevsimsel olarak farklılık göstermiş ve 1 yılda derinlik boyunca ölçülen ÇO ortalama değeri 3,4 mg/l olmuştur. Derinlik boyunca maksimum ÇO değeri kış döneminde görülmüş olup; 7,584 mg/l, minimum ÇO değeri ise; ilkbahar döneminde, 0,606 mg/l'dir. Sonbahar ve İlkbahar mevsimlerinde derinlik arttıkça G1, G2, G3 ve G4 istasyonlarında sudaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu 0,5 mg/l'nin altına inmiştir.

Çizelge 6.1.'de belirtilen SKKY'deki Tablo 1'e göre suyun oksijen doygunluğu <40 ise IV. Sınıf su olarak değerlendirilmektedir. 1 yıllık derinlik boyunca ortalama oksijen doygunluğu baz alındığında, gölün oksijen doygunluğu sınır değerinin altında olduğundan oksijen doygunluğu değerine göre, gölün suyu IV sınıf su olarak görünse de; aynı çizelgede çözülmüş oksijen miktarına göre göl suyu III.sınıf su olarak görünmektedir.

Çizelge 6.2'de belirtilen SKKY'deki Tablo 2'ye göre doğal koruma alanı ve rekreasyon alanları için verilen ÇO 3 mg/l sınır değerini, 1 yıllık derinlik boyunca ölçülen ortalama ÇO değerine göre sağladığı görülmektedir. Ancak; ilkbahar ve sonbahar dönemlerinde derinlik boyunca ölçülen ÇO değeri, sınır değerinin altında kalmaktadır.

6) Göl suyu, bazik değerinde bir pH değerine sahiptir. 1 yıllık gözlem periyodu boyunca suyun derinlik boyunca ortalama pH değeri 8,30 olup, derinlik boyunca maksimum pH değeri ilkbahar döneminde görülmüş olup; 9,08, minimum pH değeri sonbahar döneminde 8'dir. Mevsimsel olarak pH değerinin büyük bir değişim göstermemesi gölün biyokimyasal açıdan düşük bir kalitede olduğunu göstermektedir. Çizelge 6.1.'de belirtilen SKKY'deki Tablo 1'e göre suyun pH'ı 6,5-8,5 arasında ise I ve II. Sınıf su olarak değerlendirilmektedir. 1 yıllık derinlik boyunca ortalama pH değeri baz alındığında, gölün pH'ı sınır değeri sağladığından, pH bakımından I.ve II sınıf su kategorisine girmektedir.

Çizelge 6.2’de belirtilen SKKY’deki Tablo 2’ye göre doğal koruma alanı ve rekreasyon alanları için verilen pH 6,5-8,5 sınır değerini, 1 yıllık derinlik boyunca ölçülen ortalama pH değerine göre sağladığı görülmektedir. Ancak; ilkbahar döneminde derinlik boyunca ölçülen pH değeri, sınır değeri aşmaktadır.

Çizelge 6.1. Gökçekaya Baraj Gölü’nün kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre fiziksel kalite kriterleri.

A. Fiziksel ve inorganik kimyasal					
Su kalite parametreleri	İstasyonlara göre 1 yıllık Gökçekaya Baraj Gölü ortalama değerleri	Su kalite sınıfları [SKKY, 2004]			
		I	II	III	IV
Sıcaklık °C	12	25	25	30	>30
pH	8,30	6,5-8,5	6,5-8,5	6,0-9,0	6,0-9,0 dışında
Çözünmüş oksijen mg/l	3,4	8	6	3	<3
Oksijen doygunluğu %	32	90	70	40	<40
Toplam çözünmüş katı madde mg/l	693	500	1500	5000	>5000

Çizelge 6.2. Gökçekaya Baraj Gölü'nün doğal koruma ve rekreasyon alanlarına göre ötrofikasyon kontrolü sınır değerleri.

İstenen özellikler	Kullanım alanı	
	Doğal koruma alanı ve rekreasyon [SKKY, 2004]	1 yıllık derinlik boyunca Gökçekaya Baraj Gölü Ortalama Değerleri
pH	6,5-8,5	8,30
ÇO mg/l	3	3,4

Çizelge 6.3. Gökçekaya Baraj Gölü su analiz sonuçlarının, daha önce yapılan diğer çalışma ile karşılaştırılması.

Parametre	Gökçekaya *2005-2008			Gökçekaya** 2010-2011		
	Max.	Min.	Ort.	Max.	Min.	Ort.
Sıcaklık (°C)	14,35	8,35	11,90	16	7	12
EC (mS/cm)	1,2	0,74	0,95	0,78	0,69	0,73
TÇK (g/l)	0,80	0,61	0,68	0,80	0,60	0,69
Tuzluluk (ppt)	0,62	0,47	0,52	0,62	0,45	0,53
ÇO (mg/l)	3,27	0,02	2,20	7,58	0,61	3,4
pH	9,15	8,01	8,33	9,08	8,00	8,3
Seki Diski (m)	6,69	1,32	3,91	5,62	1,23	2,56
[* Akın ve ark., 2009]						
** Mevcut proje verileri						

Çizelge 6.3'den anlaşılacağı üzere Gökçekaya Baraj Gölü'nde Akın ve arkadaşlarının 2005-2008 yılları arasında yapılan çalışmaya göre; EC ve seki diski değerinde azalış, ÇO değerinde ise; artış gözlenmiştir. Sıcaklık, TÇK, tuzluluk ve pH değerlerinde ise; fazla bir değişim gözlenmemiştir.

