

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ALMUS BARAJ GÖLÜNDE BAZI FİZİKOKİMYASAL
PARAMETRELERİN COĞRAFİ BİLGİ SİSTEMLERİ İLE
DEĞERLENDİRİLMESİ VE GÖLÜN FOSFOR TAŞIMA
KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ**

Fatih POLAT

Tez Yöneticisi
Doç. Dr. Habibe ÖZMEN

DOKTORA TEZİ
KİMYA ANABİLİM DALI

ELAZIĞ, 2009

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ALMUS BARAJ GÖLÜNDE BAZI FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELERİN
COĞRAFİ BİLGİ SİSTEMLERİ İLE DEĞERLENDİRİLMESİ VE GÖLÜN
FOSFOR TAŞIMA KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ**

Fatih POLAT

Doktora Tezi
Kimya Anabilim Dalı

Bu tez,tarihinde aşağıda belirtilen jüri tarafından oybirliği/oy çokluğu ile başarılı/başarısız olarak değerlendirilmiştir.

Danışman: Doç.Dr. Habibe ÖZMEN

Üye:

Üye:

Üye:

Üye:

Üye:

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun/...../..... tarih ve sayılı kararıyla onaylanmıştır.

TEŞEKKÜR

Doktora çalışmalarımın başladığı ilk günden bu güne kadar benden destek ve ilgisini esirgemeyen, bilgi ve hoşgörülerinden yararlandığım, kendisiyle çalışma imkânı bulduğum için kendimi şanslı hissettiğim saygıdeğer hocam Doç. Dr. Habibe ÖZMEN'e sonsuz teşekkürü bir borç bilir, yardımlarından dolayı yürekten saygı ve şükranlarımı sunarım.

Çalışmalarım sırasında değerli bilgi ve tecrübelerinden yararlandığım saygıdeğer hocam Sayın Prof. Dr. Alaaddin ÇUKUROVALI'ya, Sayın Prof.Dr. Bülent ŞEN'e ve F.Ü. Kimya Bölümünün bütün değerli hocalarına sonsuz teşekkür ederim.

Ayrıca bu tezin hazırlanmasında değerli bilgi hazinesinden yararlandığım Gaziosmanpaşa Üniversitesi öğretim üyeleri Sayın Doç. Dr Şenol AKIN ve Sayın Yrd. Doç.Dr. Hakan Mete DOĞAN' a, laboratuar ve arazi çalışmalarım sırasında desteğini esirgemeyen Sayın Öğr. Gör. Tarık DAL'a, Almus Hidro Elektrik Santrali Müdür Yrd. Murat DEMİR'e ve A.Kadir KIYAK'a teşekkür ederim.

Çalışmalarım sırasında benden hiçbir varlıklarını esirgemeyen, her türlü destek ve özveriyi gösteren değerli aileme, hayatıma anlam katan sevgili eşime ve doğacak bebeğimize sonsuz teşekkür ederim.

Fatih POLAT

ELAZIĞ-2009

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	III
İÇİNDEKİLER	IV
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	VII
TABLOLAR LİSTESİ.....	IX
KISALTMALAR LİSTESİ	XI
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER.....	3
2.1. Su Kirliliğinin Tanımı.....	3
2.1.1. Intergovernmental Oceanographic Commission' un (IOC) Tanımı.....	3
2.1.2. Food Agricultural Organisation' un (FAO) Tanımı	3
2.2. Su Kirliliğinin Sınıflandırılması	3
2.2.1. Organik Kirleticiler	4
2.2.2. Salgın Hastalıklara Neden Olan Kirleticiler (Mikroorganizmalar)	5
2.2.3. Bitkilerin Anormal Büyümesine ve Çoğalmasına Neden Olan Kirleticiler	5
2.2.4. Sentetik Organik Kirleticiler	6
2.2.5. Petrol kökenli Kirleticiler	6
2.2.6. İnorganik Kirleticiler	7
2.2.6.2. Tuzluluğun Artması.....	8
2.2.6.3. Toksikliğin Artması.....	9
2.2.7. Sediment Kökenli Kirleticiler.....	9
2.2.8. Radyoaktif Kirleticiler.....	9
2.2.9. Atık Isı	10
2.3. Su Kalitesi Üzerine Etki Eden Bazı Fizikokimyasal Parametreler	14
2.3.1. Sıcaklık.....	14
2.3.2. Bulanıklık	16
2.3.3. pH.....	17
2.3.4. Çözünmüş Oksijen	18
2.3.5. İletkenlik.....	20
2.3.7. Su Ortamında Bulunan Azot Formları	21
2.3.7.1. Su Ortamında Azot Döngüsü.....	22
2.3.7.2. Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon	23
2.3.7.3. Amonyak Azotu	24

2.3.7.4. Nitrit Azotu.....	26
2.3.7.5. Nitrat Azotu.....	26
2.3.7.6. Azot İyonlarının Yüzeysel Sulardaki Değişimi.....	27
2.3.7.7. Su Ortamında Bulunan Fosfor Formları.....	27
2.3.7.8. Ortofosfatlar	31
2.3.8. Toplam Fosfor ve Ötrofikasyon	32
2.3.8.1. Oligotrof Göller.....	33
2.3.8.2. Mezotrof Göller.....	34
2.3.8.3. Ötrof Göller	34
2.3.8.4. Distrof Göller	34
2.4. Coğrafi Bilgi Sistemleri ve Uzaktan Algılama (CBS ve UA)	36
2.4.1. Uzaktan Algılama (UA)	36
2.4.2. Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS)	37
2.4.3. Coğrafi Bilgi Sistemleri Tekniklerinin Yüzey Sularına Uygulanması	39
2.4.4. Coğrafi Bilgi Sistemleri Tekniklerinin Yüzey Sularına Uygulanması ile İlgili Yapılan Bilimsel Çalışmalar	40
2.5. Fosfor Yükünün Modellenmesi ve Göllerin Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesi	42
2.5.1. İç Sularda Ağ Kafeslerde Balık Yetiştiriciliğinin Çevresel Etkileri.....	42
2.5.2. Fosfor ve Balık Yemi	43
2.5.3. Balık Yetiştiriciliği ile Çevreye Karışan Fosfor Miktarının Hesaplanması.....	44
2.5.4. Fosfor Yüküne Sucul Ekosistemin Tepkisinin Modellenmesi	45
2.5.5. Göllerde Fosfor Taşıma Kapasitesi İle İlgili Yapılan Bilimsel Çalışmalar	49
2.6. Analizlerde Kullanılan Spektroskopik Yöntem	50
2.6.1. Ultraviyole/Görünür Bölge Absorpsiyon Spektroskopisi.....	50
2.6.2. Ultraviyole ve Görünür Bölge Moleküler Absorpsiyon Spektroskopisi	51
2.6.3. UV ve Görünür Bölge Absorpsiyon Spektrofotometreleri.....	52
2.6.4. Işık Kaynakları	53
2.6.5. Dedektörler.....	53
2.6.6. Monokromatörler.....	53
2.6.7. Tek Işınlı Spektrofotometreler	54
2.6.8. Çift Işınlı Spektrofotometreler	54
2.6.9. Lambert- Beer Yasası.....	54
2.6.10. Lambert-Beer Yasasından Sapmalar.....	55

3. MATERYAL VE METOT	57
3.1. Araştırma Yerinin Tanımı.....	57
3.2. Araştırma İstasyonlarının Tanımı	58
3.3. Çalışmada Kullanılan Araç ve Gereçler	59
3.3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler ve Özellikleri.....	60
3.3.2. Tayinlerde Kullanılan Stok ve Standart Çözeltilerin Hazırlanması	61
3.4. Su Numunelerinin Analizi	62
3.4.1. Saha Çalışması	62
3.4.2. Laboratuar Çalışması.....	62
3.4.1.1. Fosfor Fraksiyonlarının Tayini.....	63
3.4.1.2. Azot Fraksiyonları Tayini.....	63
3.4.2. Bulanıklık Tayini.....	64
3.5. Coğrafi Bilgi Sistemleri ile Değerlendirmede Kullanılan Yöntem.....	64
3.6. İstatistiksel Analiz ve Değerlendirmede Kullanılan Yöntem	65
3.7. Almus Baraj Gölünün Fosfor Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesinde Kullanılan Yöntemin Açıklanması	65
4. BULGULAR	69
4.1. Almus Baraj Gölü Su Kalitesi Bulguları	69
4.1.1. Sıcaklık.....	72
4.1.2. Çözünmüş Oksijen	77
4.1.3. Elektriksel İletkenlik	82
4.1.4. pH.....	86
4.1.5. Türbidite	90
4.1.6. Amonyak Azotu	94
4.1.7. Nitrit Azotu.....	98
4.1.8. Nitrat Azotu.....	102
4.1.9. Ortofosfat.....	106
4.1.10. Toplam Fosfor	110
4.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametreler Arasındaki Korelasyon Bulguları ve CBS Haritaları Arasındaki İlişkiler.....	114
4.3. Temel Bileşenler Analizi (Principal Component Analysis, PCA) Bulguları.....	118
4.4. Almus Baraj Gölünün Fosfor Taşıma Kapasitesinin Hesaplanması	120
5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	122
KAYNAKLAR	131
ÖZGEÇMİŞ.....	139

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Kirleticiler ve Hastalılar Arasında Bilinen veya Şüphelenilen İlişkiler.....	11
Şekil 2.2 Gölde Sıcaklık Değişimi 15	
Şekil 2.3. Seki Diski	21
Şekil 2.4. Su Ortamında Azot Döngüsü	23
Şekil 2.5. Doğal Sularda Fosfor Dolaşımı	28
Şekil 2.6. Fosforun Derinliğe Bağlı Değişimleri	29
Şekil 2.7. UA Sürecinin Gösterimi	37
Şekil 2.8. Coğrafi Bilgi Sistemi Bileşenleri	38
Şekil 2.9. Alabalık Kafesler Kültüründe Yemlerden Kaynaklanan Nutrient Akış Şeması.....	43
Şekil 2.10. Entansif Kafes Yetiştiriciliği ile Çevreye Fosfor Girişi.....	44
Şekil 2.11. Bir Spektrofotometrenin Temel Bileşenleri	52
Şekil 3.1. Almus Baraj Gölünde Araştırma İstasyonları.....	58
Şekil 4.1. Almus Baraj Gölü Bazı Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Yıllık Ortalama Değerlerine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	71
Şekil 4.2 Su Sıcaklık Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S).....	73
Şekil 4.3. Su Sıcaklık Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S)	73
Şekil 4.4. Su Sıcaklık Değerinin Derinliğe Göre Değişimi	74
Şekil 4.5. Almus Baraj Gölü Sıcaklık Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	75
Şekil 4.6. Çözünmüş Oksijen Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S).....	79
Şekil 4.7. Çözünmüş Oksijen Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S)	79
Şekil 4.8. Çözünmüş Oksijen Değerinin Derinliğe Göre Değişimi	80
Şekil 4.9. Almus Baraj Gölü Çözünmüş Oksijen Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	81
Şekil 4.10. Elektriksel İletkenlik Değerinin Aylara Göre Değişimi (or±S.S).....	84
Şekil 4.11. Elektriksel İletkenlik Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (or±S.S)	84
Şekil 4.12 Almus Baraj Gölü Elektriksel İletkenlik Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı	85
Şekil 4.13. pH Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S)	88
Şekil 4.14 pH Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S).....	88
Şekil 4.15 Almus Baraj Gölü pH Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı	89
Şekil 4.16. Türbidite Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S).....	92
Şekil 4.17. Türbidite Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S)	92

Şekil 4.18 Almus Baraj Gölü Türbidite Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı	93
Şekil 4.19. Amonyak Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S).....	96
Şekil 4.20. Amonyak Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S).....	96
Şekil 4.21 Almus Baraj Gölü Amonyak Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	97
Şekil 4.22. Nitrit Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)	100
Şekil 4.23. Nitrit Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S.S)	100
Şekil 4.24. Almus Baraj Gölü Nitrit Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	101
Şekil 4.25. Nitrat Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)	104
Şekil 4.26. Nitrat Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)	104
Şekil 4.27. Almus Baraj Gölü Nitrat Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı	105
Şekil 4.28. Ortofosfat Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)	108
Şekil 4.29. Ortofosfat Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S).....	108
Şekil 4.30. Almus Baraj Gölü Ortofosfat Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı.....	109
Şekil 4.31. Toplam Fosfor Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S).....	112
Şekil 4.32. Toplam Fosfor Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)	112
Şekil 4.33. Almus Baraj Gölü Toplam Fosfor Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı	113
Şekil 4.34. Sıcaklık, Çözünmüş Oksijen ve Elektriksel İletkenlik Arasındaki İlişkiler.....	117
Şekil 4.35. Temel Bileşen Analizi(Principal Component Analysis, PCA)	118

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 2.1. Organik Maddelerin Aerobik ve Anaerobik Parçalanmaları Sonucu Meydana Getirdikleri Maddeler	4
Tablo 2.2. Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri	12
Tablo 2.3. Saf Suda Oksijenin Çözünürlüğünün Sıcaklıkla Değişimi.....	18
Tablo 2.4. Yükseklığe Göre Sudaki Oksijen Miktarı	19
Tablo 2.5. Çeşitli Sulardaki Fosfor Bileşikleri	31
Tablo 2.6. Suyun pH Değerine Bağlı Olarak Fosfat Asidi ile Dissosiasyon Ürünleri Arasındaki Bağını.....	31
Tablo 2.7. Trofik Tip Sabit Sınır Değerleriyle Sınıflandırılması	35
Tablo 2.8 Su Kalite Değişkenlerine Dayalı Trofik Statü Sınıflandırması	36
Tablo 2.9. Fosfor Yüklenmesi Tahmin Modelleri	47
Tablo 2.10. Ilıman Su Kütleleri İçin Fosforun Sedimentasyon Oranı (σ), Yenilenme Katsayısı (R) ve Sedimentasyon Katsayısını (V) Hesaplamada Kullanılan Deneyisel Modeller.....	48
Tablo 3.1. Almus Baraj Gölü ile İlgili Teknik Bilgiler	57
Tablo 3.2. Almus Baraj Gölünde Araştırma İstasyonlarının Coğrafik Koordinatları ve Özellikleri	59
Tablo 3.3. Kullanılan Spektrofotometre Cihazının Teknik Özellikleri	60
Tablo 4.1. Almus Baraj Gölü Yüzey Suyu ve Dip Suyu Yıllık Ortalamaları	69
Tablo 4.2. Yüzey ve Dip Derinliğine Bağlı Olarak Oluşturulan T – Testi Sonuçları	69
Tablo 4.3. Yüzey ve Dip Suyu Sıcaklık Değerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi).....	72
Tablo 4.4. Yüzey ve Dip Suyu Sıcaklık Değerindeki Alansal Dağılımlar (SNK Testi)	72
Tablo 4.5. Yüzey ve Dip Suyu Çözünmüş Oksijen Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)	78
Tablo 4.6. Yüzey ve Dip Suyu Çözünmüş Oksijen Değerlerindeki Alansal Dağılımlar (SNK Testi)	78
Tablo 4.7. Yüzey Suyu Elektriksel İletkenlik Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)...	83
Tablo 4.8. Yüzey Suyu Elektriksel İletkenlik Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)	83
Tablo 4.9. Yüzey ve Dip Suyu pH Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi).....	87
Tablo 4.10. Yüzey ve Dip Suyu pH Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)	87
Tablo 4.11. Yüzey Suyu Türbidite Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)	91
Tablo 4.12. Yüzey Suyu Türbidite Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)	91
Tablo 4.13. Yüzey Suyu Amonyak Azotu Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi).....	95

Tablo 4.14. Yüzey Suyu Amonyak Azotu Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi).....	95
Tablo 4.15. Yüzey Suyu Nitrit Azotu Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi).....	99
Tablo 4.16. Yüzey Suyu Nitrit Azotu Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi).....	99
Tablo 4.17. Yüzey Suyu Nitrat Azotu Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)	103
Tablo 4.18. Yüzey Suyu Nitrat Azotu Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)	103
Tablo 4.19. Yüzey Suyu Orto Fosfat Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi).....	107
Tablo 4.20. Yüzey Suyu Ortofosfat Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi).....	107
Tablo 4.21. Yüzey Suyu Toplam Fosfor Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)	111
Tablo 4.22. Yüzey Suyu Toplam Fosfor Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)	111
Tablo 4.23. Araştırılan Değişkenlere ait Korelasyon Sonuçları	115
Tablo 4. 24. PCA Analizi İçin Özdeğer Değerleri	119
Tablo 4. 25. Türlerin Toplam % Varyansı.....	119

KISALTMALAR LİSTESİ

ANOVA	: Varyans Analizi
APHA	: American Public Health Association
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CBS	: Coğrafi Bilgi Sistemleri
CCC	: Critical Continius Concenration
Ç.O	: Çözünmüş Oksijen
D.S.İ	: Devlet Su İşleri
EPA	: Environmental Protection Agency
EÜAŞ	: Elektrik Üretim Anonim Şirketi
FAO	: Food Agriculturel Organisation
FCR	: Yem Değerlendirme Oranı
GESAMP	: Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Pollution
GPS	: Küresel Konumlama Sistemi
IOC	: Intergovermental Oceanographic Comission
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
OECD	: Organitation Economic Coperation Development
PCA	: Principal Compenent Analysis
SKKY	: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
SNK	: Student -Newman -Keul
TOC	: Toplam Organik Karbon
UA	: Uzaktan Algılama
UV-VİS	: Ultraviyole ve Görünür Bölge Spektroskopisi
WHO	: World Health Organisation

ÖZET

Doktora Tezi

ALMUS BARAJ GÖLÜNDE BAZI FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELERİN COĞRAFI BİLGİ SİSTEMLERİ İLE DEĞERLENDİRİLMESİ VE GÖLÜN FOSFOR TAŞIMA KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ

Fatih POLAT

Fırat Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Kimya Ana Bilim Dalı

2009, Sayfa: XV+139

Tokat ili Almus ilçesinde bulunan Almus Baraj Gölü'nde belirlenen 9 istasyonda, bazı fiziksel ve kimyasal parametreler mevsimsel olarak belirlenmiş ve sonuçlar Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) ile değerlendirilmiştir. Arazi çalışmaları sonucunda elde edilen ve XYZ veritabanına işlenen su kalite parametreleri Kriking metodu (spherical semivariogram) kullanarak ARCGIS 9.1 coğrafi bilgi sistemleri yazılımında 30 m çözünürlüğe enterpole edilmiştir. Böylece sıcaklık, pH, iletkenlik, çözünmüş oksijen, bulanıklık, seki görünürlüğü, toplam fosfor, ortofosfat, nitrit azotu, nitrat azotu ve amonyak azotu parametreleri için mevsimsel ve alansal olarak farklı derinlik değerlerini içeren raster haritalar oluşturulmuştur. Çalışmada fiziksel ve kimyasal parametrelere ait bulgular “Kıta İçi Su kaynakları Kalite Sınıflandırılması” ve OECD tarafından belirlenen trofik statü sınıflandırılma değerleri ile karşılaştırılarak, Almus Baraj Gölü'nün ölçülen parametreler açısından su kalite sınıfları ve trofik statüsü tespit edilmiştir. İlgili parametrelerde meydana gelen mevsimsel ve alansal değişimleri tespit etmek için; iki yönlü varyans analizi (ANOVA) testi, ölçülen parametreler arasındaki ilişkileri tespit etmek için ise, Pearson Korelasyon Analizi, Almus Baraj Gölü'nün su kalitesi sınıflandırmasında belirleyici olan parametreleri tespit etmek için Temel Bileşenler Analizi (Principal Component Analysis) kullanılmıştır. İstatistiksel sonuçlar ile CBS haritalarında elde edilen bulgular karşılaştırılmıştır. Çalışmanın diğer aşamasında Gölün fosfor taşıma kapasitesi; OECD tarafından kabul edilen Beveridge'nin önerdiği fosfor yüklenmesi modeli kullanılarak belirlenmiştir.

Çalışma sonucunda elde edilen veriler değerlendirildiğinde, her bir fiziksel ve kimyasal parametre için türetilen CBS haritaları gölün ölçüm yapılmayan noktalarının bile su kalitesini tahmin etmemizi sağlamıştır. Korelasyon analizi veya diğer istatistiksel analizler ile elde edilen bilgiler ve ilişkiler CBS haritalarıyla kolaylıkla ortaya konulabilmektedir. PCA göre; göl suyu kalitesine etki eden en önemli parametrelerin; sıcaklık, çözünmüş oksijen, elektriksel iletkenlik, seki görünürlüğü (berraklık), pH, nitrat azotu, ortofosfat ve toplam fosfor olduğu belirlenmiştir. “Kıta İçi Su kaynakları Kalite Sınıflandırılması”na göre Almus Baraj Gölü sıcaklık ($14,30 \pm 7,44$ C°), çözünmüş oksijen ($10,15 \pm 2,67$ mg / L), elektriksel iletkenlik ($304,43 \pm 19,71 \mu S.cm^{-1}$), pH ($8,20 \pm 0,18$), nitrat azotu ($1,3 \pm 0,28$) mg / L açısından I.Sınıf; ortofosfat ($0,16 \pm 0,10$ mg / L) ve toplam fosfor ($0,03 \pm 0,01$ mg / L) açısından ise II. Sınıf su kalitesine sahiptir. Göl OECD tarafından verilen sınır değerlere göre toplam fosfor açısından mezotrofik, seki görünürlüğü ($2,59 \pm 1,33$ m) açısından ötrofik bir yapıya sahiptir. Sıcaklık değerlerinin derinliğe göre değişimi incelendiğinde, Almus Baraj Gölü’nde ocak ve mart aylarında kış stangasyonu, mayıs ve kasım aylarında ilkbahar ve sonbahar karışımı, temmuz ve eylül aylarında ilk 10 m’de epilimnion, 10 ile 20 m arasında termoklin, 20 m’den aşağı derinliklerde ise hipolimnion tabakası tespit edilmiştir.

Almus Baraj Gölün Fosfor taşıma kapasitesi $2275,21$ mg/m². yıl olarak bulunmuş, Gölde 6981, 76 – 4023,33 ton/yıl değerleri arasında balık yetiştiriciliği yapıldığında suyun ötrofikasyona uğramadan kendi kendini yenileyebileceği sonucuna varılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Almus Baraj Gölü, Fiziksel ve Kimyasal Parametreler, Mevsimsel ve Alansal Değişim, Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS), Fosfor Taşıma Kapasitesi, Temel Bileşen Analizi, Trofik Yapı

SUMMARY

Doctorate Thesis

EVALUATION OF SOME PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS OF ALMUS DAM LAKE WITH GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AND MODELING ITS PHOSPHOROUS CARRYING CAPACITY

Fatih POLAT

Firat University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Chemistry

2009, Page: XV+139

The physical (temperature, turbidity, secchi disk visibility, conductivity) and chemical (dissolved oxygen, pH, Nitrate-Nitrogen, Nitrite-Nitrogen, Ammonium-Nitrogen, Orthophosphate, total phosphorus) parameters of Almus Dam Lake located in the district Almus of province Tokat were seasonally determined at nine stations located along the lake. The parameters were analyzed using ARGIS 9.1 software in order to create spatial and seasonal maps of all parameters with Kriking Interpolation Method. The water quality class and trophic status of Almus Dam Lake were determined by comparing the results of our measured parameters with the values of Intercontinental Water Sources Quality Classification and OECD, respectively. The spatial and seasonal variations in physical and chemical parameters were analyzed with the Two-Way ANOVA, the relationships among these parameters were evaluated using Pearson Correlation Analysis, and water quality parameters which were important in the determination of water quality class of the Lake were identified using Principal Component Analysis. Results of statistical analyses were compared with the GIS maps. In the second phase of the research, phosphorous carrying capacity were determined using Beveridge suggested phosphorus loading model recognized by OECD.

The GIS maps created for all parameters allowed us to estimate the water quality of the lake areas that were not sampled. The results obtained by correlation and other statistical analyses were overlapped with the results of GIS maps. The results of PCA analyses demonstrated that temperature, dissolved oxygen, conductivity, secchi depth, pH, Nitrate-Nitrogen, Orthophosphate, and total phosphorus were important parameters affecting water

quality of the Lake. According to Intercontinental Water Sources Quality Classification, Almus Dam Lake has Class I water quality when considering parameters of temperature ($14,30 \pm 7,44$ C°), dissolved oxygen ($10,15 \pm 2,67$ mg / L), conductivity ($304,43 \pm 19,71 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$), pH ($8,20 \pm 0,18$), Nitrate-Nitrogen ($1,3 \pm 0,28$ mg / L) and Class II in relation to orthophosphate ($0,16 \pm 0,10$ mg / L) and total phosphate ($0,03 \pm 0,01$ mg / L). According to OECD criteria, the lake has the mesotrophic trophical structure when taking the phosphorus concentrations into account and eutrophic structure when considering the secchi depth value ($2,59 \pm 1,33$ m). With the examination of seasonal temperature-depth profile, it was observed that winter stagnation and spring and fall vertical mixing occurred during the January and March and spring May and November, respectively. Temperature stratification was clearly observed during the July and September. Epilimnion, Metalimnion (thermocline) and hypolimnion were well clearly visible at the first 10 meters, between 10-20 meters, and below 20 meters, respectively.

Phosphorus carrying capacity of the Lake was determined as $2275,21 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ per year. It has been concluded that the lake will renew itself without going to eutrophication when the total production of aquaculture is between 4023,33 (Food Conservation Ratio (FCR):1.5-1) and 6981,76 (FCR: 1:1).

Key Words: Almus Dam Lake, Physical and Chemical Parameters, Spatial and Seasonal variations, Geographic Information Systems (GIS), Phosphorous Carrying Capacity, Principal Component Analysis, Trophic Status

1. GİRİŞ

Hızlı nüfus artışı, teknolojiadaki gelişmeler ve sanayileşmenin artması pek çok çevre sorunlarının da beraberinde getirmiştir. Bunların başında su kaynaklarının kirlenmesi ve tüketiminin hızla artması gelmektedir. Yaşamın vazgeçilmez unsurlarından olan suyun kalitesinin belirlenmesi, korunması ve iyileştirilmesi büyük önem taşımaktadır. Su kaynaklarının hızlı bir şekilde kirlenmesi ve bu kirliliğin önceden tahmin edilerek gerekli önlemlerin alınması, kaynakların sürdürülebilir kullanımı açısından büyük önem taşımaktadır.

Su kirliliği, su ortamının çevresine insanoğlu tarafından doğrudan ve dolaylı olarak verilen madde veya enerji sonucunda su canlıları için zararlı olan, insan sağlığını tehdit eden, balıkçılık dahil olmak üzere su ortamındaki aktiviteyi değiştiren, suyun içme ve kullanma suyu olarak kullanımında kalitesini ve özelliğini değiştiren faktörlerin tümüdür (1).

Suya kirlilik veren maddelerin doğrudan alıcı su ortamlarına verilmesi sonucu, başta yüksek enerji potansiyeline sahip organik maddeler olmak üzere pek çok kirleticisi, su ortamına girmiş olur. Kirlenmiş su yatağındaki biyolojik hayat ve ekolojik sistem de değişikliğe uğrar. Çökebilir maddeler, bulanıklık ve düşük çözünmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonu balıkların ve diğer su canlılarının normal yaşam ortamını değiştirir.

İç sularda insanoğlu tarafından bilinçsizce yapılan uygulamalar sonucunda ötrofikasyon süreci hızlanmakta ve göller yok olma tehlikesiyle karşı karşıya kalmaktadır. Küçük kıyusal ekosistemler, mineral besin elementlerinin miktarındaki artışa karşı ilk tepki veren bölgelerdir. Bu nedenle de baraj gölleri gibi iç sularda, küresel ölçekte bir sorun olan ötrofikasyon ile ilgili bazı değişkenlerdeki varyasyonun varlığının tespit edilmesi, çalışılan bölgenin, bu önemli çevre sorunu konusundaki durumunun belirlenmesine katkıda bulunmaktadır. Göllerdeki fosfor ve azot gerekli yoğunluklarda verimliliği artırırken, belirli düzeyin üzerindeki yoğunluklar sularda ötrofikasyona sebep olduklarından zararlı etkilere yol açmaktadır. İç sular ile ilgili yapılan bilimsel çalışmalarda trofik statü sınıflandırılması ve kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterlerinin belirlenmesi, gölün su kalitesi hakkında önemli bilgiler vermektedir.

Sulardaki kirliliğin sürekli olarak izlenmesinde coğrafi bilgi sistemleri (CBS) ve uzaktan algılama (UA) teknikleri, son yıllarda bilim çevrelerince yaygın olarak tercih edilen bir yöntemdir. Ele alınan kirlilik ölçütlerini görsel hale getirerek alansal analizlerinin yapılmasına olanak tanınması bu yeni teknolojinin gücünü açıkça ortaya koymaktadır. Coğrafi bilgi sistemi ve uzaktan algılama teknolojisi geniş alanlarda yüzey suları ile ilgili olarak konumlandırma çalışmalarında önemli olanaklar sunmaktadır. Coğrafi bilgi sistemi, farklı formattaki bir çok coğrafi verinin grafiksel ve nesnel özellikleri ile birlikte ortak koordinat sisteminde katmanlar

şeklinde toplanmasını, işlenmesini, sorgulanmasını, analiz edilmesini ve sunulmasını mümkün kılan bir sistemdir. Bu amaçla geliştirilmiş bir çok bilgi sistemi yazılımı vardır.

Kıyı sularının kirlenmesine neden olan önemli faktörlerden bir tanesi de yetiştiricilik yapılan kafes sistemleridir. Kafes çiftliklerinden kaynaklanan atıklar; tüketilmeyen yem, dışkılar ve boşaltım ürünlerinin oluşturduğu çözünmeyen ve çözünebilir formda maddelerdir. Bunlar; organik karbon, azot ve fosfor fraksiyonlarıdır. Göl ve baraj göllerinde fosfor yüklenmesi ile ilgili olarak çok sayıda model geliştirilmiştir. Geliştirilen modeller arasında, fosfor kütle dengesi modelinden uyarlanarak entansif kafes kültür uygulamasından su ortamına giren fosfor yükünü tahmin eden ve az sayıda değişkenin kullanıldığı modeller test edilmiş ve doğrulanmıştır.

Yapılan çalışmada Almus Baraj Gölü'nde bazı fizikokimyasal parametreler (Sıcaklık, Çözünmüş Oksijen, İletkenlik, Türbidite) ve bazı nutrientler (Azot formları; Nitrit, Nitrat, Amonyak, Fosfor Formları; Ortofosfat ve Toplam Fosfor) mevsimsel ve alansal olarak tespit edilmiştir. Ayrıca Almus Baraj Gölü'nün kıta içi su kaynakları sınıflarına göre kalite kriterleri belirlenmiş, gölün trofik açıdan hangi seviyede olduğu tespit edilmiştir. Su kalitesi parametrelerine dayalı konsantrasyona göre mevsimsel ve alansal olarak değişim gösteren Raster haritalar türetilmiştir. Sonuçlar istatistiksel açıdan da ele alınarak, değerlendirmeler Coğrafi Bilgi Sistemleri ile beraber yapılmıştır. Çalışmanın ikinci aşamasında ise Almus Baraj Gölü'nün fosfor taşıma kapasitesi tespit edilmiştir.

Göl ve baraj göllerinin su kalitesi ile alakalı birçok çalışma literatürlerde yer almaktadır. Bunlardan bazıları; Jorgensen, S. F., (1980), Straskraba, M., (1982), Mazumder, A., Taylor, W.D., (1994), Yu, N., Culver, D.A., (2000), Taş, B., (2006), Özdemir, N., Yılmaz, F., Yorulmaz, B., (2007) şeklindedir. Literatür bilgileri incelendiğinde su kalitesi parametreleri arasındaki ilişkilerin Temel Bileşen Analizi gibi istatistiksel analiz yöntemleri ve Coğrafi Bilgi Sistemleri kullanılarak ortak olarak incelendiği bir çalışmaya rastlanmamıştır. Ayrıca yapılan çalışma Almus Baraj Gölü'nde su kalitesi alanındaki ilk bilimsel çalışmadır.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Su Kirliliğinin Tanımı

Su kirliliği, değişik amaçlara göre çeşitli şekillerde tanımlanmaktadır. Bazıları aşağıda verilmiştir (1).

2.1.1. Intergovernmental Oceanographic Commission' un (IOC) Tanımı

Su kirliliği, su ortamlarının çevresine insanoğlu tarafından doğrudan ve dolaylı olarak verilen madde veya enerji sonucunda su canlıları için zararlı olan, insan sağlığını tehdit eden, balıkçılık dahil olmak üzere su ortamlarındaki aktiviteyi değiştiren, suyun içme ve kullanma suyu olarak kullanımında kalitesini ve özelliğini değiştiren faktörlerin tümüdür.

2.1.2. Food Agricultural Organisation' un (FAO) Tanımı

Su kirliliği, canlılara zarar veren, insan sağlığı için tehlikeli, balıkçılığı engelleyici, su kalitesini bozucu etkiler yapabilecek maddelerin suya atılmasıdır.

2.2. Su Kirliliğinin Sınıflandırılması

Su kirleticileri çok çeşitlidir. Bunları ayrı ayrı incelemek yerine 9 kategoriye ayırarak incelemek gelenek haline gelmiştir. Bu kategoriler başlık olarak şöyledir (2)

- 1) Organik kirleticiler
- 2) Salgın hastalıklara neden olan kirleticiler (mikroorganizmalar)
- 3) Bitkilerin anormal büyümesine ve çoğalmasına neden olan kirleticiler
- 4) Sentetik organik kirleticiler
- 5) Petrol kökenli kirleticiler
- 6) İnorganik kirleticiler
- 7) Sediment kökenli kirleticiler
- 8) Radyoaktif kirleticiler

9) Atık ısının meydana getirdiği kirlenmeler

2.2.1. Organik Kirleticiler

Organik kirleticiler sularda çözünmüş olan oksijeni tüketerek kirlenmeye sebep olan maddelerdir. Böyle maddeler daha çok antropojenik faaliyetler (ev atıkları, hayvan atıkları, gıda fabrikaları atıkları, kağıt fabrikaları atıkları, mezbaha atıkları, et paketleme atıkları, dericilik atıkları gibi) sonucu sulara karışırlar ve karıştıkları sular durgunsa bunlar suyun dibinde toplanırlar. Buna sedimentasyon denir.

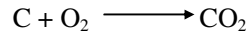
Organik ve inorganik maddelerin bir karışımı olan sedimentler, bakteriler ve öteki mikroorganizmalar için iyi bir ortamdır. Böyle bir ortamda mikroorganizmalar suda çözünmüş oksijeni de kullanarak sedimentasyondaki organik maddeleri parçalarlar ve ondan su, karbon - dioksit, nitrat, sülfat ve fosfat meydana getirirler. Bu şekilde sedimentte bulunan organik maddelerin suda çözünmüş halde bulunan oksijen yanında mikroorganizmalar tarafından parçalanmasına aerobik parçalanma denir. Aerobik parçalanma çözünmüş halde bulunan oksijenin kullanılmasıyla meydana gelmesinden dolayı sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu azalır. Bu azalma, su tarafından havadan oksijen absorbe edilerek telafi edilmeye çalışılır. Ancak, sudaki sedimentte organik madde çok ise, birim hacimde üreyen bakteri sayısı da çok olur ve havadan absorplanan oksijen, bakteriler tarafından kullanılan oksijeni karşılayamaz hale gelir ve söz konusu su birikintisinin oksijeni zamanla pratik olarak tükenir. Bu durumda aerobik bakteriler ölür ve onların yerini bu defa anaerobik (oksijensiz yaşayan) bakteriler alır. Bunlar da sedimentteki organik maddeleri parçalamaya devam ederler. Ancak bunların parçalama reaksiyonları, aerobik bakterilerin reaksiyonlarının tersine indirgenme reaksiyonları üzerinden yürür ve her iki şekilde parçalanmış organik maddelerin parçalanma ürünleri birbirinden farklı olur. Bu farklılık Tablo 2.1’de verilmiştir.

Tablo 2.1 Organik maddelerin aerobik ve anaerobik parçalanmaları sonucu meydana getirdikleri maddeler (2).

Aerobik (Yükseltgenme)	Anaerobik (İndirgenme)
C $\longrightarrow$ CO ₂	C $\longrightarrow$ CH ₄
N $\longrightarrow$ NH ₃ + HNO ₃	N $\longrightarrow$ NH ₃ + R-NH ₂
S $\longrightarrow$ H ₂ SO ₄	S $\longrightarrow$ H ₂ S + R-SH
P $\longrightarrow$ H ₃ PO ₄	P $\longrightarrow$ PH ₃

Anerobik parçalanmaların olduğu yerlerden çürük yumurta kokusunu andırır pis kokular gelir. Bu kokuların kaynağı başlıca aminler, kükürtlü bileşikler ve fosfindir.

Akuatik bitki ve hayvanların yaşayabilmesi için sulardaki oksijen konsantrasyonunun belirli bir düzeyde olması gerekir. Oksijen konsantrasyonu düşüklüğünden en çok omurgalılar (balıklar), sonra omurgasızlar, en az da bakteriler etkilendir. Sıcak sularda canlıların, özellikle de balıkların yaşayabilmeleri için suyun litresinde asgari 5 mg (5 ppm konsantrasyonda), soğuk sudakiler için ise litrede asgari 6 mg (ppm) çözünmüş oksijene ihtiyaç vardır (2). Bir su, bitki ve hayvanların yaşamasına yetecek konsantrasyonda çözünmüş oksijen ihtiva etmiyorsa bu suya kirli su denir. Bir suyun yeterince oksijen ihtiva etmemesi o suyun kirli olduğuna işarettir. Kirlenmeye neden olan maddelerin büyük çoğunluğu yapılarında karbon ihtiva eder. Karbon, bakterilerinde yardımıyla oksijenle yükseltgenerek karbondioksit verir.



3 mg karbon için, çözünmüş halde yaklaşık 9 mg oksijen gereklidir. Çok küçük bir damla yağı yükseltgemek için oksijenle doymuş yaklaşık 5 litre suya (40-45 mg oksijene) ihtiyaç vardır. Bu da organik atıkların parçalanabilmesi için ne kadar çok oksijene ihtiyaç olduğunu açıkça ortaya koymaktadır (2).

Sulardaki organik kirlilikler Toplam Organik Karbon (TOC) yöntemi ile spektrofotometrik olarak doğrudan ölçülebilir. Ayrıca biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) yöntemleri ile dolaylı yoldan da ölçülebilir.

2.2.2. Salgın Hastalıklara Neden Olan Kirleticiler (Mikroorganizmalar)

Suların hijyenik açıdan kirlenmesine neden olan bu organizmalar, genellikle hastalıklı veya hastalık taşıyıcı olan hayvan ve insanların dışkı ve idrarlarından kaynaklanır. Bulaşıcı etki, ya bu atıklarla doğrudan temasla veya atıkların karıştığı sulardan dolaylı olarak gerçekleşir.

2.2.3. Bitkilerin Anormal Büyümesine ve Çoğalmasına Neden Olan Kirleticiler

Su bitkileri de dahil, bitkilerin gelişmesi için çeşitli elementlere ihtiyaç vardır. Bu elementlerin sayısı 15-20 kadardır. Bunlar karbon, azot, fosfor, potasyum, kükürt ve bazı eser elementlerdir. Su bitkileri, bu elementleri sudan ve havadan alır. Bu elementlerce zengin sularda su bitkileri çok iyi yetişir. Buna yani bitkilerin anormal olarak çoğalmasına ötrofikasyon denir. Ötrofikasyon, normal olarak kirlenmemiş doğal sularda da görülen bir olaydır. Antropojenik aktiviteler sulara başlangıçta bol miktarda besin girmesine sebep olur. Bunun sonucu bitkiler

daha iyi gelişir. Ancak bu gelişme bir yerden sonra zararlı olmağa başlar. Çünkü sulardaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu azalır. Bu da hayvanların ölmelerine sebep olur. Bununla da kalmaz, böyle sulardan etrafa pis kokular yayılır.

Böyle bitkilerin aşırı derecede büyümelerini ve su canlılarına özellikle de balıklara zarar vermelerini önlemek amacıyla çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmaların temelinde bitkilerin yetişmesi için esas olan elementlerden birinin konsantrasyonunu herhangi şekilde ayarlamak ve su bitkilerinin büyümelerini kontrol altına almak düşüncesi yatar. Ancak fosfor, azot veya karbonun zaten doğal sularda da bulunması ve buna ilave olarak antropojenik kaynaklardan da sulara karışması bu çalışmaları oldukça zor bir hale sokmaktadır.

Bütün bu söylenenlere rağmen bu elementlerden birinin konsantrasyonunun kontrol altına alınması hususundaki çalışmalar devam etmekte ve en çok fosfor üzerinde durulmaktadır (2). Bu amaçla günümüze kadar çeşitli su kalitesi modelleri geliştirilmiştir. Fosfor yükündeki artışa sucul ekosistemlerin tepkisini belirlemek için göl-baraj gölü çalışmalarından elde edilen verilerin kullanıldığı “istatistiksel modeller” kullanılmaktadır. Bu modellerin tümünde, göl ve baraj gölündeki fosfor konsantrasyonu çeşitli kitle dengesi eşitlikleriyle tahmin edilmeye ve trofik durum ile ilişkilendirilmeye çalışılmıştır. Modeller birçok veritabanı kullanılarak ayarlanmış, test edilmiş ve doğrulanmıştır (3).

2.2.4. Sentetik Organik Kirleticiler

Sentetik organik kirleticiler başlıca; petrol kökenli yakıtlar, plastikler, plastikleştiriciler, elyaflar, elastomerler, ilaçlar, deterjanlar, besin katkı maddeleri, çözücüler, yağlı boyalar şeklinde sıralanabilir. Bunlar içinde özellikle pestisitler ve yapısında fosfor içeren deterjanlar önemli çevre sorunları doğurmaktadır. Sentetik organik kirleticilerin çoğu su bakterileri tarafından biyolojik olarak parçalanmadıkları gibi atık işleme proseslerinde de parçalanmazlar.