Aynı çalışmada, Gökçekaya ve Sarıyar Baraj Gölleri'nin kıtaiçi su kaynaklarının sınıflarına göre ağır metal kirliliği bakımından I. Sınıf kalite sınıfına girdiği, uzun yıllar mevsimsel ortalamalara göre Gökçekaya Baraj Gölü'nün nütrient bakımından

(azot ve fosfor) fakir olduğu belirtilmiştir. Yapılan analizler sonucu Gökçekaya Baraj Gölü'nün oligotrofik'den mezotrofik'e geçen bir göl olduğu, belli periyotlarda ve istasyonlardaki ani değişimlerden dolayı (evsel atıksu girişi, Sarıyar Baraj Gölü kapaklarının açılması) gölün mezotrofik özellik gösterdiği belirtilmiştir. Ayrıca göl suyunda nütrient olan fosfor değerlerinin çok düşük olması, gölde ötrofikasyon riskinin düşük olduğunu göstermiştir. Ancak, söz konusu çalışma kapsamında toplam fosfor ve toplam azot çalışmaları yapılamadığından ve sediman örnekleri alınmadığı için, buradan salınabilecek azot ve fosfor miktarları bilinmemektedir. Çalışma boyunca göl suyu kalitesi değerlendirildiğinde, Gökçekaya Baraj Gölü'nde risk oluşturabilecek bir kirlilik olmadığı belirtilmiştir [Akın ve ark., 2009].

Gökçekaya Baraj Gölü'nde 1 yıllık periyotta dönemsel (yaz, sonbahar, kış, ilkbahar) olarak yapılan bu çalışma kapsamında su kalitesi açısından baraj gölünde risk oluşturabilecek bir kirlilik olmadığı görünse de, özellikle ilkbahar ve yaz aylarında ÇO seviyesinin sınır değerinin altında kalması nedeniyle, baraj gölü su kalitesinin sürekli izlenmesi gerekmektedir. Çünkü baraj gölü taze bir akımla beslenmediği gibi, baraj gölüne su sağlayan Sakarya Nehri ve Sarıyar Baraj Gölü'nde daha önce yapılmış olan çalışmalarda ciddi bir kirlilik olduğu vurgulanmıştır.

6.2. Sediman Kalitesi

Çalışma kapsamında Gökçekaya Baraj Gölü'nde 1 yıllık periyotta dönemsel (yaz, sonbahar, kış, ilkbahar) olarak yapılan bu çalışma kapsamında sedimanda toplam azot, toplam nitrat, amonyum azotu ve toplam fosfor miktarları deneysel olarak ölçülmüştür. Ayrıca Gökçekaya Baraj Gölü tabanında sıcaklık, EC, ÇO ve pH parametreleri de ölçülmüştür. Bu parametrelerin sedimanda ölçüldüğü kabul edilebilir. Tabanda ortalama pH değeri 8,30 olarak elde edilmiştir. Bu sonuç, sediman yüzeyinin bazik bir yapıya sahip olduğunu göstermektedir. Tabanda ortalama ÇO değeri 3,21 mg/l, sıcaklık 9,19 °C, EC ise 0,713 mS/cm olarak ölçülmüştür. ÇO değerinin kış aylarında yüksek, ilkbahar aylarında düşük olduğu gözlenmiştir. ÇO değerinin ilkbahar aylarında düşük olması, bu aylarda tabanda biriken nütrient miktarının fazla olmasından kaynaklanabilir. Analizleri yapılan sedimanların mevsimsel olarak istasyonlara göre ortalama toplam azot, toplam nitrat,

amonyum azotu ve toplam fosfor miktarları en yüksek ilkbahar mevsiminde, en düşük kış mevsiminde ortaya çıkmıştır. Bu değerlerin ilkbahar aylarında yüksek olmasının nedeni, bahar aylarında kar sularının erimesiyle baraj gölüne yüzey akışı ile gelen siltlerde bulunan nütrient elementlerinin tabanda birikmesidir.

Dolayısıyla Gökçekaya Baraj Gölü sedimanında nütrient birikiminin ilkbahar ve yaz aylarında arttığı anlaşılmaktadır. Ancak nütrient birikiminin fazla miktarda olmaması, ciddi bir kirliliğin olmadığını göstermektedir. Ancak su kalitesinde olduğu gibi sediman kalitesinin de sürekli izlenmesi gerekmektedir. Ayrıca Gökçekaya Baraj Gölü sediman kalitesinin sınıflandırılabilmesi için sedimanda ağır metal kirliliğinin de göz önünde bulundurulması gerekmektedir. Bu çalışma sonuçlarının, Gökçekaya Baraj Gölü'nde ilk defa sedimanda nütrient kalitesinin ortaya konulması bakımından oldukça önem taşımaktadır. Bu çalışma ile ulusal ve yerel yönetimlere zemin oluşturabilecek veriler elde edilmiştir. Ayrıca, gelecekte Gökçekaya Baraj Gölü'nün içme ve sulama suyu amaçlı kullanılabilirliğine zemin oluşturmuştur.

Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, araştırma konusu olan parametrelerin en çok hangi mevsimde Gökçekaya Baraj Gölü'ne taşındığı belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca, günümüzde gerek Türkiye'de, gerekse uluslararası literatürde sediment kirliliğine yönelik olarak hazırlanmış Standart Referans Tabloları oluşturulamamış olup, sadece yerel çalışmalar ile sediman kalitesi belirlenmeye çalışılmaktadır [Kelderman ve ark., 2005].

KAYNAKLAR

- Akın, B.S., Atıcı, T., Katırcıoğlu, H., Salman, S., Uğurlu, A., “Gökçekaya Baraj Gölü’nün fizikokimyasal, toksikolojik ve ekolojik parametreler yönünden incelenmesi ve öz saflaştırma (self-purification) kapasitesinin belirlenmesi, TÜBİTAK Projesi, *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, 33, 65, 124-126 (2009).
- Altuner, Z., Gürbüz, H., “A study on the phytoplankton of the Tercan dam lake, Turkey”, *Turkish Journal of Botany.*, 18: 443-450 (1994).
- Almendinger, J.E., “A method to prioritize ve monitor wetlve restoration for water quality improvement”, *Wetlves Ecology and Management.*, 6: 241-251 (1999).
- Arthington, A.H., Miller, G.J., Outrige, P.M., “Water quality, phosphorus budgets ve management of Dune Lakes recreation in Queenslve (Australia)”, *Water Sci. Tech.*, 21 (2): 111- 118 (1989).
- Aşkıner Kaya, Y., “Çubuk II Barajı dip çamuru örneklerinde ağır metal dağılımının incelenmesi”, Yüksek Lisans Tezi, *Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Ankara 3-11 (2007).
- Atıcı, T., “Sakarya Nehri Kirliliği ve Algler”, *Ekoloji Çevre Dergisi.*, 24: 28-32 (1997).
- Atıcı, T., “Sarıyar Barajı planktonik algleri Kısım: I – Cyanophyta”, *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi.*, 2 (12): 94 (2004).
- Ayoub, G.M., Kopman, B., Pveya, N., “Iron and aluminium hydroxy (oxide) coated fitler media for low-concentration phosphorus removal”, *Water. Environ. Res.*, 73: 478-485 (2001).
- Bakan, G., Balkas, T., “Sapanca Gölü’nün ötrofik durumu ve sediman (dip çamur) karakterinin belirlenmesi”, *Katı Atık ve Çevre.*, 1-25 (1997).
- Barbieri, A., Mosello, R., “Chemistry and trophic evolution of lake Lugano in relation to nutrient budget”, *Aquatic Sciences.*, 54: 219-237, 314 (1992).
- Barbiero, R.P., James, W.F. and Barko, J. W., “The effects of a change in with drawal operation on phytoplankton and nutrient dynamics in Eau Galle Reservoir”, *Internationale Revue dergessanten Hydrobiologia.*, 82: 531-543 (1997).
- Başer, K., “Sazlıdere’nin azot ve fosfor kirliliğinin izlenmesi ve etkisinin irdelenmesi”, Yüksek Lisans Tezi, *Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 18-27, 30-32 (2006).

Baxter, R.M., "Environmental effects of dams and impoundments", *Ann. Rev. Ecol. and Syst.*, 8: 255-283 (1977).

Beklioğlu, M., Carvalho, L., Moss, B., "Rapid recovery of a shallow hypertrophic lake following sewage effluent diversion : lack of chemical resilience", *Hydrobiologia.*, 412: 5-15 (1999).

Bergman, E., Hansson, L.A, Persson, A., Strve, J., Romere, P., Enell, M., Graneli, W., Svensson, J.M, Hamrin, S.F., Cronbergs, G., Veersson, G. ve Bergstrve., "E. Synthesis of theoretical and empirical experiences from nutrient and cyprinid reductions in lake Kingsjön", *Hydrobiologia.*, 404: 145-156 (1999).

Boers, P., Ballegooijen, L.V., Uunk, J., "Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulations", *Freshwater Biology.*, 25: 9-20 (1991).

Bostan, V., Dominic, J., Bostina, M., Pardos, M., "Forms of particulate phosphorus in suspension and in bottom sediment in the Danube Delta", *Lakes and Reservoirs: Research and Management.*, 5: 105-110 (2000).

Boström, B., Veersen, J.M., Fleischer, S., "M.. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface", *Hydrobiologia.*, 170: 229-244 (1988).

Boyd, C.E., Taner, M.E., Madkour, M., Masuda, K., "Chemical characteristics of bottom soils from freshwater and brackishwater aquaculture ponds", *Journal of the World Aquaculture Society.*, 25 (4): 517-534 (1994).

Brierley B., Harper D., "Ecological principles for management techniques in deeper reservoirs", *Hydrobiologia.*, 335-353, 395-396 (1999).