2.2.5. Petrol kökenli Kirleticiler

Petrol hidrokarbonlarının su ortamında meydana getirdiği başlıca etkiler şu şekilde sıralanabilir;

1. Atmosferden sulara olan gaz alışverişini engelleyerek sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun düşmesine neden olur. Oksijen azalmasının devamı halinde anaerobik şartların oluşmasına ve kötü kokuların meydana gelmesine neden olur

2. Işık geçirgenliğini azaltarak su ortamındaki hayati öneme sahip fotosentez olayını engellemektedir.
3. Deniz kuşların kanatlarına yapışarak yüzücü ve dalıcı kuşların ölümlerine yol açan sonuçlar meydana getirmektedir.
4. Petrol kirlenmesi suyun rekreasyon amacıyla kullanılmasını engellediği gibi estetik değerlerini de önemli ölçüde azaltmaktadır.

2.2.6. İnorganik Kirleticiler

İnorganik madde atıkları da suları önemli ölçüde kirletir. Bu atıklar başlıca:

- a) Tuzlar
- b) Metaller
- c) Mineral asitler
- d) Minerallerdir.

Bunların sudaki etkileri başlıca üç gruba ayrılır:

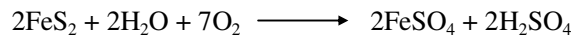
- 1) Asitliğin artması
- 2) Tuzluluğun artması
- 3) Toksikliğin artması

2.2.6.1. Asitliğin Artması

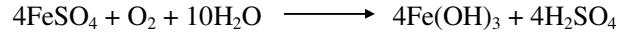
Sularda asitliğin artması başlıca iki şekilde olur.

- a) Yağmur sularıyla
- b) Madencilik drenajlarıyla

Yağmur sularının etkisiyle sulardaki asitliğin artması, yakın bir geçmişte farkına varılan bir tabiat olayıdır. Madencilik drenajlarıyla sulardaki asitliğin artması ise oldukça eskiden beri bilinen bir olay olup buna demir, kurşun, bakır, çinko gibi metal sülfürleri atıkları sebep olur. Demir sülfür sulara genellikle kömür yıkamaları sonucu karışır ve suları en çok da o kirletir. Söz konusu demir sülfür prittir. Pirit FeS_2 bileşiminde olup aslında sülfür değil bir polisülfürdür. Bu madde kömür yataklarında ayrı bir kütle halinde bulunur ve kömürün yıkanması esnasında büyük oranda ayrılır. Prit bazı cins bakterilerle aşağıdaki reaksiyona göre yükseltgenir.

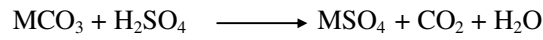


Bakterilerin bu reaksiyondaki rolleri iyice bilinmemektedir. Reaksiyon bununla da kalmaz, bir basamak ileri giderek daha da çok sülfürik asit meydana getirir.



Bu reaksiyonda meydana gelen demir (III) hidroksit sarı bir çamur halinde suyun dibinde toplanır.

Yukarda verilen reaksiyonlar sonucu meydana gelen sülfürik asit, sularda çözünmüş halde veya süspansiyon halinde bulunan karbonatlarla reaksiyona girer.



Bunun sonucu suların asitliği azalır, ancak sertliği artar. Zira reaksiyon sonucu meydana gelen CaSO_4 , MgSO_4 gibi metal sülfatları suda, karbonatlarından daha çok çözünür (2).

2.2.6.2. Tuzluluğun Artması

Sularda tuzluluğun artması çok sık rastlanan bir olaydır. Dünyadaki suların yaklaşık %97'si denizlerde bulunur. Bilindiği gibi deniz suları da hep tuzludur. Böyle sular günlük ihtiyaçlar için kullanılamaz. Buna göre dünyadaki sulardan ancak % 3'ü kullanılabilir durumdadır. Ne var ki bunlar da bile çeşitli tuzlar bulunur. Bu tuzlar şu kaynaklardan gelir:

- 1) Suda çözünen minerallerden
- 2) Endüstriyel atıklardan
- 3) Sulamalardan
- 4) Okyanus sularından
- 5) Kış aylarında buz eritmek için kullanılan tuzlardan (sodyum klorür, kalsiyum klorür gibi).

2.2.6.3. Toksikliğin Artması

Civa, kurşun, kadmiyum, krom, nikel gibi bazı ağır metal katyonları canlı vücudunda birikir ve toksik etki gösterir. Bunların konsantrasyonları 0.05 ppm' den fazla olduğu zaman kronik zehirlenme olaylarına rastlanmaktadır. Ayrıca kaliteli bir içme suyunun içinde az miktarda bu metallere rastlanabilmektedir. İnorganik maddelerin kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre su kalitesi kriterleri ve her birinin tayin metodu Tablo 2.2.' de verilmiştir.

2.2.7. Sediment Kökenli Kirleticiler

Yeryüzü sularını en çok kirleten olaylardan birisi de sedimentasyondur. Sedimentasyon yoluyla yeryüzü sularına ulaşan katı kirleticilerin (süspansiyonların) kütlesi, atık sularla ulaşanlardan asgari 700 kat daha büyüktür. Katı kirleticiler veya süspansiyonlar genellikle yağmur, kar, sel gibi doğal olaylarla meydana gelir. Ancak antropojenik kaynaklardan da örneğin tarımsal faaliyetlerden ve açık madencilikten büyük miktarda süspansiyon hasıl olur.

Sedimentasyonun meydana getirdiği zararlar şöyle özetlenebilir:

1. Sulama kanallarını, barajları ve limanları doldurur veya hiç değilse kullanılmalarını güçleştirir. Bunu bertaraf edebilmek için çok pahalı olan temizleme işlemleri gerekir.
2. Akuatik canlıları tahrip eder. Çünkü suların dibine çöken sedimentler balık yuvalarını doldurur ve balık yumurtalarını kapatır.
3. Güneş ışınlarının suyun derinliklerine kadar inmesini engeller. Bu da bitkiler için gerekli olan fotosentez olayını önler veya hiç değilse azaltır. Bunun sonucu sudaki hayvanlar için gerekli oksijen konsantrasyonu azalır ve normal hayat çevrimi bozulur.
4. Su bulanır. Bulanma musluk suyu olarak kullanılmasını güçleştirdiği gibi, fabrikalarda türbinlere büyük zarar verir. Özellikle türbinleri korrode eder.

2.2.8. Radyoaktif Kirleticiler

Deniz suyunda bulunan radyoaktif elementler ya doğal olarak bulunur ya da çeşitli denemeler veya nükleer santral kazalarından sonra deniz ortamına girmiş olur. Bu şekilde

akuatik sisteme ulaşan ağır metallerin izotopları olan radyoaktif elementler radyasyon kirlenmesinin ortaya çıkmasına neden olurlar. ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{14}C , ^{65}Zn , ^{40}K gibi radyoaktif izotoplar akuatik sistemdeki organizmalar tarafından ortamdan yüksek düzeylerde alınarak, gıda zehiri sisteminde tehlikeli olur (4).

2.2.9. Atık Isı

Isıl kirlenmenin ana kaynağını termik santraller ve alıcı su ortamına bırakılan sıcak ve soğuk boşaltma suları oluşturur. Suyun sıcaklığının 1°C bile değişmesi ekolojik dengeleri alt üst eder. Sıcaklığın değişmesi ile suyun viskozitesi, iletkenliği gibi birçok fizikokimyasal özelliği de değişerek, kalitesi bozulur.

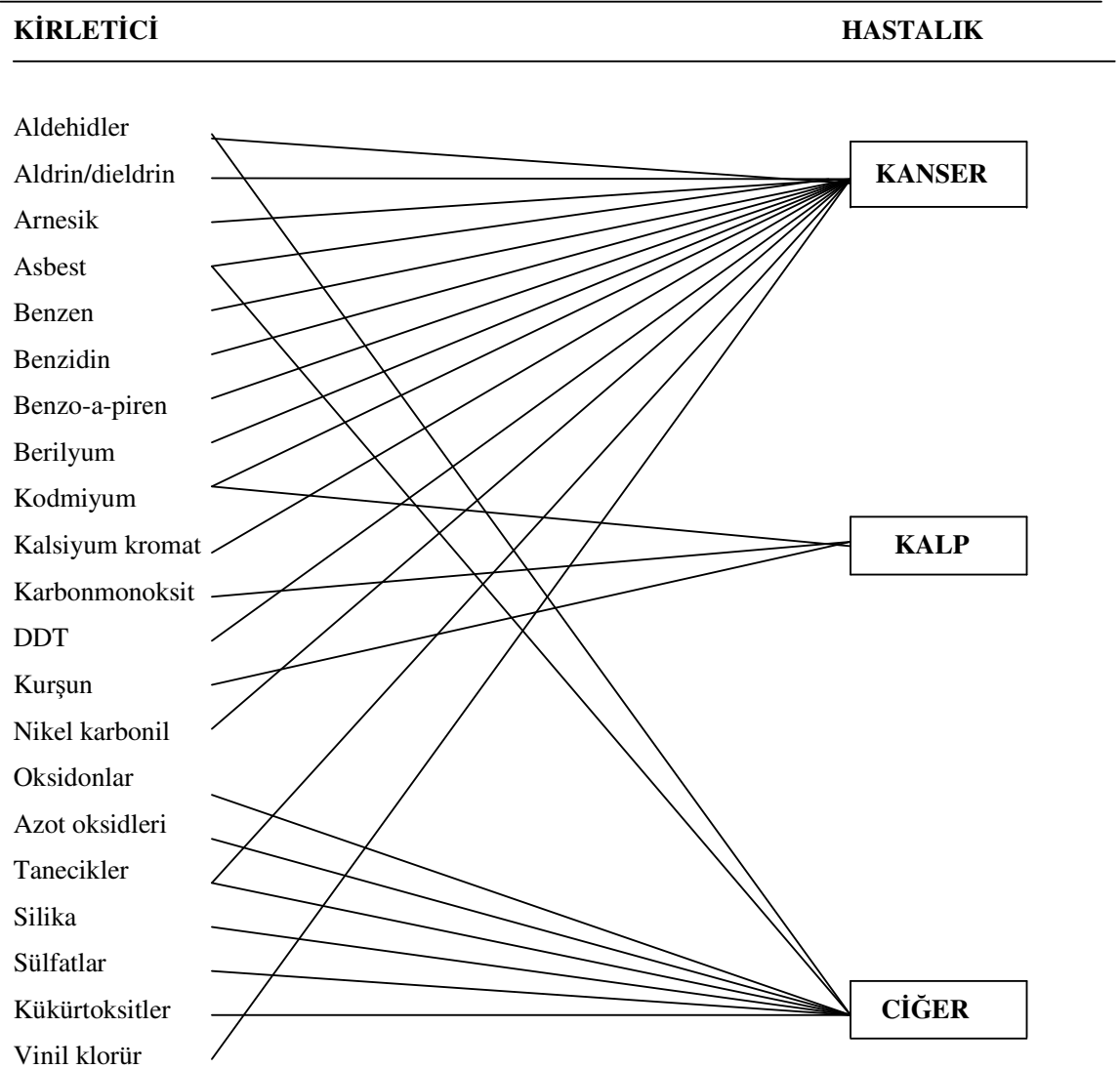
Su yatağına geri dönen soğutma suyu yataktaki (göldeki) suya nazaran daha sıcak olduğundan soğuk suyun yüzeyinde bir tabaka meydana getirir. Bu sıcak su tabakasında çözünen oksijen yüzdesi düşük olacağından alttaki soğuk su tabakası yeterince oksijen alamaz ve oksijen noksanlığından soğuk suda anaerobik akuatik hayat başlar ve böylece su birikintisi kirlenir. Bu şekilde kirlenen baraj suları barajın alt kapakları açılınca dere yatağına akar ve dere yatağındaki balıklar üzerinde zararlı etkiler yapar.

Canlılar için zararlı olan sıcaklık yükselmesi doğal olarak da görülür. Yaz aylarında özellikle de sıcak bölgelerdeki ısınan sulardaki oksijen yüzdesi düşer. Bu da balıkları olumsuz yönde etkiler ve oksijensizlikten boğulan balıklar su yüzüne çıkar.

Kimyacılarca kabul edilen bir kural vardır. Teneffüs etme ve besinlerin oksitlenmesi de dahil, bütün reaksiyonlar sıcaklığın her 10 derece yükselmesi ile iki katına çıkar. Sıcaklığı yükselen ve dolayısıyla kirlenen suda yaşayan balıklar teneffüs için daha çok oksijene ihtiyaç duyar. Buna karşılık sıcaklığı yükselen suda daha çok oksijen değil, daha az oksijen olduğundan, balıklar oksijensiz kalır ve ölür.

Akuatik besin zinciri su sıcaklığına büyük ölçüde bağlıdır. Bu nedenle doğal suların sıcaklığının dış tesirlerle suni olarak değiştirilmesi canlılar üzerinde son derecede olumsuz etkiler meydana getirir ve besin zincirini koparır (2).

Kirleticiler ve hastalıklar arasında şüphelenilen ilişkiler Şekil 2.1’de, kıta içi su kaynaklarına göre suların kalite kriterleri Tablo 2.2’de verilmiştir.



Şekil 2.1. Kirleticiler ve Hastalılar Arasında Bilinen veya Şüphelenilen İlişkiler (16)

Tablo 2.2. Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri (4)

SU KALİTE PARAMETRELERİ		ANALİZ YÖNTEMLERİ		SU KALİTE SINIFLARI			
				I	II	III	IV
A-)Fiziksel ve inorganik kimyasal parametreler							
Sıcaklık(C)	Termometre			<25	25	30	>30
PH	1-PH metre 2-PH kağıdı			6,5-8,5	6,5-8,5	6-9,0	6-9,0 dışında
Çözülmüş Oksijen (mg O ₂ / l)	YSI Oksijenmetre prob yönt.			8	6	3	<3
Oksijen doygunluğu (%)	YSI Oksijenmetre prob yönt.			90	90	40	<40
Klorür (mg Cl-/l)	1-Reflektoquant 2-spektrofotometrik			25	200	400	>400
Sülfat (mg SO ₄ -2 /l)	Spektro (Merck)			200	200	400	>400
Amonyum Azot (mg NH ₄ +_N /l)	1-Reflektoquant 2-spektrofotometrik			0,2	1	2	>2
Nitrit azotu (mg NO ₂ -_N /l)	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			0,002	0,01	0,05	>0,05
Nitrat azotu (mgNO ₃ -_N /l)	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			5	10	20	>20
Toplam fosfor (mg PO ₄ -3_P /l)	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			0,02	0,16	0,65	>0,65
Toplam çözünmüş madde				500	1500	5000	>5000
Renk (Pt -Co birimi)	Spektrofo. (Hack)			5	50	300	>300
Sodyum (mg Na+/ l)				125	125	250	>250
B-)Organik parametreler							
KOİ (mg/l)	Spektrofo. (Merck)			25	50	70	>70
BOİ (mg/l)	Oksijenmetre-inkübasyon TS			4	8	20	>20
Organik karbon (mg/ l)				5	8	12	>12
Toplam Kjeldahl-azotu (mg/l)	Kjeldahl metodu			0,5	1,5	5	>5
Emülsifiye yağ ve gres	Soxale			0,02	0,3	0,5	>0,5
Metilen mavisi aktif maddeleri	Redüktaz testi			0,05	0,2	1	>1,5
Fenolik maddeler(uçucu) (mg/l)	Spektrofo.1-(Merck)2-(Hack)			0,002	0,01	0,1	>0,1
Mineral yağlar ve türevleri				0,02	0,1	0,5	>0,5
Toplam pestisid (mg/ l)				0,001	0,01	0,1	>0,1

Tablo 2.2. Devamı

SU KALİTE PARAMETRELERİ		ANALİZ YÖNTEMLERİ		SU KALİTE SINIFLARI			
				I	II	III	IV
C-)İnorganik kirlenme parametreleri							
Civa				0,1	0,5	2	>2
Kadmiyum	Spektrofo. (Merck)			3	5	10	>10
Kurşun	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Hack)			10	20	50	>50
Arsenik				20	50	100	>100
Bakır	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			20	50	200	>200
Krom (toplam)	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			20	50	200	>200
Krom	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)		eser mikt.	20	50	200	>200
Kobalt				10	20	100	>200
Nikel				20	50	200	>200
Çinko	1-Spektrofo.(Merck) 2-s.(Hack)			200	500	2000	>2000
Siyanür (toplam)	1-Spektrofo.(Merck) 2-s.(Hack)			10	50	100	>100
Florür	1-Spektrofo.(Merck)			1000	1500	2000	>2000
Serbest klor	1-Spektrofo.(Merck)			10	10	50	>50
Sülfür	spektrofo.(Merck)			2	2	10	>10
Demir	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Merck)			300	1000	5000	>5000
Mangan	1-Reflektoquant 2-spektrofo.(Hack)			100	500	3000	>3000
Bor	1-Spektrofo.(Merck)			1000	1000	1000	>1000
Selenyum				10	10	20	>20
Baryum	Spektro (Hack)			1000	2000	2000	>2000
Alüminyum				0,3	0,3	1	>1
Radyoaktivite							
Alfa-aktivitesi				1	10	10	>10
Beta-aktivitesi				10	100	100	>100
D-)Bakteriyolejik parametreler							
Fekal koliform	EMS			10	200	2000	>2000
Toplam koliform	EMS			100	20000	100000	>100000

2.3. Su Kalitesi Üzerine Etki Eden Bazı Fizikokimyasal Parametreler

2.3.1. Sıcaklık

Sıcaklık suların biyolojik yapısı ve fizikokimyasal evolüsyonunda rol oynayan önemli bir fiziksel faktördür.

Göl sularının sıcaklığı mevsimlere, gölün coğrafik konumuna, yüzey alanına, içinde erimiş haldeki madensel tuzlara ve absorbe edilen güneş ışınlarına bağlı olarak değişir (5).

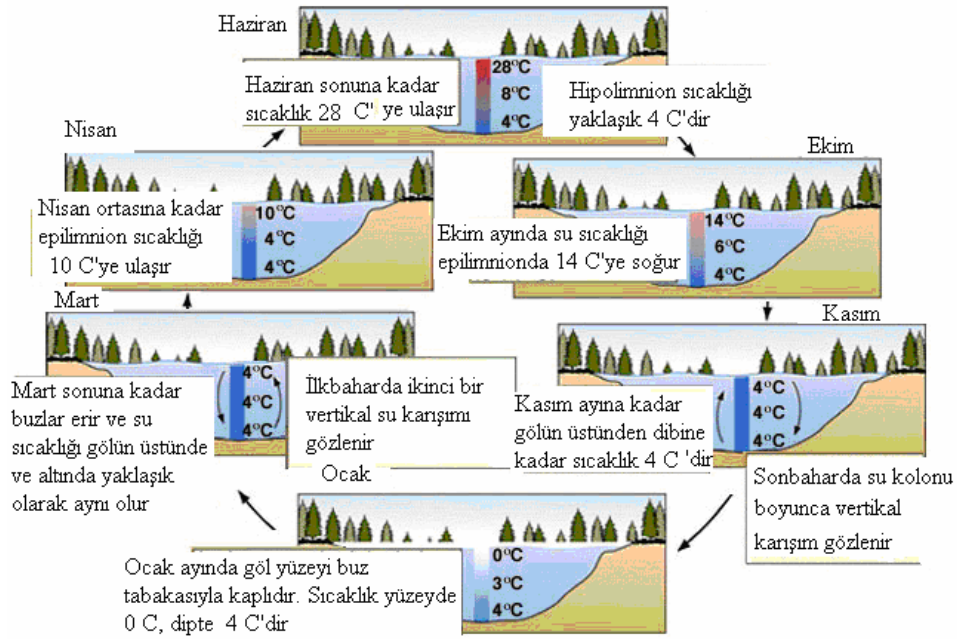
Tatlı suların yoğunluğu ve sıcaklığı arasındaki ilişkiler suların vertikal hareketlerinde etkin rol oynar. Bir gölde kış başlangıcında havaların soğuması ile soğuk hava ile temas edip sıcaklık kaybeden yüzey suları, yoğunluk artarak dibe doğru hareket eder. Aşağıda yerini alacakları daha sıcak, satıha doğru ilerleyerek soğur. Bu şekilde oluşan vertikal bir sirkülasyon ile bütün su kütlesi, yoğunluğun en yüksek olduğu $+4^{\circ}\text{C}$ 'ye kadar soğur. Sirkülasyon, bütün su kütlesinin sıcaklığı aynı olunca durur. Düşük hava sıcaklığı nedeniyle soğuma devam ederse, yüzey suyu sıcaklığı $+4^{\circ}\text{C}$ 'nin altına düşer. Bununla birlikte suyun yoğunluğu daha fazla artmadığından, aksine azaldığından, soğuyan sular yüzeyde kalır. Soğuma 0°C 'ye ulaşınca, buz tabakası yüzeyde yüzer. Buz tabakası kötü bir iletken olması nedeniyle tabakanın altındaki su kütlesi, bütün kış boyunca sıcaklığını 0°C 'nin üzerinde muhafaza etmiş olur (1, 4).

Ilıman diğer bir ifadeyle subtropikal iklim bölgelerindeki büyük ve derin göllerin sularında sıcaklık yönünden bir tabakalaşma görülür. Yaz aylarında ışınların dik geldiği ve özellikle kalorisi yüksek infrared ışınlarının absorbe edildiği yüzey suları daha çok ısınır. Göl sularının üst kısmında orta derinliklere kıyasla sıcak yaz aylarında fazlaca ısınan bir bölge oluşur. Buna “Epilimnion Bölgesi” denir. Hafif bir rüzgârın etkisiyle suyun üst bölgesinin hafifçe karışması ve orta tabakadaki suların hareketlenmesinden dolayı yüzey tabakasında bir su sirkülasyonu görülür. Suyun üst tabakası ile alt tabakalar arasında sıcaklık farkları belirgin hale gelir. Yüzeyden derine inildikçe yavaş yavaş azalan sıcaklık belli bir derinlikte çok hızlı bir şekilde düşüş gösterir. Bu bölgeye “Mezolimnion” denir. Sıcaklığın normal seyretmeyip aniden sapma göstermesi “Termoklin” veya “sıcaklık atlaması” olarak adlandırılır. Bu tabakalaşmadan sonra sıcaklık tekrar yavaş yavaş bir azalmayla devam ederek dip sularının sıcaklığı $+4^{\circ}\text{C}$ ulaşır ve değişim göstermeyerek sabitleşir. Bu bölgeye “Hipolimnion” denir (5). (Şekil 2.2).

Göllerdeki termal tabakalaşma mevsimsel su hareketlerini kontrol eder. Bir su kütlesinde mevsimlik sıcaklık değişimleri olduğu gibi, su kalitesinde de mevsimlik değişimler vardır. Özellikle su kalitesi gradyanı ile termal gradyan yazın ortaya çıkan sükûnet fazında çok

belirgindir. Kışın sükûnet devresinde ise daha az barizdir. İlkbahar ve sonbahar karışımları ile bu gradyanlar ortadan kaldırılır. Hemen hemen bütün derinliklerde su kalitesi aynı olur. İlkbahar ve sonbaharda yüzey ile dip kısımlardaki sıcaklık farkı azaldığı için tabakalaşmalar etkisini kaybetmekte ve en küçük bir rüzgâr hareketi ile günlük sıcaklık değişimleri suyu karıştırmaya yetmektedir. Bu nedenle suyun kalitesi önemli derecede bozulmakta alg patlaması olabilmektedir (6).

Termal tabakalaşma bir göl veya baraj gölünü karakterize etmekte kullanılan en belirgin özelliklerden bir tanesidir. Temel olarak termal tabakalaşma ile gölün coğrafik, morfometrik, hidrolojik karakteristiği belirlenir. Termal yapı suyun saydamlığını da etkileyebilir. Su saydamlığında ki artış dip suyunun içine daha fazla ışık nüfuz etmesini sağlar. Sonuçta metalimnion tabakasındaki sıcaklık artışı ve epilimnion tabakasının kalınlığında artış gözlenir (7, 8). Işığın su içinden geçmesi veya absorplanması, planktonların suyun çeşitli bölgelerinde dağılımını, bolluğunu değiştireceğinden sıcaklığa göre tabakalaşma biyolojik işlemleri indirekt olarak etkileyebilir (9, 10).



Şekil 2.2 Gölde Sıcaklık Değişimi (110)

Göl suları sıcaklığının dikey yöndeki tabakalaşması gölün büyüklüğüne, topografik özelliklerine ve iklimsel koşullara bağlı olarak değişimler gösterir. İşte göller bu özellikleri açısından Amiktik, Soğuk Monomiktik, Dimiktik, Sıcak Monomiktik, Oligomiktik ve Polimiktik olmak üzere altı gruba ayrılır (11).

- **Amiktik Göller:** Dikey yönde su sıcaklığında değişimi olmayan ve dolayısıyla termal tabakalaşma göstermeyen göllerdir. Yüzeylerinde kalın bir buz tabakası vardır.
- **Soğuk Monomiktik Göller:** Yüzey suları sıcaklığı hiçbir zaman 4  C'nin üzerine çıkmayan göllerdir. Sıcaklık tabakalaşması sadece yaz mevsiminde olur. Yüksek dağlardaki göller bu tipe girer.
- **Dimiktik Göller:** Sıcaklık tabakalaşması ilkbahar ve sonbaharda olmak üzere yılda iki kez gelişen göllerdir.
- **Sıcak Monomiktik Göller:** Dip ve yüzey suları sıcaklığı daima 4 C'nin üzerinde olan göllerdir. Su dolaşımı sadece kiş aylarında olur.
- **Oligomiktik Göller:** Her derinlikte sıcak sulara sahip göllerdir. Su dolaşımı seyrek ve düzensizdir.
- **Polimiktik Göller:** Su sıcaklığı tüm derindiklerde 4 C'nin biraz üzerinde olan göllerdir. Bu tip göllerdeki su dolaşımı periyodu fazladır.

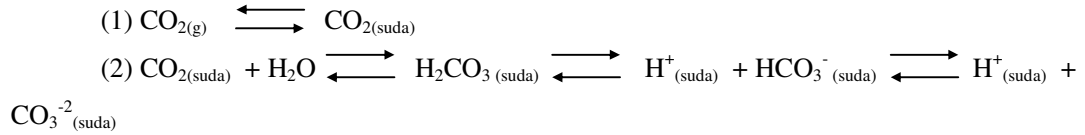
2.3.2. Bulanıklık

Suların bulanık oluşu; içinden geçen işığın engellenmesinden kaynaklanır. Bulanıklığın nedeni ise su içinde askıda bulunan kil, silis, organik maddeler, mikroskopik organizmalar, çökelmiş haldeki kalsiyum karbonat, alüminyum hidroksit, demir hidroksit ve benzeri maddelerdir. Bunlar kolloid büyüklüğünden iri taneciklere kadar değişik tane iriliklerinde olabilirler. Bu irilik dağılımı ve tanecik miktarı bulanıklığın az veya çok olması şeklinde izlenir.

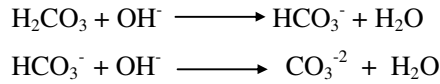
Göllerde ve diğer durgun sularda bulanıklık, koloidal haldeki maddelerden dolayı olmaktadır. Nehirlerde ise, akım şartları mevcut olup bulanıklığın çoğu iri taneciklerden oluşmaktadır. Yüzeysel sularda bulanıklık daha ziyade kum, kil ve toprak parçalarından ileri gelir. Nehir debilerinin artması ve sel baskınlarında çevredeki toprağı sürükleyen sular adeta çamurumsu görünüştedir. Bu artıkların çoğunluğu anorganik yapıda, az bir kısmı da organik yapıdadır. Buna karşılık evsel ve endüstriyel artıklarla kirletilmiş sularda, kısmen anorganik, büyük ölçüde de organik yapılı maddeler mevcuttur. Nehirlere gelen organik maddeler bakteriler için besin olarak tüketilirler ve sonuçta bakteriyel büyümeye, bakterilerin ve diğer mikroorganizmaların gelişimine neden olurlar. Bu durumda ilave bir bulanıklık meydana gelir. Azot ve fosfor gibi anorganik besin maddeleri, atık su deşarjı ve zirai alanlardaki sulamalar ile taşınarak yüzeysel sulara gelir ve alglerin gelişimine neden olarak sulardaki bulanıklığa katkıda bulunurlar (12).

2.3.3. pH

Doğal sularda pH kimyasal ve biyolojik açıdan önemli faktörlerin başında yer alır (13). Herhangi bir şekilde kirletilmemiş olan göl sularında pH değeri 6-9 arasında değişir (14,15). Bu değere etki eden başlıca faktör CO₂'dir.



Suda çözünen CO₂ ile atmosferdeki CO₂ arasındaki denge yukarıdaki denklemlerle gösterilmektedir. pH arttığında denge sağa doğru kayar. Göl suyu hafif bazik karakterde olduğundan çözünen CO₂'in çoğu HCO₃⁻ ve CO₃⁻² şeklindedir. Çünkü bazik ortamda aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşir.



Sonuç olarak yukarıdaki (1) ve (2) dengeleri de sağa kayar ve CO₂ daha fazla çözünür. CO₂ yönünden fakir sularda pH yükselir. Bikarbonatlar karbonatlara dönüşür. CO₃⁻² artışı pH artışına yol açar. CO₂ bakımından zengin sularda pH azalır.

Su ortamlarının pH değeri, CO₂'in dışında biyolojik olaylara ve sıcaklığa bağlı olup, mevsimsel hatta günlük değişimler bile gösterir. CO₂'in tersine suların pH'ı kışın azalır, yazın ise en yüksek değerine ulaşır. Çünkü kışın CO₂, soğukta suda daha çok çözünür.

pH'ın vertikal değişimleri genellikle O₂'nin vertikal varyasyonu ile uyudur. Özellikle fotosentez zonunun altında O₂ ve pH varyasyonları paralel olarak giderler. Zira organik maddenin oksidasyonu ve solunum olayları O₂'yi tüketir ve CO₂ ortaya çıkar. Buralarda pH azalır. Minimal O₂ konsantrasyonunun altındaki daha derin sularda O₂ artışına paralel olarak pH yükselir (16).

Tatlı sularda organik madde parçalanmasının arttığı oranda pH değeri düşmektedir (17). Organik madde ile pH arasında zıt bir ilişkinin olduğu, kireçli bölgelerde çözülmüş karbonatın pH'ı 9 dolayına çıkarabildiği, pH değerinin yükselmesi halinde ortamdaki amonyum iyonunun amonyak haline geçerek balıklar için toksik etki yapmasının muhtemel olduğu, dolayısıyla

yüksek pH ve sıcaklık değerlerinde göle karışacak organik maddelerin zararlı etkisinin daha fazla olduğu belirtilmektedir (6).

Suyun asitlik özelliğinin bir göstergesi olan pH, sudaki canlı yaşamını etkileyen önemli faktörlerdendir. Suyun yüksek pH değerleri göstermesi durumunda amonyak ve azot bileşiklerinin zararlı etkileri artar. Tatlı su balığı yetiştiriciliği yapılacak sularda pH değerinin 6,5-8,5 arasında olması gerekir (18).

2.3.4. Çözünmüş Oksijen

Çözünmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonu suyun kirlenme derecesini, sudaki organik madde konsantrasyonunu ve suyun kendi kendini ne derece temizleyebileceği hakkında bilgiler verir.

Herhangi bir zamanda suda saptanan oksijen miktarı, o andaki suyun sıcaklığına, su yüzeyinde atmosferik gazın kısmi basıncına, suda çözünmüş tuz yoğunluğuna ve biyolojik olaylara bağlıdır. Oksijenin suda çözünebilirliği sıcaklık ve yükseklik azaldıkça artmaktadır. (Tablo 2.3, Tablo 2.4). Ayrıca göl yüzeyinin dalgalı olması, nem içeriğinin fazla olması da oksijenin çözünebilirliğini arttırmaktadır. Suda tuz yoğunluğu artarken çözünmüş oksijen miktarı da azalmaktadır (5).

Tablo 2.3. Saf Suda Oksijenin Çözünürlüğünün Sıcaklıkla Değişimi (19, 20).

(°C)	ÇO (mgL ⁻¹)	(°C)	ÇO (mgL ⁻¹)	(°C)	ÇO (mgL ⁻¹)
0	14,16	12	10,43	24	8,25
1	13,77	13	10,20	25	8,11
2	13,40	14	9,98	26	7,99
3	13,05	15	9,76	27	7,86
4	12,70	16	9,56	28	7,75
5	12,37	17	9,37	29	7,64
6	12,06	18	9,18	30	7,53
7	11,76	19	9,01	31	7,42
8	11,47	20	8,84	32	7,32
9	11,19	21	8,68	33	7,22
10	10,92	22	8,53	34	7,13
11	10,67	23	8,38	35	7,04

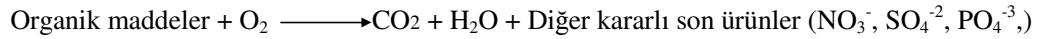
Tablo 2.4 Yüksekliğe Göre Sudaki Oksijen Miktarı (20).

Yükseklik (m)	Oksijen Miktarı (mgL ⁻¹)
0	8,4
500	7,9
1000	7,4
1500	7,0
2000	6,6
2500	6,2
3000	5,8

Su ortamında çözünmüş oksijen değeri, sıcaklığın yanında bitkilerin fotosentez hızına ve göllerin trofik düzeyine bağlı olarak da değişir (21). Kolay parçalanabilen organik maddeler, gölde doğal biyokimyasal süreçler aracılığı ile son ürünlere dönüşerek stabilize olurlar. Ancak gölün doğal arıtma (asimilasyon) kapasitesini aşan organik yükler, göldeki oksijenin tüketilmesine ve gölün anaerobik duruma dönüşmesine neden olur (22).

Suyun içindeki organik maddelerin konsantrasyonunun artması sonucu, sudaki oksijen miktarı düşmekte, bu oran 4 ppm' in altına düşünce canlı yaşam tehlikeye girmektedir (23).

Sulara organik atıkların karışması durumunda, organik maddeler bakteri faaliyetiyle biyokimyasal ayrışma uğrarlar. Aerobik bakteriler, organik maddeleri ayrıştırarak CO₂, su ve kararlı bileşiklere dönüştürürler.



Yukarıda gösterilen reaksiyonun devamı, ortamdaki oksijen miktarı ile sınırlıdır. Eğer ortama yüksek konsantrasyonlarda organik madde girer ise ortamda bulunan oksijen aerobik bakteriler tarafından biyokimyasal reaksiyonlarda harcanacak ve sudaki oksijen konsantrasyonu sınır değer olan 6 ppm' in altına düşmeye başlayacaktır.

Kafeslerde alabalık yetiştiriciliği yapılacak göllerde çözünmüş oksijen miktarının 6 mgL⁻¹'nin üstünde olması gerekir (24). SKKY(Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği)'ne göre, çözünmüş oksijen miktarı 8 mgL⁻¹ olan 1.sınıf kalitedeki sular alabalık yetiştiriciliği için uygun sulardır.

2.3.5. İletkenlik

Tabii sular çok seyreltik tuz çözeltileri olduğundan elektriği iletirler. Bir tuz çözeltisinin elektrik akımını iletmesi, çözünmüş olarak bulunan tuzların cins ve miktarına bağlıdır.

Bir iletkenin içinden geçen akıma karşı gösterdiği direnç $R(\text{ohm})$, iletkenin boyu ile doğru(1cm) kesiti $S(\text{cm}^2\text{-cm}^3)$ ile ters orantılıdır. Orantı katsayısına spesifik direnç denir. (ρ)

$$R = \rho \cdot l / S \quad \rho = R \cdot S / l \text{ (ohm-cm) veya (ohm-cm}^2\text{)} \quad EC = 1/\rho$$

Spesifik direncin tersine spesifik iletkenlik denir ve EC ile gösterilir. Birimi $\text{ohm}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$, $\text{ohm}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$ dir. Suda çözünmüş katı maddelerin saptanması için geliştirilen EC, ölçüm sonucu $EC \times 10^6$ 25°C de $\mu \text{ ohm/cm}$ yada $\mu \text{ ohm/cm}^2$ olarak ifade edilmektedir (25). Burada ohm/cm yerine Simens (S) yazılabilir.

Doğal sularda spesifik iletkenlik tayini $20\text{-}30^\circ\text{C}$ lik bir sıcaklık aralığında 0.01 N KCl standart çözeltisi yardımıyla spesifik iletkenliğin ölçülmesi ile yapılır. Suyun elektriksel iletkenliği hem jeolojik etkenlere hem de dışardan gelen etkilere bağlıdır. İletkenlik sıcaklık ve tuzluluk artışına paralel olarak artar(26). İletkenlik su ürünleri standartları ve yüzeysel su kaynaklarının kirlenmeye karşı korunması hakkındaki protokolde $150\text{-}500 \mu\text{Scm}^{-1}$ olarak verilmiştir (27). Balık yetiştiriciliği yapılan suyun iletkenliğinin yaklaşık $EC \times 10^6 = 12,5\text{-}1800 \mu\text{S}$ olması gerekir (23). İletkenlik jeolojik yapıya ve yağış miktarına bağlı olarak değişim gösterir (28, 17).

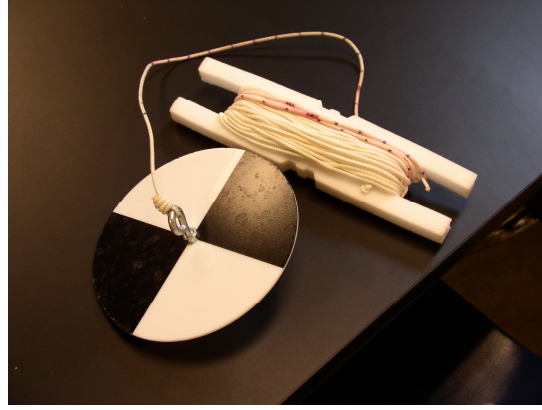
2.3.6. Seki Derinliği

Seki diski suyun ışık geçirme özelliğini ölçmede kullanılır. Kolay uygulanabilir bir yöntem olduğu için, genellikle tercih edilmektedir. Su kalitesi ile ilgilenenlerin dikkatini çeken 1870'lerden beri kullanılan, ucuz ve basit bir yöntemdir (29).

Seki derinliği ile göllerin trofik düzeylerini biyolojik olarak gösteren klorofil a arasında bir ilişki olduğu yapılan çalışmalarda ortaya konulmuştur (30, 31). Seki derinliği klorofil a'nın miktarını direkt olarak vermez ama klorofil a değişikliğini uzun ya da kısa dönemde tahmin edebilir (32, 33).

Seki diski, çapı genellikle 20 cm olan yuvarlak bir diskidir (Şekil 2.3) Suyu daldırılır ve suyun dibine doğru bırakılır. Diskin su içinde görülebildiği en son derinlik ölçülerek, seki diski derinliğinin kaç cm olduğu belirlenir. Bu derinlik, bulanıklık arttıkça azalacak, suyun berraklığı durumunda ise artacaktır. Seki derinliği ile bulanıklık ters orantılıdır.

NAS(American National Academy of Sciences), bulanıklık ve renk, güneş ışığının en az %10'nun fotosentez faaliyetinin sürdüğü noktaya kadar nüfuz etmesini engellememesi hükmünü getirmiştir. EPA(1979), askıda-çökebilir katılar ve bulanıklık başlığı altında, tatlı su balıkları ve yaşam kriteri olarak, suya ışık girişinin %10'dan fazla engellenmesinin, fotosentez için uygun olmadığını bildirmektedir (23).



Şekil 2.3 Seki Diski (23)

2.3.7. Su Ortamında Bulunan Azot Formları

Azot, suda kimyasal olarak (-3)' den (+5)' e kadar değişen değerliklerde, organik azot (organik-N), çözülmüş moleküler azot (N_2), Amonyum (NH_4^+), Amonyum hidroksit (NH_4OH), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-) şeklinde bulunur. Azotun sularda bulunan Amonyum, Amonyum hidroksit, Amonyak, Nitrit, Nitrat formlarına mineral azot adı verilir.

Doğal sularda organik azot ya dış kaynaklardan sağlanır (allaktonik) ya da doğrudan su içinde oluşur (otoktonik). Otoktonik olarak canlı organizmaların vücutlarından, alloktonik olarak ölü bitki ve hayvan kısımlarının sulara taşınması veya kanalizasyon atıkları ile sulara geçer.

Suda alloktonik veya otoktonik olarak bulunan organik azot, bazı bakteri ve funguslar aracılığıyla bir parçalanma sürecine girer. Bu süreçler içinde özellikle protein parçalanması büyük önem taşır. Bu olaya “amonifikasyon” denir. Amonifikasyon olayı gerek aerobik gerekse anerobik şartlarda gerçekleşebilir. Her iki halde büyük protein molekülleri polipeptidlere ve oligopeptidlere parçalanır. Sonra peptidazlar yardımıyla aminoasitlere parçalanır. Aminoasitler ise hücre çeperinden geçebilecek boyutlardaki moleküllerden oluşurlar ve hücre içindeki

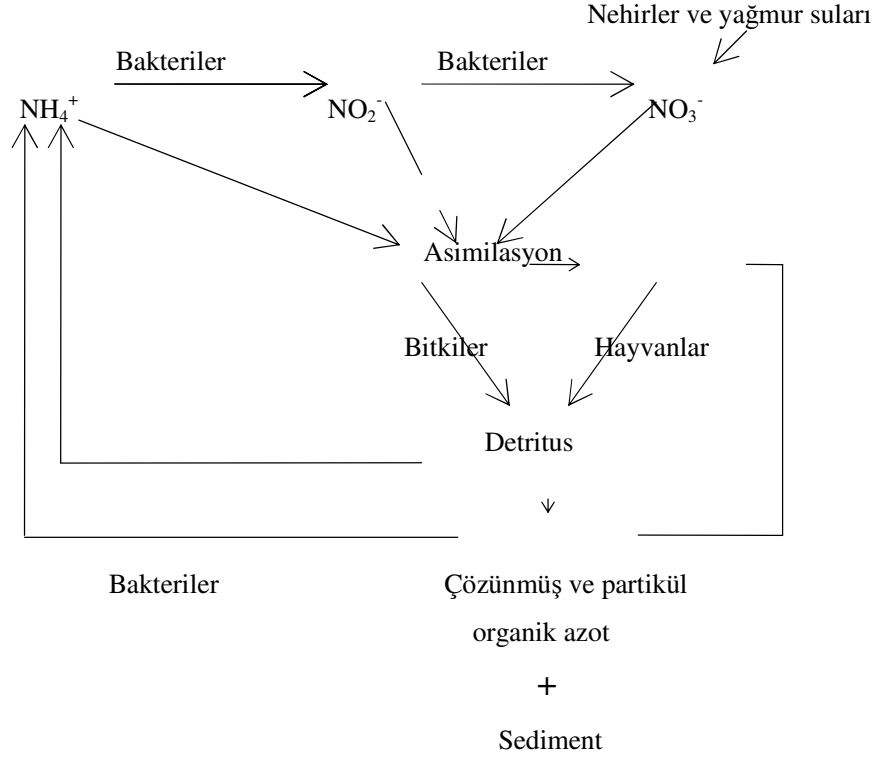
metabolik süreçler aracılığı ile daha da küçük parçalara ayrılırlar. Organik materyalin aerobik şartlarda parçalanması sonucu açığa çıkan son ürün amonyum (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-)' tır. Anaerobik şartlarda gerçekleşirse amonyak (NH_3) ve nitrozaminler parçalanma reaksiyonlarının son ürünleridir (27).