Burdige, D.J., Kline S.W., Chen, W., "Fluorescent dissolved organic matter in marine sediment pore waters", *Marine Chemistry.*, 89 (1-4), 289-311 (2004).

Burley, K.L., Prepas, E.E., Chambers, P.A., "Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and insensitive chemical treatments", *Freshwater Biology.*, 46: 1061-1074 (2001).

Canfield, D.E., Bachmann, R.W., "Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a and secchi disc in natural and artificial lakes", *Can J.Fish. and Aq.Sci.*, 38: 414-423 (1981).

Cangialosi, P.M., "A phosphorus budget and lake models for lake Ozania", M.S. Thesis, *Civ. Envir. Eng. Dept. Clarkson College of Technology*, Potsdam, 68 (1976).

Carline, R.F., "Indices as predictors of fish community traits", Reservoir Fisheries Management: Strategies For The 80's, *Am. Fish. Soc. Bethesda*, Hall, 46-56 (1986).

Castellvi, M.S., Dohet, A., Vveer Borgh, P., Hoffmann, L., “Control of the eutrophication of the reservoir of Esch-sur-Sure: evaluation of the phosphorus removal by predams”, *Hydrobiologia.*, 459: 61-71 (2001).

Cerco, C.F., “Measured and modelled effects of temperature, dissolved oxygen and nutrient concentration on sediment-water nutrient Exchange”, *Hydrobiologia.*, 174: 185-194 (1989).

Chalar, G., Tundisi, J.G., “Phosphorus fractions and fluxes in the water column and sediments of a tropical reservoir (Lobo-Broa-SP)”. *Inter. Rev. Hydrobiol.*, 86 (2): 183-194 (2001).

Chapra, S.C., Canale, R.P., “Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes”, *Water Res.*, 25 (6): 707-715 (1991).

Chen Y.C., Chen M.H., “Heavy metal concentrations in nine species of fishes caught in coastal waters of Ann-Ping”, *Journal of food and drug analysis.*, 9 (2): 107- 114 (2001).

Cole, T.M., Hannan, H.H., “Dissolved oxygen dynamics”, Reservoir Limnology: Ecological Perspectives, K.W.,B.L. Kimmel., F.E. Payne (eds.), *John Wiley and Sons, Inc.* , NewYork, 71-109 (1990).

Çeçen K., Özmutlu M., “Gökçekaya Hidroelektirik Santralinde Araştırmalar I”, TÜBİTAK Projesi, *İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Hidrolik ve Su Kuvvetleri Kürsüsü*, 1 (1979).

Çeliker, S. A., Anaç, H., “Erozyon”, *Tarımsal Ekonomi Araştırma Enstitüsü*, 4 (1) (2003).

Dillon, P. J., “A critical review of Vollenweider’s nutrient budget model and other related models”, *Water Res. Bull.*, 10 (5): 969-989 (1974).

Dokulil, M. T., Janauver, G. A., “Nutrient input and trophic status of the Neue Donau a high water control system along the River Danube in Vienna, Austria”, *International Conf. Water Pollution Control In The Basin Of The River Danube, Novi Sad*, Yugoslavia, 128-135 (1989).

Drake, J.C., Heaney, S.I., “Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive English lake”, *Freshwater Biology.*, 17: 513-523 (1987).

Dündar M.Ş., “Aşağı Sakarya Nehri Su ve Sediment Kalitesinin Belirlenmesi”, TÜBİTAK Projesi, *Sakarya Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi*, 61 (2008).

Eckert, W., Nishri, A., Parparova, R., “Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: a simulation study with intact sediment cores”, *Water, Air and Soil Pollution.*, 99: 401-409 (1997).

Eckert, W., Didenko, J., Uri, E., Eldar, D., “Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneret under changing loading scenario”, *Hydrobiologia.*, 494: 223-229 (2003).

Effler, S.W., Wodka, M.C., Driscoll, C.T., Brooks, C., Perkins, M., Owens, E.M., “Entertainment-based flux of phosphorus in Onondaga Lake”, *ASCE J. Environ. Eng.*, 112: 617-622 (1986).

Ekmekçi, F.G., Erkakan, F., “Sarıyar Baraj Gölü’nde kirlenmenin boyutu ve zamana göre değişimi”, *V. Çevre Kongresi*, Adana, 811-819 (1989).

Eley, R.L., “Physiochemical limnology and community metabolism of Keystone Reservoir”, OK. Ph. D. Thesis, *Oklahoma State University*, Oklahoma, 240 (1967).

Enell, M., Löfgren, S., “Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics”, *Hydrobiologia.*, 170: 103-132 (1988).

Erençin, Z., Köksal, G., “İçsular temel bilimleri”, *A.Ü. Veteriner Fakültesi Yayınları*, Ankara 1-160 (1981).

Erentöz, C., Pamir, H., “1/500 000 Ölçekli Türkiye jeoloji haritası”, *MTA Enst.yay.*, Ankara, 111 (1975).

Ergun, O. N., Çakır, O., Öz, N., Alkan, U., “Samsun Mert Irmağı kirlilik araştırması. *Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü, Çevre Dergisi*, 1233: 46 (1986).

Eskişehir Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü “Eskişehir İl Çevre Durum Raporu”, 164 (2009).

Fukue, M., Nakamura, T., Kato Y., Yamasaki S., “Degree of pollution for marine sediments, *Engineering Geology.*, 53 (2): 131-137 (1999).

Garcia, A.R., Irio, A.F., “Phosphorus distributon in sediments of Morales Stream (tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentia), the influence of organic point source contamination”, *Hydrobiologia.*, 492: 129-138 (2003).

Geddes, M.C., “Limnology of Lake Alexandria, River Murray, South Australia, and the effects of nutrients and light on the phytoplankton”, *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, 35: 399-415 (1984).

Gerhardt, S., Schink, B., “Redox changes of iron caused by erosion, resuspension and sedimentation in littoral sediment of a freshwater lake”, *Biochemistry.*, 74: 341-356 (2005).

Girgin S., Kazancı N., “Ankara Çayında Su Kalitesinin Fizikokimyasal ve Biyolojik Yöntemlerle Belirlenmesi”, *Türkiye İç Suları Araştırmaları Dizisi I*, Ankara, (1994).

Gleick, P. H., “Water resources”, Encyclopedia of Climate and Weather, S. H. Schneider ed. , *Oxford University Press*, New York, 2: 817-823 (1996).

Goedkoop, W., Pettersson, K., “Seasonal changes in sediment phosphorus forms in relation to sedimentation and benthic bacterial biomass in Lake Erken”, *Hydrobiologia.*, 431: 41-50 (2000).

Golterman, H.L., Sly, P.G., Thomas, R.L., “Study of the relationship between water quality and sediment transport, UNESCO”, *Technical Papers in Hidrology*, France 26 (1983).

Gonzales, M.E.R., Zambrano, E., Mesa, J., Medina, H.L., “Fractional phosphate composition in sediments from a tropical river (Catatumbo River, Venezuela)”, *Hydrobiologia.*, 450: 47-55 (2001).

Gordon, J.A., Bekel, R.M., “Suspended sediment characteristics of Lake Cumberland, Kentucky”, *In Proc. N. Am. Lake Mgt. Soc.*, 1: 259-264 (1985).

Gulati, R.D., “Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch Lakes”, *Env. Mon. Assessm.*, 3: 343-354 (1982).

Hawkes, H.A., “Origin and development of the biological monitoring working party score system,” *Wat. Res.*, 32 (3): 964-968 (1997).

He M., Wang Z., Tang H., “The chemical, toxicological and ecological studies in assessing the heavy metal pollution in le an river, China”, *Water Research.*, 32 (2): 510-518 (1998).

Heidenreich, M., Kleeberg, A., “Phosphorus-binding in iron-rich sediments of a shallow Reservoir: spatial characterization based on sonar data”, *Hydrobiologia.*, 506-509: 147-153 (2003).

Henderson, H.F., Ryder, R. A., Kudhongania, W., “Assessing fishery potential of lakes and reservoir”, *J. Fish Res. Board Can.*, 30: 2000-2009 (1973).

Heo, W.M. and Kim, B., “The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir”, *Hydrobiologia.*, 524: 229-239 (2004).

Hickman, M., “Phosphorus, chlorophyll and eutrophic lakes”, *Arch. Hydrobiol.*, 88 (2): 137-145 (1980).

Horan, H.J., “Biological wastewater treatment systems: theory and operation”, *John Wiley&Sons*, 310 (1990).

Horppila, J., Nurminen, L., “The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow North temperate lake”, *Freshwater Biology.*, 46: 1447-1455 (2001).

Hupfer, M., Dolan, A., “Immobilization of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes”, *Hydrobiologia.*, 506-509: 635-640 (2003).

Istvanovics, V., “Fractional composition, adsorbtion and release of sediment phosphorus in the Kiss-Balaton Reservoir”, *Wat. Res.*, 28 (3): 717-726 (1994).

İnternet: “Balıkçılık”, [http:// www.ankarakulturturizm.gov.tr](http://www.ankarakulturturizm.gov.tr) (2012).

İnternet: “Barajlar”, <http://www.nallıhan.org.tr> (2012).

İnternet: “Gökçekaya Baraj Gölü”, <http://www.dsi.gov.tr> (2012).

İnternet: “Nallıhan Kuş Cenneti”, <http://www.nallıhan.com> (2012).

İnternet: “Nallıhan İlçesi Yüzey Şekilleri”, <http://www.nallıhanvakfi.org> (2012).

İnternet: “Sarıyar Belediyesi”, <http://www.sariyar.bel.tr> (2012).

İnternet: “Sarıyar Kasabası”, <http://www.sariyarli.net> (2012).

James, W.F., Best, E.P., Barko, J.W., “Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system?”, *Hydrobiologia.*, 515: 193-201 (2004).

Jurdi, M., Korfali, S.I., Karahogopian, Y., Davies, B.E., “Evaluation of water quality of the Qaraaoun Reservoir, Lebanon: Suitability for multipurpose usage”, *Environmental Monitoring and Assessment.*, 77 (1): 11-30 (2002).