Mineral azot da sularda gerek alloktonik gerekse otoktonik kaynaklı olarak bulunabilir. Alloktonik olarak kanalizasyon atıkları, tarımsal drenajlar, nehirler ve yağmur suları aracılığıyla topraktan yıkanmalar ile yüzeysel sulara ulaşırken otoktonik olarak canlı organizmaların metabolik atıkları ve organik maddelerin amonifikasyonu sonucu açığa çıkar (34).

Mineral azotun yüzeysel sularda en önemli kaynağını organik maddelerin amonifikasyonu oluşturur. Mineral azot sularda pH' a bağlı olarak NH_3 veya NH_4^+ , NO_2^- ve NO_3^- formunda bulunur.

2.3.7.1. Su Ortamında Azot Döngüsü

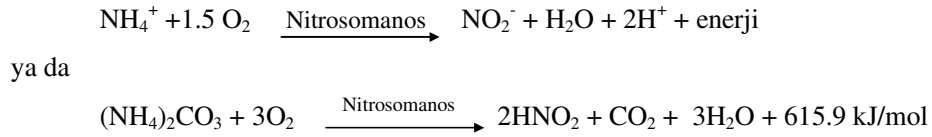
Buraya kadar yapılan açıklamalardan da anlaşılacağı gibi azotun su ortamında bir döngüsü mevcuttur (Şekil 2. 4). Bu döngüde azot, organik azot ve mineral azot formları olarak indirgenmekte ve yükseltgenmektedir. Bu döngü şekilden de görüleceği gibi organik materyalin parçalanması ve metabolik atıklar sonucu oluşan NH_4^+ , NO_2^- ve NO_3^- ' ın bitkiler tarafından alınması, organik materyale dönüştürülmesi, hayvansal organizmaların bitkilerle beslenerek organik azotu alması, bitki ve hayvanların ölümleri ve metabolik artıklarıyla tekrar su ortamına çözünmüş ve partiküle organik azot ve NH_4^+ olarak dönmesi şeklinde özetlenebilir (35).



Şekil 2.4 Su ortamında azot döngüsü (34).

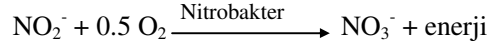
2.3.7.2. Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon

Azot döngüsü sırasında nitrifikasyon reaksiyonları büyük önem taşır. Nitrifikasyon ototrof iki bakteri tarafından gerçekleştirilir. Bunlardan nitrit bakterileri (nitrosomanos) grubu amonyumu, nitrite dönüştürür.

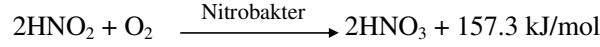


Nitrosomanos tipi bakteriler organik karbondan yoksun su ortamlarında yaşarlar. Bu nedenle amonyak oksidasyonu ancak karbonlu madde oksidasyonunun tamamlanmış olduğu ortamlarda gerçekleşir. Nitrosomanos grubu aerob ve ototrof olup, optimum yaşam koşulları

pH: 8-9, sıcaklık 25-30 °C'dir. Nitrat bakterileri diye isimlendirilen nitrobakter grubu ise nitriti nitrata dönüştürür.



yada



Nitrobakter de nitrosomanos gibi organik karbonun bulunmadığı ortamlarda yaşayabilmektedir. Ayrıca bu bakteriler, amonyum tuzlarının bulunduğu basit koşullarda yaşayamadığından amonyum azotu nitrite dönüşmeden faaliyete geçememektedir. Optimum yaşam koşulları, pH: 7.6-8.6, sıcaklık 25-28°C'dir. Nitrit oluşumu ortamın pH'ını değiştirebilmektedir. Oksitlenen her amonyum iyonu için 2H^+ oluşmakta, buda HCO_3^- düzeyinin düşmesine ve dolayısıyla pH azalmasına yol açmaktadır

Kütle hesabıyla oksijen bilançosu ise;

Nitrit oluşumu 3.43 g O_2 / g NH_4^+ -N

Nitrat oluşumu 1.14 g O_2 /g NO_2^- -N

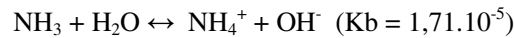
Toplam nitrifikasyon 4.58 g O_2 /g NH_4^+ -N

oluşumu şeklinde gösterilebilir(27).

Nitrifikasyon sürecinin tersi ise anoksik koşullarda gerçekleşen denitrifikasyon sürecidir. Genellikle oksijenin 4 mg/L'nin altına düştüğü dip sularda gerçekleşir.

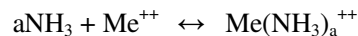
2.3.7.3. Amonyak Azotu

Amonyak suda kolay çözünür (20 °C ve 1 atm basınç da takriben 525 gr / L). Sulu çözeltide amonyak zayıf bir bazdır.

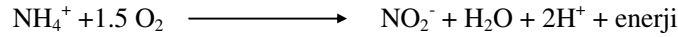


PH = 7,0 de çoğu katyonik, pH = 9,6 da yarısı iyonize olmamış ve yarısı da katyonik şekildedir.

MgNH_4PO_4 oldukça güç çözünen tek inorganik azot bileşiğidir. Bununla beraber doğal suların pH sı ile magnezyum ve fosfat konsantrasyonu bu çözünmeyen bileşiği meydana getirecek kadar yüksek değildir. Amonyak, metal iyonları ile (Me^{++}) aşağıdaki gibi kompleks meydana getirir:



Doğal sularda amonyak konsantrasyonu az olduğundan metalle yaptığı kompleks miktarı da küçüktür. Amonyak çok olduğu zaman $\text{Cu}(\text{NH}_3)^{++}$ kompleksi meydana gelir. Amonyak iyonları tek değerli diğer katyonlarla yer değiştirebilir, topraktaki kalsiyum iyonlarıyla da değişim yapabilir. pH, su-toprak sistemindeki iyonların konsantrasyonu, toprak tarafından absorblanan iyon miktarına tesir eder. Amonyum iyonları kil mineralinin tabakaları arasına girerek sabitleşebilirler. Topraktaki amonyumun çoğu bu şekildedir. Nötral pH da yüzey sularının çoğunda amonyak azotu diğer azot şekillerine biyolojik reaksiyonla çevrilir. Amonyum azotu aerobik şartlarda "nitrosomonas" bakterileri ile nitrit azotuna oksitlenebilir.



Bu oksidasyondan çıkan enerjiyi nitrosomonas bakterileri büyüme için kullanırlar.

Nitrifikasyon hızı nehir ve göllerde sıcaklığa, pH'a, nitrifike edici organizmaların konsantrasyonuna göre değişir. Göllerde bekleme zamanı uzun olduğundan, göle gelen amonyak azotunun çoğu nitrit azotuna çevrilir. Göllerde 20 °C' de amonyak azotu 2 mg / L veya daha büyükse ve bekleme müddeti 100 gün ise, nitrifikasyonla amonyak azotu ancak 0.04 mg / L' nin altına düşebilir, eğer bekleme zamanı 10 gün ise bu değer 0.4 mg / L' dir. Sıcaklık 15 °C ye düşerse, bu değer 100 gün için 0.1 mg / L ve 10 gün için 1,7 mg / L' dir. Böylece sıcaklık ve bekleme zamanının nitrifikasyonda etkili olduğu anlaşılmaktadır. Amonyak azotu konsantrasyonu, bazı göllerde bekleme zamanı daha uzun olduğundan oldukça düşüktür. Bununla beraber birçok göllerde azot konsantrasyonunun bütün sene yüksek kalması da mümkündür. Bunun sebebi bekleme süresinin kısa, sıcaklığın düşük ve nitrifike edici organizmaların azlığı veya göle gelen amonyağın yüksek oluşudur.

"Kıta içi Su Kaynakları Kalite Kriterleri"ne göre toplam Amonyak Azotu ile ilgili bir değer verilmemiştir. Sadece Amonyum Azotu($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ile ilgili kriter mevcuttur. Ancak EPA'ya göre yüksek pH düzeyine sahip olan sularda amonyum, amonyağa dönüşür ve akuatik yaşam için tehlikeli bir hal alır. Bu nedenle de EPA tarafından amonyak azotunun gölün pH'ına bağlı olarak hesaplandığı aşağıdaki formül verilmiştir.

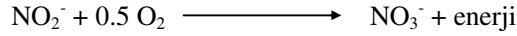
$$\text{CCC} = \frac{0.0858}{1+10^{7.688-\text{pH}}} + \frac{3.70}{1+10^{7.688-\text{pH}}}$$

(CCC=Critical Continius Concanration)(EPA,1999).

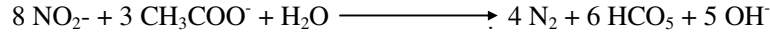
Eşitlik 2.1 pH' değerine göre Göldeki Kritik Amnyak Azotu Konsantrasyonu ($\text{NH}_3\text{-N}$ mg/L)

2.3.7.4. Nitrit Azotu

Nitrit azotu stabil değildir, kolaylıkla kimyasal ve biyolojik yolla oksitlenebilir veya indirgenebilir. İndirgenme hızı pH = 2,0 civarında artar. Nitrit; klor, ozon gibi maddelerle kolaylıkla oksitlenir, eğer yüksek konsantrasyonda ise, suyun tasfiyesi sırasında çok miktarda klor veya ozon sarfına sebep olur. Yüzey sularında nitrit azotu konsantrasyonu 1 mg/L' yi geçmez. Nötral pH da yüzey sularının çoğunda aerobik şartlarda indirgeme ile azot gazına çevrilebilir. Nitrobakter aerobik şartlarda nitrit azotunun nitrifikasyonunu sağlayan en önemli bir bakteri türüdür. Oksidasyon şöyle verilebilir.



Nitrit, nitratin indirgenmesiyle de meydana gelir ve anaerobik denitrifikasyonla da azot gazına parçalanır. Denitrifikasyonu, organik maddeyi enerji kaynağı yapan çeşitli gruptan heterotrofik bakteriler yapar. Aşağıda asetatla olan denitrifikasyon denklemi verilmiştir.



Doğal sulardan azot kaybının başlıca yolu budur.

2.3.7.5. Nitrat Azotu

Nitrat doğal sularda organik azotun oksitlenmesinin son ürünüdür. Ortamdaki azotun oksidasyonu nedeniyle, sudaki çözünmüş oksijenin azalmasına neden olur. Şöyle ki 1 mg/L amonyak azotu nitrata dönüştüğünde, suda 3,87 mg/L oksijen tüketilmektedir.

Nitrat azotu suda kolay çözünür. Bu anyonun güç çözünen inorganik bileşiği yoktur. Doğal sularda bulunduğu şartlarda kimyasal olarak aktif değildir. Bu sebeple nitrat azotu ancak ototrofik ve heterotrofik organizmalar yardımıyla organik maddeye biyolojik bir olayla dönüşür ve nitrit veya azot gazına anaerobik şartlarda indirgenebilir.

Nitratlar sulara çeşitli yollarla karışabilir:

- 1) Hayvansal ve bitkisel atıkların ayrışması sonucu açığa çıkan amonyağın oksitlenmesinden
- 2) Tarımsal alanlarda kullanılan nitratlı gübrelerden
- 3) Atmosferdeki elektriksel deşarjlar sonucunda azotun, azot oksitlere yükseltgenmesinden
- 4) Evsel ve endüstriyel atıklardan

Son yıllarda su kalitesi üzerine kurulan çeşitli komiteler ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) suda bulunabilecek maksimum nitrat konsantrasyonunu 45 mg /L olarak kabul etmiştir. Yurdumuzda da TS 266 ya göre içme suları için maksimum 25 mg /L, kaynak sularında ise 45 mg /L olarak kabul edilmiştir.

2.3.7.6. Azot İyonlarının Yüzeysel Sulardaki Değişimi

Amonyum, nitrit ve nitratın biyolojik önemi uzun yıllardan beri bilindiğinden yüzeysel sulardaki konsantrasyonları ve gösterdikleri değişimler birçok araştırmacının malzeme konusunu oluşturmuştur. Bu araştırmacılara göre azot iyonlarının doğal sulardaki konsantrasyonları mevsimlere bağlı olarak değişiklik gösterir. Genellikle kış aylarında azot mineralinin yüzeyde ve derinlerde dominant olup, 100 µg/L' yi geçtiği saptanmıştır. İlkbahar aylarında ise azot konsantrasyonlarında ani bir düşme görülür, zira bu periyotta gelişen fitoplankton mineral azotu absorbe eder. Yaz aylarında ise çok sıcak yüzey tabakalarında nitrat hemen hemen ortadan kalkar. Mevcut amonyum direkt remineralizasyondan gelir. Nihayet sonbaharda düzenli bir artış görülür.

Azot iyonlarından amonyum ve nitrit yüzeyden itibaren artmaya başlar, fakat belli bir derinlikten sonra tekrar azalarak konsantrasyonları sıfır olur. Buna karşın nitrat yüzeyde çok düşük konsantrasyonlarda olmakla beraber derinliğe paralel olarak artış gösterir.

Mineral azot konsantrasyonlarının mevsimsel ve derinliğe bağlı değişimleri yanında alansal olarak da değişimler gösterdiği saptanmıştır (36).

Ötrofik su ortamlarında su sütununun içindeki ayrı bölgeler(epilimnion, metalimnion, hipolimnion) değişik azot reaksiyonlarının yer aldığı ortamlardır. Özellikle stabil yaz tabakalaşmasının mevcut olduğu durumlarda epilimnion bölgesi nitrifikasyon süreçleri için çok uygun bir ortam oluştururken, hipolimnionda denitrifikasyon süreçleri yer alır.

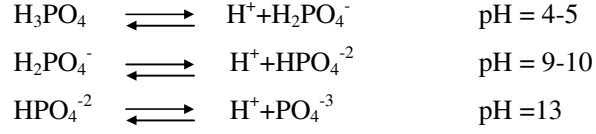
2.3.7.7. Su Ortamında Bulunan Fosfor Formları

Fosfor; canlı organizmalarda, tanecikli veya çözünmüş organik bileşiklerde ve fosfat iyonu halinde suda bulunur.

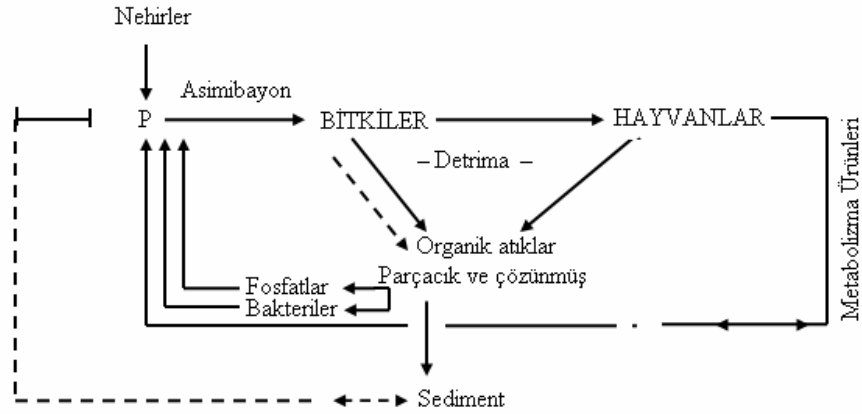
Su organizmalarının ölümünden sonraki bozunmaları sonucu önemli miktarlarda çözünmüş halde organik fosfor oluşur. Organik fosforun önemli bir bölümü ortofosfat ürünü ile ortama geçer. Ayrıca organik detrituslarda, bakteriler tarafından remineralize olabilen fosfor

parçaları da mevcuttur. İnorganik fosfor bitkiler tarafından asimile edilerek, organik madde haline dönüşür.

Suda fosfat bileşiklerinin dağılımı pH'ın fonksiyonu ile değişim gösterir.

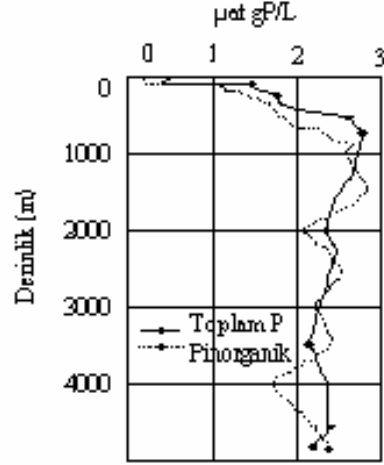


Sudaki mevcut fosfatın %87'si HPO_4^{-2} , %12'si PO_4^{-3} ve %1'i H_2PO_4^- halinde bulunur. Doğal sularda fosfor döngüsü şekilde görülmektedir.



Şekil 2.5 Doğal Sularda Fosfor Dolaşımı (16)

Doğal sularda fosfor konsantrasyonu derinliğe paralel olarak artmaktadır. Maksimum fosfor konsantrasyonu 800-1000 m derinlikteki su tabakalarında rastlanmıştır.



Şekil 2.6. Fosforun Derinliğe Bağlı Değişimleri (16)

Fitoplanktonlar bakımından en fakir olan kış mevsiminde, fosfat konsantrasyonu maksimum düzeye ulaşmaktadır. Su ortamında fosfor, çok yönlü karmaşık kimyasal ve biyokimyasal dengelerin temel elemanlarından biridir. Fosfor gerek doğal su ortamlarında gerekse atık su arıtımında pek çok reaksiyona girer. Su ortamında çeşitli fosfor türleri vardır. Bunlar aşağıda verilmiştir (16).

Su Ortamında Fosfor Türleri	Yapı	Önemli birimler	25 ⁰ C de asit iyonlaşma sabitleri
Ortofosfotlar	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ ^-\text{O} - \text{P} - \text{O}^- \\ \\ \text{O}^- \end{array}$	H_3PO_4 , H_2PO_4^- HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , HPO_4^{2-}	$\text{pK}_{a1} = 2.1$ $\text{pK}_{a2} = 7.2$ $\text{pK}_{a3} = 12.3$
Polifosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} \qquad \qquad \text{O} \\ \qquad \qquad \\ ^-\text{O} - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O}^- \\ \qquad \qquad \\ \text{O}^- \qquad \qquad \text{O}^- \\ \text{pirofosfat} \end{array}$	$\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$, $\text{H}_3\text{P}_2\text{O}_7^-$ $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$ $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$ $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$	$\text{pK}_{a1} = 1.52$ $\text{pK}_{a2} = 2.4$ $\text{pK}_{a3} = 6.6$ $\text{pK}_{a4} = 9.3$
	$\begin{array}{c} \text{O} \qquad \text{O} \qquad \text{O} \\ \qquad \qquad \\ ^-\text{O} - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O}^- \\ \qquad \qquad \\ \text{O}^- \qquad \text{O}^- \qquad \text{O}^- \\ \text{Tripolifosfat} \end{array}$	$\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{2-}$ $\text{H}_2\text{P}_3\text{O}_{10}^{3-}$ $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$ $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$	$\text{pK}_{a3} = 2.3$ $\text{pK}_{a4} = 6.5$ $\text{pK}_{a5} = 9.2$
Metafosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} = \text{P} \diagup \text{O}^- \\ \diagdown \text{O} \diagup \text{O} \\ \text{O} = \text{P} \diagdown \text{O}^- \\ \diagup \text{O} \diagdown \text{O} \\ \text{O} = \text{P} \diagup \text{O}^- \\ \diagdown \text{O} \diagup \text{O} \end{array}$	$\text{HP}_3\text{O}_9^{2-}$, $\text{P}_3\text{O}_9^{2-}$	$\text{pK}_{a3} = 2.1$
Organik fosfatlar	$\begin{array}{c} \text{OH} \\ \\ \text{CH}_2\text{O} - \text{P} - \text{OH} \\ \\ \text{O}^- \\ \\ \text{Glukoz 6 - Fosfat} \end{array}$		

Çeşitli sulardaki fosfor bileşikleri Tablo 2.5’de verilmiştir.

Tablo 2.5 Çeşitli sulardaki fosfor bileşikleri

	Toplam Fosfor (g P/m ³)	Mevcut Çözünmüş Ortofosfat (%)
Evsel atık sular	5 – 20	15 – 35
İkinci derece arıtma yapan tesislerin çıkış suları	3 – 1,0	50 – 90
Tarımsal drenaj	0,05 – 1,0	15 – 50
Kirlenmiş göller	0,01 – 0,04	10 – 30
Ötrofik göller	0,03 – 1,5	5 – 20
Akarsular	0,01 – 1,0	
Okyanuslardaki ortalama değer	0,07	
Yağmur suyu	0,004 – 0,03	

Atık sulardaki fosforun büyük bir bölümü evsel ve endüstriyel orijinli atıklardan ve evlerde kullanılan deterjanın yapısındaki fosfattan ileri gelir. Organik fosfor atomu bir tetraederin merkezinde, oksijen atomları ise köşelerde bulunurlar. Arıtma işlemi uygulanmamış evsel atık suların 1m³’ünde fosfor bileşiklerinin ortalama dağılımı şöyledir.

5 g P ortofosfatlar, 3 g P tripolifosfat, 1 g P priofosfat, 1 g P organik fosfatlar. Arıtılmamış atık suların deşarj edildiği su ortamlarında fosforun %30 – 60’ı organik fosfor şeklindedir. Biyolojik arıtmadan sonra atık sulardaki polifosfatlar ortofosfatlara dönüşür.

2.3.7.8. Ortofosfatlar

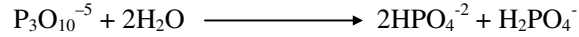
Tabii sularda ortofosfat asidi iyonları halinde bulunan fosfor bileşenlerine mineralize fosfor adı verilir. Tabii sulardaki mineralize fosfor başlıca bifosfat (HPO_4^- ve az miktarda H_2PO_4^-) halinde, çok az miktarda da tersiyer fosfat (PO_4^{3-}) halinde bulunur. Ortofosfat asidinin disosyasyon ürünlerinin miktarı suyun pH’ına bağlıdır ve bu değişim Tablo 2.6’da verilmiştir.

Tablo 2.6. Suyun pH değerine bağlı olarak fosfat asidi ile dissosiasyon ürünleri arasındaki bağıntı

pH								
% Fosfat	5	6	7	8	8.5	9	10	11
H ₃ PO ₄	0,1	0,01	-	-	-	-	-	-
H ₂ PO ₄	97,99	83,67	33,90	4,88	1,60	0,51	0,05	-
HPO ₄ ⁻²	1,91	16,32	66,10	95,12	98,38	99,45	99,59	96,53
PO ₄ ⁻³	-	-	-	-	0.01	0,04	0,36	3,47

Ortofosfatlar toksik olmayan ve bitkilerin beslenme ve gelişmesinde temel maddelerdir. Bu nedenle ortofosfatların bulunduğu yerde bitkiler hemen canlanır ve çok çabuk büyür.

Sularda doğal olarak çok düşük düzeylerde bulunan ortofosfat iyonlarının yanı sıra antropojenik kaynaklardan özellikle de deterjanlardan ve kafes balıkçığından da kaynaklanan ortofosfat iyonları bulunmaktadır. Deterjanlarda kullanılan başlıca kompleksleştirici tiripolifosfat (Na₅P₃O₁₀)’dır. Bu madde zamanla hidroliz olur ve ortofosfatları verir.

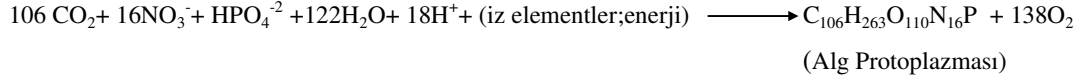


Bugün için şu bir gerçek; fosfatlar atık sularda en önemli bir problemdir. Kirlenmemiş göl sularında ortalama 0.06 ppm fosfat bulunurken, kirlenmiş göl sularında bu miktar bazen 6 ppm’e kadar çıkabilmektedir. Bu son derece yüksek bir değerdir. Bunun içinde özellikle antropojenik kaynaklı fosfatların suya karışmasını önlemek için son yıllarda bilim çevreleri büyük gayretler göstermektedir. Bu bilim çevrelerine göre;

1. Fosfatların bir yerden uzaklaştırılması konusundaki teknoloji, azot ve karbonun uzaklaştırılması teknolojilerinden daha çok gelişmiştir. Fosfat uzaklaştırılacak olursa, bu sınırlayıcı bir faktördür ve özellikle yosunların üremesini durdurur.
2. Fosfatların sulara karışma mekanizmaları karbon ve azotun karışma mekanizmaları kadar karışık değildir.
3. Su bitkileri için karbon ve azot atmosferden temin edilebilir. Fakat fosfor için böyle bir kaynak yoktur.

2.3.8. Toplam Fosfor ve Ötrofikasyon

Göllerde nutrientler ve solunum ile fotosentez arasındaki denge basitleştirilmiş stokiometrik denklemle aşağıdaki gibi ifade edilebilir (27).



Çeşitli göllerde yapılan araştırmalar sonucunda, suda çözünmüş halde bulunan fosfat, nitrat ve karbonat arasındaki mol oranları yaklaşık olarak P/N/C=1/16/106 olarak bulunmuştur. Aynı oranların alg protoplazmasında da görülmesi ilginçtir. Işığın girebildiği üst tabaka sularında, fotosentez olayı sırasında fosfat, nitrat ve karbonat sudan elimine olurlar ve 1/16/106 oranında alg biyosentezinde kullanılırlar. Daha derin su tabakalarında çökelmiş algler mineralleşir. Dolayısıyla fosfat, nitrat ve karbonat karbonu aynı oranlarda açığa çıkarlar. Oksijenin gerek fotosentez ve gerekse solunum reaksiyonlarına katılması nedeniyle, fosfat ile çözünmüş oksijen arasında ($\text{O}_2/\text{P} = 138/1$), nitrat ile oksijen arasında ise ($\text{O}_2/\text{N} = 9$) mol oranları da gözlenir. Doğal sularda karbon (CO_2 veya HCO_3^- formunda) bol miktarda mevcuttur. İz metallerin de (Mn, Mo, vs.) toplam rezervi sucul bitki ve alg gereksiniminden çok daha fazladır. Böylece birçok durumda, azot ve fosfor su ortamındaki büyüme olayında sınırlayıcı olur. Bu iki element, fotosentez organizmalarının büyüme potansiyellerini belirler.

Pek çok gölde, fosfor derişiminin sifra yaklaşması durumunda, azot genellikle kayda değer konsantrasyonlarda bulunabilir. Bu tür göllerde fosfor, biyomas sentezinde azota oranla daha etkin bir sınırlayıcı element olarak kendini göstermektedir. Gölde derin su ve sediment taşınımını içeren hareketten ötürü, sürekli bir nutrient yenilenmesi mevcuttur. Bundan ötürü, örneğin bazı iz elementler (Mn, Mo, vs.) göllerde çok ender sınırlayıcı olurlar. Böylece bir çok iç sularda fosfor, üretimi etkileyen en önemli etken olarak kendini gösterir.

Eğer göl suyuna sürekli fosfor girişı olursa yukarda açıklanan nedenlerden dolayı önce canlı miktarında aşırı artış ve daha sonrada oksijen tüketilmesine bağılı olarak ötrofikasyon olayı gerçekleşir.

Göller ötrofikasyon durumlarına göre Oligotrof, Mezotrof, Ötrof, Distrof göller olmak üzere dört grupta incelemek mümkündür (23).

2.3.8.1. Oligotrof Göller

İlk oluşın göllerdir. Bu göller zamanla diğır göl tipleri haline dönüşür. Oligotrof göllerin özellikleri aşağıda sıralanmıştır.

1. Oldukça derin göllerdir.
2. Hipolimnion tabakaları geniştir.
3. Besleyici elementler az olup, besince zengin değildirler.

4. Üretim az olup, verimsiz göllerdir.
5. Oksijen tüm derinliklerde bolca bulunmaktadır.
6. Görünümleri berrak ve mavidir.
7. Kıyılarında bitki kuşağı bulunmamaktadır.
8. Alg patlaması olmamaktadır.
9. Suları oldukça soğuktur.
10. Su ürünleri bakımından fakirdir.

2.3.8.2. Mezotrof Göller

Oligotrof göller ile ötrof göller arasında bir geçiş gölü olarak kabul edilirler. OECD'ye göre toplam fosfor konsantrasyonu 10-35 µg/L, klorofil-a konsantrasyonu 2.5-8.5 mg/L ve seki görünürlüğü 6-3 m olan göller mezotrofiktir.

2.3.8.3. Ötrof Göller

Oligotrof göllerin özellikleri, zamanla değişerek ötrof göller oluşmaktadır. Bu değişimde kirlenme çok etkilidir. Ötrof göllerin özellikleri aşağıda sıralanmıştır.

1. Suları besince zengin, askıda ve dipte bolca organik madde vardır.
2. Gölde üretim çok olup, bu göller oldukça verimli göllerdir.
3. Çözünmüş oksijen, yüzeyde çok derine doğru az ve bazen dipte yoktur.
4. Kıyılarda zengin bitki kuşağına rastlanabilmektedir.
5. Göl sularının rengi yeşil ve tonlarında olup, berrak değildir.
6. Az derin göllerdir ve kıyıları düzdür.

2.3.8.4. Distrof Göller

Göllerin evrim sürecinin son halkasını oluşturmaktadır. Artık göl sularının özellikleri, ilk oluşumuna göre oldukça farklılaşmış olup, göl yok olma aşamasına ulaşmıştır. Distrof göllerin bazı özellikleri aşağıda sıralanmıştır.

1. Su rengi sarı veya kahverengidir.
2. Göl suları humus yönünden zengindir.
3. Göl suları, hafif asidik özelliktedir.
4. Bu göller, oldukça sığ göllerdir.
5. Bataklık oluşmaya başlamıştır.

Ötrofikasyonun aşamalarını gösteren, trofik tiplerin sınır değerlerine sınıflandırılması Tablo 2.7’de ve su kalitesi değişkenlerine dayalı trofik statü sınıflandırması Tablo 2.8’de verilmiştir.

Tablo 2.7 Trofik Tiplerin Sabit Sınır Değerleriyle Sınıflandırılması (37).

Trofik Kategori	Ortalama TP	Ortalama Chl	Ortalama Seki
Ultraoligotrofik	< 4,0	< 1,0	> 12,0
Oligotrofik	< 10,0	< 2,5	> 6,0
Mezotrofik	10–35	2,5-8	6-3
Trofik	35–100	8–25	3-1,5
Hipertrofik	> 100	> 25	> 1,5

TP = Göldeki yıllık fosfor konsantrasyonu (µg/L)

Chl = Klorofil-a konsantrasyonu (µg/L)

Seki = Seki Derinliği (m)

Tablo 2.8 Su Kalite Değişkenlerine Dayalı Trofik Statü Sınıflandırması (38).

Değişken	Oligotrofik	Mezotrofik	Ötrofik
Ortalama Toplam Fosfor	8	27	84
aralık (n)	3-18 (21)	11-96 (19)	16-390 (71)
Ortalama Toplam Azot	60	750	1900
aralık (n)	360-1600 (11)	360-1400 (8)	390-6100 (46)
Ortalama Klorofil a	1.7	16	43
aralık (n)	0.3-11 (16)	5-50 (12)	10-280 (46)
Ortalama Seki derinliği (m)	9,9	4.2	24
aralık (n)	5.4-28 (13)	1.5-8.1 (20)	0.8-7.0 (70)

NOT: Birimler µg/L, ortalamalar geometrik yıllık ortalamalardır.

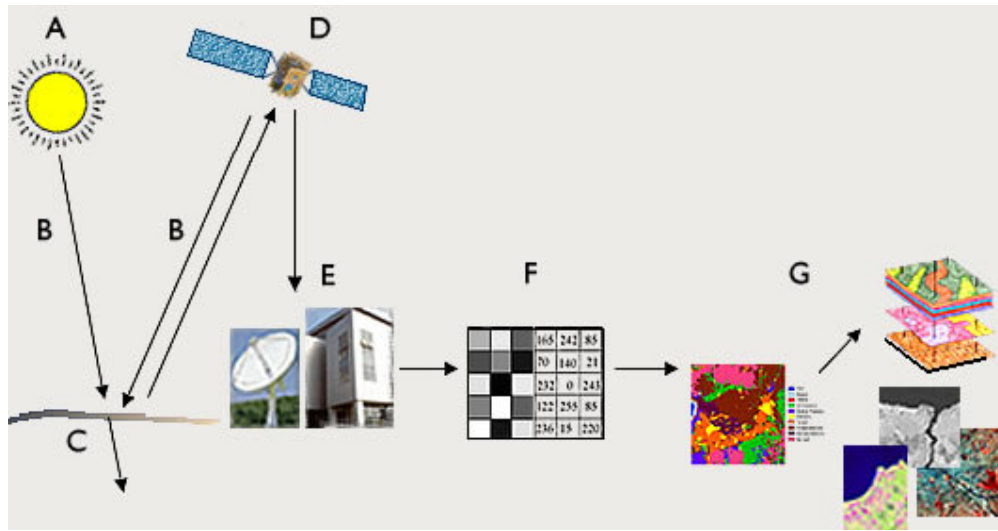
2.4. Coğrafi Bilgi Sistemleri ve Uzaktan Algılama (CBS ve UA)

2.4.1. Uzaktan Algılama (UA)

Uzaktan Algılama, yeryüzünden belirli uzaklıkta, atmosferde veya uzayda hareket eden platformlara yerleştirilmiş ölçüm aletleri aracılığıyla, objelerle fiziksel temasa geçilmeden, yeryüzünün doğal ve yapay objeleri hakkında bilgi alma ve bunları değerlendirme tekniğidir (39). UA kısa biçimde ise tele kayıt (tele-detection) ya da dünyanın gözlenmesi (earth observation) olarak tanımlanabilir. UA genel anlamda çoğunlukla görüntünün oluşturulması ile konum olarak durağan veya hareketli, uzak mesafelerden yer yüzeyinin gözlenmesinde kullanılan yöntemler, teknikler ve araçların bütünüdür (40). Başka bir deyişle, UA sistemleri yer yüzeyine ait yararlı bilgiler elde etmek için yapılan bütün kayıt, işleme, analiz, yorumlama ve sonuç olarak bilgi üretme gibi aktiviteleri kapsar (41).

Genel olarak UA süreci “veri elde etme” ve “veri işleme” aşamalarından oluşur. Her şeyden önce hedefe bir kaynak tarafından enerji gönderilmesi gerekmektedir. Bu kaynak hedefi aydınlatır veya hedefe elektromanyetik enerji gönderir. Optik uydular için enerji kaynağı güneştir (Şekil 2.7, A), ancak radar uyduları kendi enerji kaynaklarını üzerlerinde taşır ve elektromanyetik enerji üreterek hedefe yollar. Enerji, kaynağından çıkarak hedefe yol alırken atmosfer ortamından geçer ve bu yol boyunca bazı etkileşimlere maruz kalır (Şekil 2.7, B). Atmosferin ışık ve elektromanyetik enerji üzerinde hem saçılma hem de yutulma etkisi vardır.

Güneş ışınımı, atmosferdeki gaz molekülleri ve duman, buhar, toz, tuz kristalleri, yağmur damlaları gibi askıda maddeler nedeni ile saçılır. Ayrıca güneş ışınımı, su buharı, karbondioksit ve ozon ortamlarında yutulur. Atmosfer ortamından geçen elektromanyetik dalga, hedefe ulaştığında hem ısıtım hem de hedef özelliklerine bağlı olarak etkileşimler oluşur. Cisme gelen ışınımın dalga uzunluğuna ve cismin fiziksel özelliklerine bağlı olarak, geçirilme, yansıma ve yutulma gerçekleşir (Şekil 2.7, B,C). Yeryüzündeki cisimler, radyometrik yansıtımlarındaki farklılıklarından ayırt edilebilirler. Farklı cisimler elektromanyetik spektrumun farklı bölgelerinde farklı yansıtım gösterirler (41,42).



Şekil 2.7 UA sürecinin gösterimi (42).

2.4.2. Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS)

Coğrafya ile ilgili grafik ve grafik olmayan verilerin kullanıcı ihtiyaçlarını karşılayacak biçimde çeşitli kaynaklardan toplanması, depolanması, işlenmesi, analiz edilmesi, yönetilmesi ve sunulması fonksiyonlarını bütünsel olarak yerine getiren donanım ve yazılım bileşenlerinden oluşan bir organizasyondur (43, 44, 45).

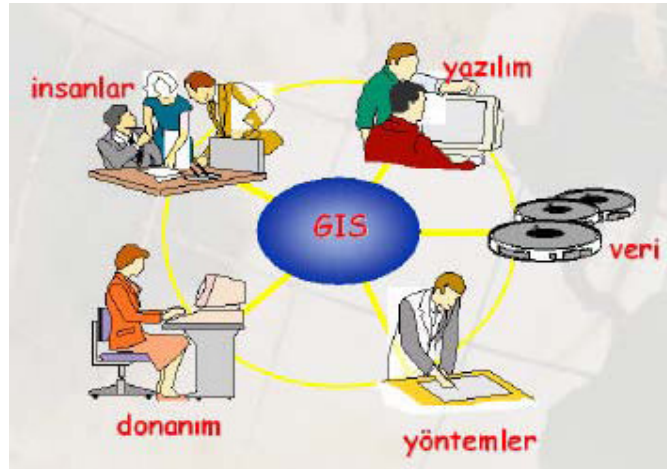
CBS haritaları ve resimleri tutmaz, veritabanını tutar. Veritabanı kavramı CBS nin kalbidir. Ayrıca CBS veritabanında depolanmış verileri kullanarak, harita üzerindeki detaylara ilişkin yeni bilgilerde hesaplar (46). CBS veri yapıları yönünden diğer bilgi sistemlerinden farklıdır. Çünkü CBS deki varlıklar coğrafi varlıklardır ve bu nedenle grafik olmayan bilgilerin

yanında grafik bilgilerin de bütünleşik olarak tutulması gerekmektedir. Diğer yandan CBS`de varlıklar arasında alışagelmiş ilişkilerin dışında konuma bağlı ilişkiler de yer almaktadır (47).

CBS'nin beş temel bileşeni vardır. Bunlar; (1) donanım, (2) yazılım, (3) veri, (4) insanlar ve (5) yöntemlerdir. CBS'nin işlemlerini mümkün kılan bilgisayar ve buna bağlı yan ürünlerin bütünü donanım (hardware) olarak adlandırılır. Bütün sistem içerisinde en önemli araç olarak gözüken bilgisayar yanında yan donanımlara da ihtiyaç vardır. Örneğin, yazıcı (printer), çizici (plotter), tarayıcı (scanner), sayısallaştırıcı (digitizer), veri kayıt üniteleri (data collector) gibi cihazlar bilgi teknolojisi araçları olarak CBS için önemli sayılabilecek donanımlardır (44, 45,46, 48).

Yazılım (software), coğrafik bilgileri depolamak, analiz etmek ve görüntülemek gibi ihtiyaç ve fonksiyonları kullanıcıya sağlamak üzere, yüksek düzeyli programlama dilleriyle gerçekleştirilen algoritmalarlardır. En popüler CBS yazılımları olarak Arc/Info, Intergraph, MapInfo, SmallWorld, Genesis, Idrisi, Grass vb. verilebilir. İyi bir CBS yazılımı, coğrafik veri/bilgi girişi ve işlemi için gerekli araçları bulundurmali, bir veri tabanı yönetim sistemine sahip olmalı, konumsal sorgulama, analiz ve görüntülemeyi desteklemeli ve ek donanımlar ile olan bağlantılar için ara-yüz desteği içermelidir (48).

CBS'nin en önemli bileşenlerinden biri de "veri"dir. Grafik yapıdaki coğrafik veriler ile tanımlayıcı nitelikteki öznitelik veya tablo verileri gerekli kaynaklardan toplanabileceği gibi, piyasada bulunan hazır haldeki veriler de satın alınabilir. CBS konumsal veriyi diğer veri kaynaklarıyla birleştirebilir. Veri kaynaklarının dağınıklığı, çokluğu ve farklı yapılarda olmaları, bu verilerin toplanması için büyük zaman ve maliyet gerektirmektedir (48).



Şekil 2.8 Coğrafi Bilgi Sistemi Bileşenleri (48)

Günümüzde CBS aşağıda verilen başlıklar altında başarıyla kullanılmaktadır ve kullanım alanları gün geçtikçe artmaktadır (48).

- Çevre yönetimi: Çevre düzeni planları, çevre koruma alanları, ÇED raporu hazırlama, göller, göletler, sulak alanların tespiti, çevresel izleme, hava ve gürültü kirliliği, kıyı yönetimi, meteoroloji, hidroloji.
- Doğal kaynak yönetimi: Arazi yapısı, su kaynakları, akarsular, havza analizleri, yabani hayat, yeraltı ve yerüstü doğal kaynak yönetimi, madenler, petrol kaynakları.

2.4.3. Coğrafi Bilgi Sistemleri Tekniklerinin Yüzey Sularına Uygulanması

Sular kaynaklarına göre yüzeysel sular ve yeraltı suları olarak iki grupta incelenirler. Akarsu, baraj, göl ve göletler temel yüzeysel sulardır (49). Çeşitli amaçlarla tatlı suya duyulan ihtiyacın arttığı şu günlerde baraj, göl, gölet ve akarsular gibi yüzey sularının temel karakteristiklerinin bilinmesi, onların planlı bir şekilde kullanılabilmesi için son derece önemlidir (50).