Kalyoncu, H., Barlas, M., Ertan Ö.O., Çavuşoğlu K., “Aksu Çayı'nın su kalitesi değişimi üzerine bir araştırma”, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi.*, 9: 5-13 (2005).

Kelderman, P., Xuedong, Y., Drossaert, W.M.E., “Sediment Pollution with Respect to Heavy Metals and Organic Micropollutants in The City Canals of Delft (The Netherlands)- Assessment of A Database of 188 Sediment Stations”, *E-Water.*, 1-16, (2005).

Kemp, A.L.W., Anderson, W., Thomas, R.L., and Mudrochova, A., “Sedimentation rates and recent sediment history of Lakes Ontario”, *Erie and Huron, J. of Sedimentary Petrology.*, A4: 207 (1974).

Kennedy, R.H., Thornton, K.W., Carrol, J.H., "Suspended sediment gradients in Lake Red Rock". *H.G. Stefan, Ed. Proceedings Of The Symposium On Surface Water Impoundments, Amer. Soc. Civil Eng.*, New York, 1318-1328 (1981).

Kennedy, R.H., Thornton, K.W., Gunkel, Jr. R.C., "The establishment of water quality gradients in reservoirs", *Can. Wat. Res. J.*, 7: 71-87 (1982).

Kennedy, R.H., Thornton, K.W., Ford, D., "Characterization of the reservoir ecosystem" *D. Gunnison, ed. Microbial proceses in reservoirs. Dr. W. Junk Publishers*, Boston, 27-38 (1985).

Khoshmanesh, A., Hart, B.T., Duncan, A., Beckett, R., "Investigation of biotic uptake and release of phosphorus by a wetlve sediment", *Hydrobiologia.*, 253: 179-192 (1993).

Kimmel B.L., Lind, O.T., Paulson, L.J., "Reservoir limnology: ecological perspectives", K.W., Kimmel, B. L. and Payne, F.E. eds. , *John Wiley and Sons, Inc.* , New York, 133-195 (1990).

Kisve, A., "Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi", *Hydrobiologia.*, 547: 33-39 (2005).

Kleeberg, A., Schlungbaum, G., "In situ phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg, northern Germany)", *Hydrobiologia.*, 253: 263-274 (1993).

Kleeberg, A., Kozerski, H.P., "Phosphorus release in Lake Graber Müggelsee and its implications for lake restoration", *Hydrobiologia.*, 342-343: 9-26 (1997).

Kortmann, R.H., Henry, D.D., Kuether, A., Kaufman, S., "Epilimnetic nutrient loading by metalimnetic erosion and resultanat algal responses in Lake Waramaug", *Connecticut. Hydrobiologia.*, 92: 501-510 (1982).

Krogerus, K., Ekholm, P., "Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture", *Hydrobiologia.*, 429: 15-28 (2003).

Lasenby, D.C., "Development of oxygen deficits in 14 southern Ontario lakes", *Limnol. Oceanogr.*, 20 (6): 993-999 (1975).

Lau, S.S.S., Chu, L.M., "Contaminant release from sediments in a coastal wetland", *Wat. Res.*, 33 (4): 909-918 (1999).

Lehtoranta, J., Heiskanen, A.S., "Dissolved iron-phosphate ratio as an indicator of phosphate release to oxic water of the iner and outer coastal Baltic Sea", *Hydrobiologia.*, 492: 69-84 (2003).

Lenzi, M., Finoia, M.G., Persia, E., Comandi, S., Gargiula, V., Solari, D., Gennaro, P., Porrello, S., "Biochemical effects of disturbance in shallow water sediment by macroalgae harvesting boats", *Marine Pollution Bulletin.*, 50: 512-519 (2005).

Levine, S.N., Schindler, D. W., "Phosphorus, nitrogen and carbon dynamics of experimental lake 303 during recovery from eutrophication", *Can. J. Fish, Aquat. Sci.*, 46: 2-10 (1989).

Liere Lois V., Gulati, R. D., Wortelboer, F.G., Lammens, E., "Phosphorus dynamics following restoration measures in the Loosdrecht Lakes (The Netherlands)", *Hydrobiologia.*, 191: 87-95 (1990).

Lijklema, L., "Considerations in modelling the sediment-water exchange of phosphorus", *Hydrobiologia.*, 253: 219-231 (1993).

Livingstone, D.M., Schanz, G., "The effects of deep water siphoning on a small, shallow lake: a long term case study", *Archive for Hydrobiologia.*, 136: 217-236 (1994).

Magni, P., Micheletti, S., Casu, D., Floris, A., Giordani, G., Petrov, A.N., Falco, G.D., Castelli, A., "Relationships between chemical characteristics of sediments and macrofaunal communities in the Cabras lagoon (Western Mediterranean, Italy)", *Hydrobiologia.*, 550: 105-119 (2005).

Manning, P.G. "Phosphate ion interactions at the sediment-water interface in Lake Ontario: relationship to sediment adsorption capacities", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 (1987).

Marsden, Martin W., "Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release", *Freshwater Biology.*, 21: 139-162 (1989).

Martin, D.B., Arneson, R.D., "Comparative limnology of a deep discharge reservoir and a surface discharge lake on the Madison River, Montana", *Freshwat. Biol.*, 8: 33-42 (1978).

Mathews, L., Chveramohanakumar, N., "The ratios of carbon, nitrogen and phosphorus in a wetlve coastal ecosystem of Southern India", *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88 (2): 179-186 (2003).

Mayer. T.D., Jarrell, W.M., "Phosphorus sorption during iron (II) oxidation in the presence of dissolved silica", *Wat. Res.*, 34 (16): 3949-3956 (2000).

Montigny, C.D., Prairie, Y.T., "The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment", *Hydrobiologia.*, 253: 141-150 (1993).

Moss, B. 1988., "Ecology of fresh waters", Man and Medium 2nd Edition, *Oxford Blackwell Scientific Publications*, London, 1-417 (1988).

Nguyen, L.M., Cooke, J.G., McBride, G.B., "Phosphorus retention and characteristics of sewage-impacted wetlve sediments", *Water, Air and Soil Pollution.*, 100: 163-179 (1997).

Nguyen, L.M., "Phosphate incorporation and transformation in surface sediments of a sewage-impacted wetlve as influenced by sediment sites, sediment pH and added phosphate concentration", *Ecological Engineering.*, 14: 139-155 (2000).

Nürnberg, G.K., Shaw, M., Dillon, P.J., Mc Queen, D.J., Internal phosphorus load on an oligotrophic precambrien shield lake with an anoxic hypolimnion", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 574-580 (1986).

Oenema, O., "Nitrogen an phosphorus budgets in dutch agriculture ve farm strategies to increase fertilizer efficiency", *Wat. Sci. Tech.*, 24 (10): 341-342 (1991).

Perkins, R.G., Underwood, G.J.C., "Partial recovery of a eutrophic reservoir through managed phosphorus limitation and unmanaged macrophyte growth", *Hydrobiologia.*, 481: 75-87 (2002).

Pieczynska, E., "Littoral habitats and communities", *Guidelines of Lake Management 3, Lake Shore Management, International Lake Environment Committe*, Japan, 39-73 (1990).

Qu, W., Morrison, R.J., West R.J., "Inorganic nutrient and oxygen fluxes across the sediment water interface in the inshore macrophyte areas of a shallow estuary (Lake Illawarra, Australia)", *Hydrobiologia.*, 492: 119-127 (2003).

Ramm, K., Scheps, V., "Phosphorus balance of a polytrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release", *Hydrobiologia.*, 342 (343): 43-53 (1997).

Retting, S. A., "Limnological reconnaissance of Shasta Lake- Shasta County," *Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments*, California, 1474-1483 (1980).

Reynolds, C.S., Walsby A.E., "Water blooms", *Biol. Rev.*, 50: 437-481 (1975).

Riley, E.T., Prepas, E.E., "Role of internal phosphorus loading into shallow, productive lakes in Alberto, Canada", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 845-855 (1984).

Roden, E.E., Edmonds, J.W., "Phosphate mobilization in iron rich anaerobic sediments: microbial Fe (III) oxide reduction versus iron sulfide formation", *Arc. Hydrobiol.*, 139 (3): 347-378 (1997).

Ruban, V., Demare, D., "Sediment phosphorus and internal phosphate flux in the hydroelectric reservoir of Bort-les-Orgues, France", *Hydrobiologia.*, 373 (3374): 349-359 (1998).

Ruttner, V., "Phosphorus cycling in lakes", *Fundamentals of Limnology* 3rd edition, *University of Toronto Press*, Toronto and Buffalo, 1-273 (1975).

Ryder, R. A., "Ecological heterogeneity between north temperate reservoirs and glacial lake systems due to different succession rates and cultural uses", *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, 20: 1568-1574 (1978).

Sakadevan, K., Bavor, H.J., "Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems", *Wat. Res.*, 32 (2): 393-399 (1998).

Salamons, W., Kerdijs, H., Bril, J., "Sediments as a source for contaminants", *Hydrobiologia.*, 253: 219-231 (1987).

Scharf, W., "Restoration of the highly eutrophic Lingese Reservoir", *Hydrobiologia.*, 416: 85-96 (1999).

Schelske, C.L., "Assessment of nutrient effects and nutrient limitation in Lake Okeechobee", *Water Research Bulletin.*, 25 (6): 1119-1130 (1989).

Schneider, S., Melzer, A., "Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters", *Hydrobiologia.*, 527: 195-207 (2004).

Schulz, M., Kozerski, H.P., Plunkte, T., Rinke, K., "The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany)", *Water Research.*, 37: 569-578 (2003).

Serrano, L., Bujak, C., Toja, J., "Variability of the sediment phosphate composition of a temporary pond (Donana National Park, SW Spain)", *Hydrobiologia.*, 429: 159-169 (2003).

Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, B., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, E., Zorro, G., "Experiments and experiences in biomanipulation: studies biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens", *Interim Report No.19 of the Limnological Research Centre, Univ. of Minnesota*, Minneapolis, Minnesota, 251 (1982).