Su kaynakları yönetimi günümüzde birçok dünya ülkesinde uygulamaya konulmuştur. Örneğin Avrupa Birliği ülkeleri mevcut su kaynaklarını entegre nehir havzaları yönetimi geliştirerek korumaya çalışmış ve bunun için AB Su Çerçeve Direktifi geliştirmiştir. Amerika Birleşik Devletleri, su kaynakları yönetiminde yeraltı suyu, yüzey suları ve su kalitesi arasında bütüncül bir yönetim sistemi benimsemiştir. Su kaynaklarının entegre ve optimum yönetimi bilişim teknolojisi araçlarının ve yazılımlarının birbiriyle uyumlu bir şekilde çalışması ile mümkündür. Özellikle Coğrafi Bilgi Sistemleri yazılımlarında son değişimler, ilişkisel veritabanlarının kırılmaz ve güvenilir hale gelmesi, animasyon yazılımlardaki gelişmeler (Macromedia ürünleri) su kaynakları yönetiminde daha iyi, güvenilir ve esnek modellerin gelişmesini sağlamıştır (51). Son yıllarda CBS tekniklerinin, grafiksel kullanıcı arabirimlerinin ve veritabanlarının MS Windows yazılımları ile mükemmel iletişimi, kullanıcılar için geliştirilmesi ve anlaşılması kolay modellerin yazılımlarını sağlamıştır (52).

Akarsu, baraj, göl ve gölet gibi her geçen gün kirlilik yükleri daha da artan su kaynaklarının su kalitelerinin, sürekli izlenmesi gerekmektedir. Kirlenmeye maruz kalan bu suların incelenmesi sırasında su özelliklerinin birçok noktalarında ölçüm yapılarak tayin edilmesi emek, zaman ve paraya mal olmakta oysa dinamik bir yapıya sahip olan çevrede bu bilgilerin sık sık toplanması yeni bir emek ve zaman külfeti getirmektedir. Su yüzeyinden yansıyan güneş enerjisini algılayarak kirlilik hakkında global bilgi edinmemizi sağlayan uydu

teknolojisi emek, zaman ve para külfetini en aza indirerek, daha kısa zamanda daha geniş alanların su kirliliğini izlemememize imkan vermektedir (53).

UA teknikleri ile suyun klorofil içeriği, askıda organik ve inorganik parçacıkların miktarı ve suyun derinliği güneş radyasyonunun yansımaları  zelliliğinden yola çıkılarak belirlenirken, son yıllarda yapılan çalışmalarla UA ve CBS tekniklerinin birleştirilmesi sonucu üretilen raster haritalar sayesinde su kalitesi ile ilgili parametreler görsel olarak üretilmektedir.

2.4.4. Coğrafi Bilgi Sistemleri Tekniklerinin Yüzey Sularına Uygulanması ile İlgili Yapılan Bilimsel  alışmalar

Sulardaki kirliliğin sürekli olarak izlenmesinde coğrafi bilgi sistemleri (CBS) ve uzaktan algılama (UA) teknikleri son yıllarda bilim çevrelerince yaygın olarak tercih edilen bir yöntemdir. Bu çalışmalara yurt dışında ve yurt içinde bazı örnekler aşağıda verilmiştir.

Tripathi ve Sing (2000), tarafından yapılan çalışmada Hindistan'da bulunan Upper Gölü'nün bölgesel kirlilik haritası Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) teknikleri kullanılarak oluşturulmuştur. Çalışmada  evresel parametreler ölçülerek gölün uzaysal veri tabanı CBS yazılımında oluşturulmuş, oluşturulan yazılım IRS-IC LISS III uzaktan algılama yazılımı ile birleştirilmiştir. Çalışma sonucunda spektral yansımaları analizi yapılmıştır. Çevresel parametrelerden klorofil-a, süspansiyon halinde çözünmüş katı madde ve seki derinliği CBS dağılım haritaları, spektral yansımaları analizi sonucu türetilen uydu görüntüleriyle kıyaslanmış ve regrasyon analizleri yapılmıştır. Söz konusu su kalitesi parametrelerinin CBS haritaları ile uydu görüntüleri arasında uyum bulunmuş ve gölün kirlilik yükünün bu teknikle tahmin edilebileceği sonucuna varılmıştır (54).

Han ve Rundguist (1994), yüzey suları ve uzaktan algılama ile ilgili yaptıkları çalışmada, suyun içerisinde bulunan algler, suyun berraklığı ve yansımaları açısı arasındaki ilişkiyi incelemişdir. Yapılan  alışma sonucunda klorofil-a konsantrasyonu 3  g/L hassasiyetle tahmin edilebilmiştir (55).

Lathrop ve Lillesand (1989)'ın su kalitesi ile yaptıkları bir çalışmada SPOT Multispektral bilgisi ile CBS birleştirilmiş, RS/GIS yaklaşımı bulunmuştur (56).

Wang ve ark. (2006) tarafından yapılan çalışmada Reelfood Gölü'nün su kalitesi CBS kullanılarak değerlendirilmiştir. Yapılan çalışmada klorofil-a konsantrasyonu gibi bazı su kalitesi parametrelerinin uzaysal görüntüleri, Landsat TM 2 ve Landsat TM 3 Uzaktan Algılama teknikleri kullanılarak oluşturulmuş sonuçlar regrasyon analizi yapılarak incelenmiştir. Sonuçta

Landsat TM 2 uydu görüntüsü ile su kalitesi arasında pozitif ilişki, Landsat TM 3 uydu görüntüsü ile negatif ilişki tespit edilmiştir (57).

Dwivedi ve Narin (1987), Lathrop (1992), değişik yıllarda ve bölgelerde yaptıkları çalışmalarda Landsat Thematic Mapper haritalama tekniğini kullanmışlardır. Bu haritalama tekniği toplam katı madde, seki derinliği, türbidite, klorofil-a gibi bazı su kalitesi parametrelerine ait uzaysal dağılım haritalarıyla spektral bilgiyi içeren uzaktan algılama tekniklerinin birleştirilmesi sonucu oluşturulmuştur. Söz konusu çalışmalarda su kalitesi parametrelerinin ölçülmesi ve uzaysal veri tabanına aktarılması sonucu elde edilen haritalar ile göle ait yansıma değerlerini içeren uydu görüntüleri arasında R^2 değerini içeren bir ilişki bulunmuştur (58,59).

A.B.D Georgia'da Atlanta Jeolojik Araştırma Servisi bünyesi altında "Batı Avrupa Çevre Programı" geliştirilmiştir. Program kapsamında 1984-1993 yılları arasında fosfor/karbon temelli kıyısız coğrafi bilgi sistemleri incelenmiş, zemin suyuna alternatif yüzey suları CBS ile takip edilmiş, ağır metal dağılımları CBS ile oluşturulmuştur. Çalışma sonucunda Georgia kıyısında ekonomik önemi olan mineraller CBS yazılımlarına işlenmiş ve Batı Avrupa ülkelerine ait çevre programı geliştirilmiştir (60).

Tran ve ark. (2002), tarafından yapılan çalışmada, İzlanda'nın Halbox bölgesinde Yalahau Lagününde kıyısız kirliliği belirlemek için CBS kullanılarak fiziksel ve kimyasal parametreler, uzaysal veri tabanına işlenmiştir. Çalışma yılın yağışlı ve kuru mevsimlerinde yüzey ve dip suyu örneklerinin alındığı 42 istasyonda gerçekleştirilmiş ve çalışma sonunda söz konusu lagün için nitrit, nitrat ve fosfat'tan çok organik materyallerin kirliliğe sebep olduğu oluşturulan haritalar ile tespit edilmiştir (61).

Demirci ve ark. (2006), tarafından yapılan çalışmada İstanbul Küçükçekmece Su Havzasının 1963-2005 yılları arasındaki arazi kullanım değişimleri uzaktan algılama ve CBS yöntemleri ile analiz edilmiştir. Yapılan çalışmada arazi kullanım sınıflandırmaları 1963 yılı Corona Uydu Görüntüsü, 1996 yılı hava fotoğrafı ve 2004 yılı yüksek çözünürlüklü İKONOS görüntüleri kullanılmıştır (62).

Kurar ve Aydın (1992), tarafından İstanbul Boğazında su kirliliğinin zamanla değişimi ortaya çıkarılmaya çalışılmıştır. Bu amaçla yeryüzü çalışmalarından elde edilen kirlilik parametreleri (askıda katı madde dağılımı, oksijen dağılımı ve seki ölçümü) dikkate alınarak çalışılacak bölgenin 1977-1984 yıllarına ait Landsat uydu verisi ve 1990 yılına ait SPOT uydu verisi kullanılmıştır. İlk olarak uydu verileri zenginleştirilerek göz yorumu yapılmıştır. Daha sonra görüntüler eğitilmiş sınıflandırma tekniği kullanılarak sınıflandırılmış, yapay renkli görüntüler elde edilmiştir. Adı geçen çalışma sonucunda sınıflandırılmış görüntüler üzerinde kirlilik dağılımı başarılı bir biçimde ortaya konulmuştur (53).

Şener ve arkadaşları tarafından 2005 yılında yapılan çalışma ile Burdur Gölünün kıyı kenar çizgisi değişimleri çeşitli uzaktan algılama yöntemleri kullanılarak incelenmiştir. Araştırmada Burdur Gölü'nün batimetri haritası, topoğrafik haritası ve Arcinfo 7.2.1. yazılımı yardımıyla araştırma sahasının sayısal yükselti modeli oluşturulmuştur. Sonuçta göl alanında %27'lik bir azalma olduğu uzaktan algılama kullanılarak ortaya konulmuştur (63).

2.5. Fosfor Yükünün Modellenmesi ve Göllerin Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesi

2.5.1. İç Sularda Ağ Kafeslerde Balık Yetiştiriciliğinin Çevresel Etkileri

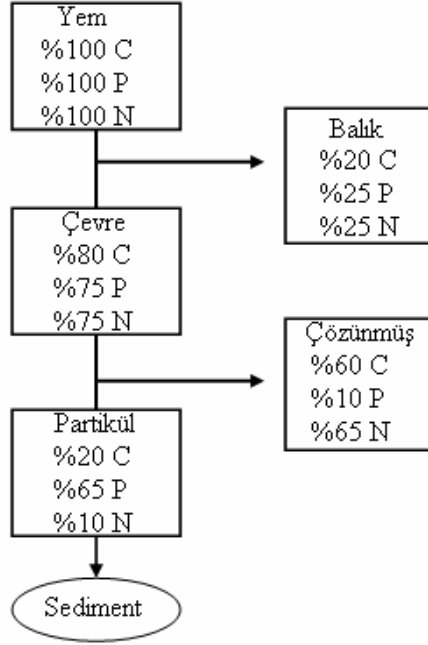
İç sularda insanoğlu tarafından bilinçsizce yapılan uygulamalar sonucunda ötrofikasyon süreci hızlanmakta ve göller yok olma tehlikesiyle karşı karşıya kalmaktadır. Göllerdeki fosfor ve azot gerekli yoğunluklarda verimliliği artırırken, belirli düzeyin üzerindeki yoğunluklar sularda ötrofikasyona sebep olduklarından zararlı etkilere yol açmaktadır. OECD' nin belirlediği sınır değerlere göre yıllık ortalama toplam fosfor konsantrasyonu 35 µg/L' nin, toplam N konsantrasyonu 1875 µg/L' nin üzerinde olan göller ötrofikasyona uğramış göllerdir (37).

Kıyı sularının kirlenmesine neden olan önemli faktörlerden bir tanesi de yetiştiricilik yapılan kafes sistemleridir. Ağ kafeslerde balık yetiştiriciliği, kar amacı düşünüldüğünde oldukça, avantajlı bir üretim şeklidir. Ancak bu faaliyetin üreticiler tarafından rağbet görmesi ve faaliyetin yaygınlaşması durumunda baraj göllerinde özellikle kıyı kesimlerde su kalitesinde olumsuzlukların başlayacağı tahmin edilmektedir (64). Kafes çiftliklerinden kaynaklanan atıklar; tüketilmeyen yem, dışkılar ve boşaltım ürünlerinin oluşturduğu çözünmeyen ve çözünabilir formda maddelerdir. Bunlar; organik karbon, azot ve fosfor fraksiyonlarıdır (3,65,66). Entansif balık kültürünün en önemli çevresel etkisi, bulunduğu su ekosistemin fiziksel ve kimyasal özelliklerini önemli derecede değiştirmesidir.

Çalışmalar kafeslerin içinde bulunduğu su kütlesinin içinde ve çevresinde askıda katı madde, alkalinite, fosfor, inorganik azot konsantrasyonlarında artış ve çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında azalmalar olduğunu göstermiştir (67). Entansif kafes kültürünün suyun fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana getirdiği değişikliklerin en önemli nedeni dışarıdan suya yem eklenmesi ve yemin önemli oranda kaybedilmesidir (68).

Kafes kültür sistemlerinde yapılan araştırmalar, 250 g ağırlığındaki gökkuşağı alabalığı kafeslerinde 1 ton balık üretebilmek için çevreye yemle 289 kg katı atık yükü eklendiğini göstermiştir (69). Balık yemindeki karbonun yaklaşık %60 çözünmüş; %20 partiküle, fosforun

%10 çözünmüş; %65 partiküle ve azotun %65 çözünmüş; %10 partiküle formda çevreye girdiğini ve sedimentte çöktüğü belirtilmiştir (70).



Şekil 2.9 Alabalık Kafesler Kültüründe Yemlerden Kaynaklanan Nutrient Akış Şeması (70).

Küçük kıyasal ekosistemler mineral besin elementlerinin miktarındaki artışa karşı ilk tepki veren bölgelerdir. Bu nedenle de baraj gölleri gibi iç sularda, küresel ölçekte bir sorun olan ötrofikasyon ile ilgili bazı değişkenlerde ki varyasyonun varlığının tespit edilmesi, çalışılan bölgenin, bu önemli çevre sorunu konusundaki durumunun belirlenmesine katkıda bulunmaktadır.

2.5.2. Fosfor ve Balık Yemi

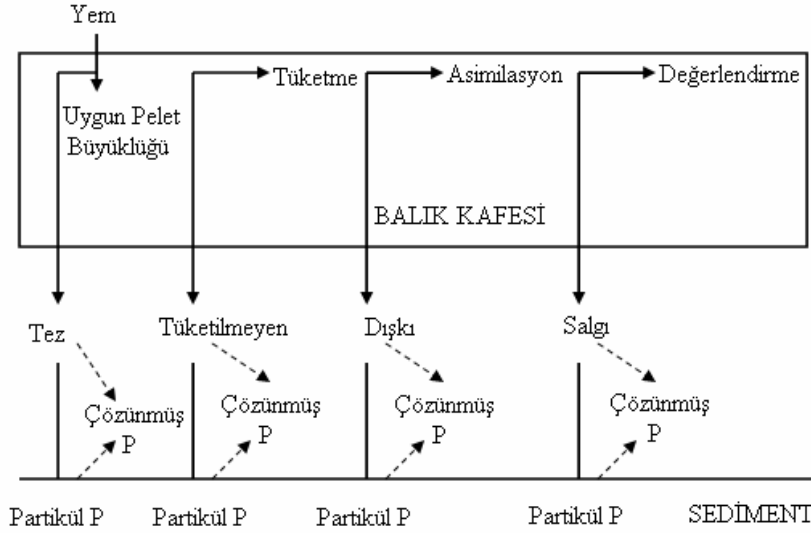
Fosfor, normal büyüme ve kemik gelişimi, asit-baz düzenleme mekanizmasının korunması, lipid ve karbonhidrat metabolizması için tüm balıklar tarafından alınması zorunlu bir elementtir. Balıkların sudaki çözülmüş fosforu absorpsiyon oranı genellikle çok düşük olduğundan, fosfor gereksinimlerini asıl olarak yemlerden karşıladıkları bilinmektedir. Fosfor ılıman ve tropikal tatlı sularda prodüksiyonu sınırlayan temel faktör olduğundan, su kütlesine fosforun girişi produktiviteyi değiştirir.

Ilıman bölgelerde entansif alabalık kültürü için kullanılan yemlerin büyük çoğunluğu ticari olarak üretilen kuru pelet yemlerdir. Yapılan çalışmalarda ticari alabalık yemlerinin ortalama fosfor içeriğinin yaklaşık %1,5 olduğu belirlenmiştir (70).

Özetle fosfor, balıkların neredeyse yalnızca yemden almaları gereken esansiyel bir mineraldir. Entansif kültür için geliştirilen yemlerin çoğunluğu gereksinim miktarı kadar veya kısmen balıklar tarafından kullanılamayan formda fosfor içerirler. Alabalıklar gibi boyut seçici tercihlere sahip balıklar hasar görmüş peletleri yemezler ve yenmeyen yemler atık olarak çevreye katılır. Buna ek olarak paketlenme ve taşıma süresince oluşan ve yem paketinin yaklaşık %2 oranında kabul edilen toz yemler de, genellikle çevreye atık olarak girmektedir (3).

2.5.3. Balık Yetiştiriciliği ile Çevreye Karışan Fosfor Miktarının Hesaplanması

İç sularda entansif balık yetiştiriciliği sonucu çevreye fosfor girişi Şekil 2.10'da gösterilmiştir.



Şekil 2.10 Entansif Kafes Yetiştiriciliği ile Çevreye Fosfor Girişi (3).

Penczak, T., ve ark., 1982' tarafından, çevreye toplam nutrient girişinin ($Nut_{\text{çevre}}$), yemle eklenen (Nut_{yem}) ve hasat edilen balıklar tarafından asimile edilen nutrientlerin ($Nut_{\text{balık}}$) miktarları arasındaki farka eşit olduğu hesaplanmıştır ($Nut_{\text{çevre}} = Nut_{\text{yem}} - Nut_{\text{balık}}$) (71). Çalışmalarda pelet yem ve atık balıkların karışımından elde edilen bir yem kombinasyonu kullanılmıştır. Yemlerin ve hasat edilen balıkların karbon, azot ve fosfor içeriği tayin edilmiş ve göle giren nutrient yükleri hesaplanmıştır (70).

Kullanılan yemin fosfor içeriği ve sindirilebilirliğine bağlı olarak çevreye giren toplam fosfor yükü değişebilir. Gökkuşuğu Alabalığı kafes kültürü için yaygın FCR değerleri (Yem Yararlanma Oranı) 1,5-2,0:1 arasındadır ve bu nedenle üretilen her ton balık için çevreye giren toplam fosfor yükü 17-25 kg arasında değişir (3). Yapılan çalışmalara dayanarak entansif kafes yetiştiriciliği için toplam yem kaybının %10-30 arasında olduğu tahmin edilmektedir (71). Sindirilen fosforun yalnızca %32'sinin (verilen yemin %23'ü) asimile edildiğini ve kullanıldığını, kalan kısmın dışkı ve ürün ile atıldığını göstermiştir.

2.5.4. Fosfor Yüküne Sucul Ekosistemin Tepkisinin Modellenmesi

Kirlilik, insan faaliyetlerinin bir sonucu olarak, çevrede bir maddenin varlığında olan artışın oluşturduğu değişimin sonucu zararlı etkilerin ortaya çıkışıdır. GESAMP çevresel kapasiteyi; diğer adıyla alabilme, hazmedebilme, özümseyebilme kapasitesini, “belirli bir aktiviteye bu aktivitenin hızına kabul edilemez ölçüde bir zararlı etki görülmeden tahammül edebilme ölçüsü” olarak tanımlanmaktadır. Yani ekosistemin atık maddelerin belirli konsantrasyonlarıyla, belirgin zararlı bir etki ortaya çıkmadan baş edebilme kapasitesidir. Çevresel kapasite, çevresel tehlikenin belirlenmesi amacıyla artık maddelerin potansiyel zararlı etkilerinin, maddelerin yapısal özellikleri ve canlılara zarar verme imkânları göz önüne alınarak, tahmin edilmesi için kullanılan bilimsel bir anahtardır (72).

Modeller, incelenen su kalitesi problemiyle ilişkili doğal veya insanın neden olduğu olayları belirlemeye çalışır. Bir tahmin aracı olarak modelleme, su kütlesini kuşatan çevredeki değişikliklerin, su kalitesi üzerine etkilerinin tahminine ve değerlendirilmesine olanak sağlar. Bir modelin kullanımında amaç, problemin öngörüsünü elde edeceğimiz tüm bilgileri (veya en önemli) sentezleyerek problem hakkında olası en iyi tahmini yapabilmektedir (73). Su kalitesi modellenmesinde, sabit durumlu kabullere dayanan çok kolaylaştırılmış girdi-çıkı modellerinden, karmaşık ekolojik modellere kadar çeşitli su kalitesi modelleri kullanılmaktadır (74).

Geliştirilen modeller arasında, fosfor kütle dengesi modelinden uyarlanarak entansif kafes kültür uygulamasından sucul çevreye giren fosfor yükünü tahmin eden ve az sayıda değişkenin kullanıldığı modeller test edilmiş ve doğrulanmıştır (3).

Fosfor yükündeki artışa sucul ekosistemlerin tepkisini belirlemek için kullanılan modeller temel olarak iki tiptir. Alg gelişimini yöneten anahtar fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemlerin matematiksel temsili olarak tanımlanabilen “dinamik modeller” ve göl-baraj gölü çalışmalarından elde edilen verilerin kullanıldığı “istatistiksel modeller”.