Shaw, J.F.H., Prepas, E.E., "Relationships between phosphorus in shallow sediments and in the trophogenic zone of seven Alberta Lakes", *Wat. Res.*, 24 (5): 551-556 (1990).

Shomar, B.H., Mler, G., Yahya, A., “Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetlve of Wadi Gaza, Gaza Strip”, *Wetlves Ecology and Management.*, 13: 419-431 (2005).

Soballe, D.M., Kimmel, B.L., “A large scale comparision of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments”, *Ecology.*, 68: 1943-1954 (1987).

Sondergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E., “Internal phosphorus loading in shallow Danish Lakes”, *Hydrobiologia.*, 408 (409): 145-152 (1999).

Sondergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E., “Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes”, *The Scientific World.*, 1: 427-442 (2001).

Sondergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E., “Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes”, *Hydrobiologia.*, 506-509: 135-145 (2003).

SKKY (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği), *Resmi Gazete*, 2568, (2004).

Stevens, R.J.J., Neilson, M.A., “Response of Lake Ontario to reductions in phosphorus load, 1967 – 82”, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 2059-2068 (1987).

Straskraba, M., “Ecotechnological measures against eutrophication”, *Limnologica.*, 17: 239-249 (1986).

Straskraba, M., “Ecotechnology as a new means for environmental management”, *Ecol. Engineering.*, 2: 311- 331 (1993).

Straskraba, M., “Lake and reservoir management”, *Internationale Vereinigung for Limnologie.*, 26: 193-209 (1996).

Szilagyi, F., Somlyody, L., Koncsos, L., “Operation of the Kis–Balaton reservoir: evaluation of nutrient removal rates”, *Hydrobiologia.*, 191: 297-306 (1990).

Ŗen B., Oruğ N., Yıldız K., Babağ M.T., “Biological Indicators of Environmental Changes in Aquatic Habitats With Special Reference to a Heavily Polluted Stresim Example in Türkiye”, *Urban Ecology.*, 141-152 (1991).

TaŖdemir Y., *Uludağ Üniversitesi Mhendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7 (1): 40 (2002).

Thornton, K.W., Kennedy, R.H., Carrol, J.H., Walker, W.W., Gunkel, R.C., Ashby, S., “Reservoir sedimentation and water quality A heuristic model”, *H.G. Stefan, Ed. Proceedings Of The Symposium On Surface Water Impoundments. Amer. Soc. Civil Engr.* , New York, 654-661 (1981).

Topkaya, B., “Keban Baraj Gölü Uluova Bölgesi sedimanlarındaki fosfor miktarının incelenmesi”, *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 2: 61-66 (1992).

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Rocha, O., “Theoretical basis for reservoir management”, *Theoretical Reservoirs Ecology and its Applications*, Tundisi, J.G., M. Straskraba eds. , *Backhuy*, 505-528 (1999).

Tüzün İ., Mason, C.F., “Eutrophication and its control by biomanipulation: an enclosure experiment”, *Hydrobiol.*, 331: 79-95 (1996).

Tüzün, İ., İnce, Ö., Başaran G., “Doğal göl ve rezervuar limnolojisindeki farklılıkların birleşik yöntem planlaması açısından değerlendirilmesi: genel yaklaşım”, *Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu*, Antalya, 237-245 (2006).

Uslu, O., Türkman, A., “Su kirliliği ve kontrolü”, *TC. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları Eğitim Dizisi*, İzmir, 1-364 (1987).

Valiela, I., Bowen, J.L., “Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watershed”, *Environmental Pollution.*, 118: 239-248 (2002).

Vollenweider, R. A., “Eutrophication-a global problem”, *Water Quality Bulletin.*, 6 (3): 59-89 (1981).

Winters, W.J., “Stress history and geotechnical and properties of sediment from the cape fear blake ridge dipair, proceedings of the ocean drilling program”, *Scientific Results.*, 164 (2000).

Xu, F.L., Tao, S., Dawson, R.W., Xu, Z.R., “The distributions and effects of nutrients in the sediments of a shallow Chinese Lake”, *Hydrobiologia.*, 429: 8593 (2003).

Yücel, E., Doğan, F., Öztürk, M., “Porsuk Çayında Ağır Metal Kirlilik Düzeyleri ve Halk Sağlığı İlişkisi”, *Ekoloji Çevre Dergisi.*, 29-32 (1995).

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Soyadı, adı : KUMCU, Şenay
Uyruğu : T.C.
Doğum tarihi ve yeri : 20.07.1982, Çekerek
Medeni hali : Evli
e-mail : senayayten3@gmail.com

Eğitim Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet Tarihi
Lisans	Atatürk Üniversitesi/ Çevre Mühendisliği	2006
Lisans	Atatürk Üniversitesi/ İnşaat Mühendisliği	2007
Lise	Alparslan Lisesi (Yabancı Dil Ağırlıklı)	2001

İş Deneyimi

Yıl	Yer	Görev
2007-2009	ASKİ Genel Müdürlüğü	Mühendis
2009-2011	Ankara Büyükşehir Belediyesi	Mühendis
2011-	Sağlık Bakanlığı	Mühendis

Yabancı Dil

İngilizce

Hobiler

Kayak, Tenis, Resim