Dinamik modeller kullandıkları parametre sayısı bakımından büyük değişiklikler gösterir. Bununla birlikte Straskraba (1982) tarafından yürütölen bir çalışma da, az sayıda değişken içeren basit modellerin, fazla sayıda değişkenli çok daha karmaşık modeller kadar doğru tahminler verdiği kanıtlanmıştır (75).

Günümüzde fosfor yükündeki artışa su ekosistemlerinin tepkisini belirlemek için göl-baraj gölü çalışmalarından elde edilen verilerin kullanıldığı “istatistiksel modeller” kullanılmaktadır. Deneysel verilere dayalı istatistiksel modeller ilk olarak Vollenweider (1968) tarafından tanımlanmış ve daha sonra Kirchner ve Dillon (1975) ve Jones ve Bachman (1976) tarafından geliştirilmiştir (76, 77). Bu modellerin tümünde, göl ve baraj gölündeki fosfor konsantrasyonu çeşitli kitle dengesi eşitlikleriyle tahmin edilmeye ve trofik durum ile ilişkilendirilmeye çalışılmıştır. Bu modeller birçok veritabanı kullanılarak ayarlanmış, test edilmiş ve doğrulanmıştır (3).

Göl ve baraj göllerinde fosfor yüklenmesi ile ilgili olarak çok sayıda model geliştirilmiştir. Bu modellerin bazıları Tablo 2.9’da ve durum değişkenlerinin hesaplanması Tablo 2.10’da verilmektedir.

Tablo 2.9. Fosfor Yüklendiği Tahmin Modelleri

Model	Veri Tabanı	Performans	Kaynak
$[P] = \frac{L}{q_s(1+T_w^{-1/2})}$	68 Orta-Batı Baraj Gölü, USA	$r = 0.64$; $SE = 0.39$	Vollenweider, 1976 Meller, 1982
$[P] = \frac{0.84 L}{z(0.65 + p)}$	75 Kuzey Amerika Gölü 68 Orta-Batı Baraj Gölü, USA	$r = 0.65$; $SE = 0.37$	Jones ve Bachmann, 1976
$[P] = \frac{0.49 L}{z(0.0926(L/Z)^{0.510} + p)}$	704 Doğal ve Yapay Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.81$	Mueller, 1982 Canfield ve Bachmann, 1981
$[P] = \frac{0.8 L}{z(0.0926(L/Z)^{0.422} + p)}$	271 Doğal Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.82$	Canfield ve Bachmann, 1981
$[P] = \frac{0.8 L}{z(0.0926(L/Z)^{0.639} + p)}$	433 Yapay Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.82$	Canfield ve Bachmann, 1981
$[P] = \frac{0.603}{z(0.257 + p)}$	704 Doğal ve Yapay Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.77$	Canfield ve Bachmann, 1981
$[P] = \frac{L(1-R)}{\bar{z} \rho}$	18 Kanada Gölü 68 Orta-Batı Baraj Gölü, USA	$r = 0.86$; $SE = 0.20$	Dillon ve Rigler, 1974 Mueller, 1982
$[P] = \frac{L(1-R)}{\bar{z} \rho}$	87 Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.93$	OECD, 1982
$[P] = \frac{L(1-R)}{\bar{z} \rho}$	14 Norveç Gölü	$r = 0.86$	OECD, 1982
$[P] = \frac{L(1-R)}{\bar{z} \rho}$	18 Dağ Gölü	$r = 0.93$	OECD, 1982
$[P] = \frac{L}{1 + \sqrt{T_w}}$	31 Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.95$	OECD, 1982
$[P] = \frac{L}{1 + \sqrt{T_w}}$	24 Sığ Göl ve Baraj Avrupa ve Kuzey Amerika Gölü	$r = 0.95$	OECD, 1982

r, korelasyon katsayısı; SE, standart sapma

Tablo 2.10. Ilıman Su Kütleleri İçin Fosforun Sedimentasyon Oranı (σ), Yenilenme Katsayısı (R) ve Şedimentasyon Katsayısını (V) Hesaplamada Kullanılan Deneyisel Modeller

Model tipi	Veri Tabanı Büyüküğü	Model	Korelasyon katsayısı		Kaynak
(a) genel U.S. EPA veri tabanı & bazı Avrupa göller ve baraj gölleri	704	$\sigma = 0.129 (L/\bar{Z})^{0.549}$		0.81	Canfield and Bachmann, 1981
		$R = \frac{1}{(1+0.614 p^{0.491})}$	*	0.79	Larsen ve Mercier, 1976
		$\sigma = 0.94$	*	0.79	Jones ve Bachmann, 1976
		$V = 2.99 + 1.7q_s$	*	0.73	Reckhow, 1979
		$V = 5.3$		0.71	Chapra, 1975
	73	$R = \frac{1}{1+ p^{0.5}}$		0.79	Larsen ve Mercie, 1976
		$\sigma = 0.65$		0.79	Jones ve Bachmann, 1975
		$R = 0.426 \exp (-0.271q_s) + 0.574 \exp (-0.00949q_s)$		0.71	Kirchner ve Diillon, 1975
		$V = 11.6 + 1.2q_s$		0.68	Reckhow, 1979
		$\sigma = 10/\bar{Z}$		0.68	Vollenweider, 1975
(b) Kuzey Amerika Baraj gölleri	210	$V = 12.4$		0.66	Chapra, 1975
		$\sigma = 0.114 (L/\bar{Z})^{0.549}$		0.83	Canfield ve Bachmann, 1981
		$R = \frac{1}{(1+0.515 p^{0.551})}$	*	0.80	Larsen ve Mercier, 1976
(c) doğal göller	151	$\sigma = 0.162 (L/\bar{Z})^{0.458}$		0.83	Canfield ve Backmann, 198
		$R = \frac{1}{(1+0.747 p^{0.507})}$	*	0.80	Larsen ve Mercier, 1978
(d) Yenileme oranı düşük Göller ($q_s < 10m$)	53	$R = 0.201 \exp (-0.425q_s) + 0.574 \exp (-0.00949q_s)$		-	

q_s = Alansal su yükü (mg^{-1})

p = Yenilenme oranı (hacim/yıl)

* = Veri tabanları kullanılarak Canfield ve Bachmann (1971) tarafından tekrar hesaplanan katsayılar

2.5.5. Göllerde Fosfor Taşıma Kapasitesi İle İlgili Yapılan Bilimsel Çalışmalar

Hakanson ve ark., 1998, yaptıkları çalışmada, Vollenweider (1968) tarafından tanımlanan ve 1984 yılında Beveridge tarafından balık çiftliklerinin çevresel etkilerini tespit etmek için kullanılan, fosfor taşıma kapasitesi modeline benzer bir model (LEEDS modeli) kullanmışlardır. Çalışılan gölün toplam alanı 8,37 km², maksimum derinliği 26,2 m, göl hacmi 0.0797 km³ olarak belirtilmiştir. Gölde 1982-1992 yılları arasında yılda 70-500 ton arasında gökkuşağı alabalığının yetiştirildiği ve bunun son 6 yılında 2 kez alg patlaması olduğu belirtilmiştir. Ayrıca göle giren ve gölden çıkan büyük su akıntılarının da bulunduğu ve çalışmada bunun da dikkate alındığı materyal metot kısmında ifade edilmiştir. Söz konusu çalışmanın sonucunda İsviçre'deki Southern Bullaren Gölünde ortalama toplam fosfor konsantrasyonu 36 µg/L bulunmuş ve bu gölde yıllık olarak 500 ton alabalık yetiştirildiği takdirde göl suyunun kendini yenileyebileceği ve ötrofikasyon için sınır değerin aşılmayacağı sonucu bulunmuştur (78).

Janse ve ark., 2008, sığ göllerdeki fosfor taşıma kapasitesini tespit etmek için PClake modelini geliştirmişlerdir. Modelin amacı, fosfor yüklenmesi verilen bir göldeki kritik fosfor yükünün kıyaslanmasıdır. Model oluşturuluyor iken sığ göllerin berrak ve bulanık özellikleri dikkate alınmış ve kritik fosfor yüklenmesinin olduğu durumda berrak halden bulanık hale dönüşümün gerçekleştiği belirtilmiştir. Modelde göl alanı, ortalama derinlik ve suyun yenilenme süresinin artması yüklenmeyi azaltan faktörler, balık yoğunluğu, bataklık özellikteki dip sediment yapısı gibi özellikler yüklenmeyi arttıran faktörler olarak ele alınmıştır. Sonuçta göller L = düşük, M = orta, H = yüksek, HH = çok yüksek gibi yüklenme kategorilerine alınmıştır (79).

Chen ve ark., 2008, mavi-yeşil alg populasyonunun artması (ötrofikasyon) üzerine azot ve fosforun etkisini açıklamak için matematiksel bir model geliştirmişlerdir. Chen ve ark., 2008'e göre göllerdeki alg patlamasını önleyebilmek için göl suyunun azot ve fosfor konsantrasyonu kontrol altına alınmalıdır. Çalışmada önerilen kantitatif formül "Minimum Tolerans Kanunu" dikkate alınarak yapılmış ve modelin tekrarlanabilir olduğu ifade edilmiştir (80).

EPA,1999, tarafından yayınlanan "EPA Göl ve Barajlar için Nutrient Kriterleri" adlı çalışmada çeşitli yapıdaki göllere uygulanan fosfor taşıma kapasitesi modellerinin avantaj ve dez avantajları karşılaştırılmıştır. EPA, 1999'a göre su kalitesi modelleri 3 kategoride incelenebilir. Bunlar deneysel modeller (Vollenweider,1968), besin bütçesi-kütle dengesi modeli, besleyici gıdanın sınırlandırıldığı modellerdir. Yapılan çalışmada EPA deneysel modellerin güçlü yanlarını; modellerin kolaylıkla kullanılabilmesi ve göl hidrolojisine göre tahmin

oranının yapılabilmesi şeklinde belirtmiştir. Deneysel modellerin en belirgin dezavantajı ise %10 ile % 20 arasında değişen hata payına sahip olması şeklinde belirtilmiştir (81).

Pulatsu , 2002, yüzey alanı 6,5 km², hacmi 95,0 hm³, ortalama derinliği 14,6 m olan Kesikköprü Baraj Gölü için taşıma kapasitesinin tahmininde Beveridge, 1984, tarafından geliştirilen fosfor bütçe modelini uygulamıştır. Nisan 2000’de su örneklerinin ortalama fosfor miktarı 53,1 mg/m³ olarak tayin edilmiştir. Dillon ve Rigler (1974) tarafından ılıman bölge gölleri için kabul edilebilir maksimum fosfor konsantrasyonuna (60 mg/m³) dayanarak, göle yüklenebilecek maksimum fosfor miktarı 6,9 mg/m³ ve kafes kültüründen kaynaklanan yüklenmenin 5,87 g/m²/yıl olduğu hesaplanmıştır. Kullanılan ticari pelet yemin fosfor içeriğinin %1,1 ve yemden yararlanma oranının 1,24 olduğunu, buna göre Kesikköprü Baraj Gölü’nün taşıma kapasitesinin 3335 ton/yıl olacağını tahmin etmiştir (82).

Oğuz ve ark., 1995, OECD tarafından kabul edilen Vollenweider’in önerdiği fosfor yüklenmesi modelini Sapanca Gölü’ne uygulamıştır. Çalışmada gölün hidrolojik yapısı ile ilgili bilgiler Devlet Su İşleri (DSİ)’den alınmış ve diğer parametrelerin ölçümleri 1986–1988 yılları arasında Sapanca Gölünde yapılmıştır. Çalışma sonucunda gölün fosfor yüklenmesi ile göldeki toplam fosfor, klorofil-a gibi parametreler arasındaki ilişkiler istatistiksel analiz metotları ile incelenmiştir(83).

Verep ve ark., 2003, ise Uzungöl’ün genel hidrografik özellikleri ve taşıma kapasitesi üzerine yaptıkları çalışmada; Uzungöl çevresinde tespit ettikleri 3 istasyonda toplam fosfor (sırasıyla34,8;43,2;82,6 mg/m³) miktarlarını tespit etmişlerdir. Dillon ve Rigler, 1974, ‘in ılıman bölge gölleri için önerdiği fosfor konsantrasyonuna dayanarak, göle yüklenebilecek maksimum fosfor miktarının 16,8 mg/m³ olabileceğini, kafes kültüründen kaynaklanan yüklenmenin 47,043 g/m²/yıl olduğunu ve göle giriş suyuna göre Uzungöl’ün taşıma kapasitesinin 1,5 ve 2,0 yem değerlendirme oranına göre 930 ton/yıl ile 503 ton arasında olacağını hesaplamıştır (84).

2.6. Analizlerde Kullanılan Spektroskopik Yöntem

2.6.1. Ultraviyole/Görünür Bölge Absorpsiyon Spektroskopisi

Ultraviyole/görünür bölge absorpsiyon spektroskopisi kimyacıların kantitatif analizlerde en çok faydalandıkları tekniklerden birisidir. Günümüze kadar dünyanın her yöresinde kimya ve klinik laboratuarlarında en çok kullanılan metottur.

2.6.2. Ultraviyole ve Görünür Bölge Moleküler Absorpsiyon Spektroskopisi

Atomların birbirine yeterince yaklaşması sonucu moleküller oluşurken, enerjileri birbirine eşit veya yakın olan benzer atomik orbitallerin örtüşmesi ile moleküler orbitaller ortaya çıkar. Moleküldeki elektronlar da bu moleküler orbitallere Hund kurallarına göre yerleşir. Diatomik bir molekülde, her bir atoma ait bir çift orbitalden bir çift moleküler orbital oluşur. Bunlardan birisi, enerjisi atom orbitallerinin enerjisinden daha az olan, dolayısıyla molekülü oluşturduğu atomlardan daha kararlı kılan “moleküler bağ orbitali” diğeri ise, enerjisi atomik orbitallerden daha fazla olan “moleküler karşı bağ orbitalidir”. Moleküler orbitaller σ ve π sembolleri ile gösterilir ve karşı bağ orbitalini belirtirken, sembollerin üzerine bir yıldız konur. σ orbitalinin başka bir σ orbitali ile örtüşmesinden σ ve σ^* moleküler orbitalleri oluşur. İki p_x orbitalinin örtüşmesi ile de başka bir çift σ ve σ^* orbitali oluşurken p_y ve p_z orbitallerinin kendi türleri ile örtüşmesi sonucu π ve π^* sembolleri ile gösterilen moleküler orbitaller ortaya çıkar. Moleküllerde ayrıca bağlanmaya katılmayan serbest elektronların yerleştiği orbitallere n orbitali adı verilir. n orbitali bağ orbitali olmadığı için, enerjisi bağ orbitallerinin enerjisinden büyüktür ve buna ait bir karşı bağ orbitali yoktur.

İkiden fazla atomu olan moleküllerde birçok σ , π ve n orbitalleri vardır. Bu orbitallerde bulunan elektronlar, uygun enerjili fotonları absorplayarak σ^* ve π^* orbitallerine geçerler. Çift bağ içeren alifatik bileşikler ile aromatik bileşiklerde en düşük enerjili geçiş $\pi \rightarrow \pi^*$ geçişidir ve bu geçişin enerjisi sistemde konjugasyon arttıkça daha uzun dalga boylarına kayar. Heteroatom içeren bileşiklerde ise en uzun dalga boylarında gözlenen geçişler $n \rightarrow \pi^*$ türü geçişlerdir. Bu geçişlerin şiddeti $\pi \rightarrow \pi^*$ geçişlerine oranla daha azdır. $n \rightarrow \pi^*$ geçişlerine moleküldeki konjugasyonun artmasının etkisi de daha azdır çünkü n orbitalinin enerjisi konjugasyon ile değişmez. Çözücünün apolar bir türden polar bir türe değiştirilmesi ile $n \rightarrow \pi^*$ geçişlerinin dalga boyu daha küçük değerlere kayar. n elektronlarının enerjisinin polar bir çözücü ile etkileşmesi sonucu azalmasına olan etkiye maviye kayma adı verilir. Apolar bir çözücünün yerine polar bir çözücü kullanıldığında π orbitaline göre daha polar olan π^* orbitalinin enerjisi de, n orbitalinde olduğu kadar olmasa bile, azalır ve bu nedenle $\pi \rightarrow \pi^*$ geçişi için daha büyük dalga boylu yani daha düşük enerjili fotonlar gerekir.

Bir molekülün absorpsiyon bandının daha uzun dalgaboylarına kaymasına kırmızıya kayma veya batokromatik etki, daha kısa dalgaboylarına kaymasına maviye kayma veya hipsokromik etki adı verilir. Absorpsiyon bandının şiddetinin azalması hipokromik etki, artması ise hiperkromik etki olarak tanımlanır. Bir bileşiğin absorplayabileceği bir foton ile etkileşmesi sonucu absorpsiyon olayının mutlaka gerçekleşmesi gerekmez. Bazı geçişlerin olasılığı küçük olduğundan bunlara ait bantların şiddeti de azdır. Örneğin ketonlardaki 300 nm civarındaki n

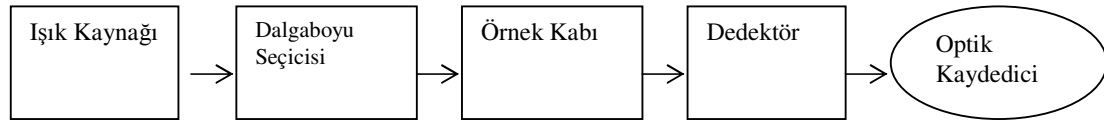
π^* bandı ile benzenin 250 nm yakınlarındaki bandının şiddeti çok azdır. Bir bandın absorpsiyon şiddeti, o bandın dalgaboyu maksimumundaki ϵ değeri ile belirlenir. Molar absorpsiyon katsayısının değeri söz konusu geçişin olasılığı arttıkça artar.

Organik moleküllerde $\rightarrow\text{C}=\text{C}\leftarrow$ türü kromoforlarda $\sigma \rightarrow \sigma^*$ geçişi, >C=O türü kromoforlarda $\pi \rightarrow \pi^*$ ve $n \rightarrow \pi^*$ geçişleri, >C=C< türü kromoforlarda yine $\pi \rightarrow \pi^*$ geçişi, -N< , -O- ve -S- türü kromoforlarda ise $n \rightarrow \sigma^*$ geçişi söz konusudur.

Moleküllerde UV ve görünür bölgede ışığın absorpsiyonu ile bir elektron daha yüksek enerjili bir orbitale geçtiği için bu bölgedeki spektroskopi dalına elektronik spektroskopi de denilir. Elektronik geçiş ile birlikte ayrıca titreşim ve dönme enerji düzeyleri arasındaki geçişlerde olduğundan, moleküllerde absorpsiyon hattı yerine absorpsiyon bantları gözlenir. Herhangi bir molekülde, belli bir dalgaboyu aralığındaki ışığın absorpsiyonundan sorumlu olan fonksiyonel gruba kromofor grup, ışığı absorplamadığı halde kromofor grupların absorpladıkları ışığın dalga boyunu daha büyük değerlere kaydıran ve absorpsiyon katsayısını arttıran gruplara ise, okzokrom grup adı verilir. Aslında okzokrom grup olarak adlandırılan gruplar, ışığı absorplayan kromofor grubun elektron yoğunluğunu değiştirdiklerinden, bunların ışığı kromofor grup ile birlikte absorpladıkları düşünülmelidir.

2.6.3. UV ve Görünür Bölge Absorpsiyon Spektrofotometreleri

Maddenin ışığı absorplamasını incelemek için kullanılan düzeneğe absorpsiyon spektrometresi veya absorpsiyon spektrofotometresi adı verilir. Bir spektrofotometre düzeneği Şekil 2.11’de görüldüğü gibi başlıca, ışık kaynağı, dalga boyu seçicisi, örnek kabı ve dedektörden oluşur. Detektörde elektrik sinyaline çevrilen optik sinyal, bir kaydedici veya galvanometre ile ölçülür.



Şekil 2.11 Bir Spektrofotometrenin Temel Bileşenleri

Ana bileşenlere ek olarak spektrofotometrelerde ışığı toplamak, odaklamak, yansıtmak, iki demete bölmek ve örnek üzerine belli bir şiddette göndermek amacıyla mercekler, aynalar,

ışık bölücüleri, ve giriş ve çıkış aralıkları vardır. Örnek ise, kullanılan dalga boyu bölgesinde ışığı geçiren maddeden yapılmış örnek kaplarına konularak ışık yoluna yerleştirilir.

2.6.4. Işık Kaynakları

UV ve görünür bölgede D_2 , W, H_2 ve Xe gibi sürekli ışık kaynakları kullanılır. Ultraviyole bölgede en çok kullanılan lambalar, hidrojen ve döteryum elektriksel boşalım lambalarıdır. Bu lambalar, 180 nm ile 380 nm arasında ışık yayar. UV ve görünür bölgenin tümünde (150 nm-720 nm) kullanılabilecek bir başka şiddetli ve sürekli ışık kaynağı, Xe ark lambasıdır.

2.6.5. Dedektörler

Maddenin ışığı absorplayıp absorplamadığını anlamak için, ışık kaynağından gelen ışığın şiddetinin ölçülmesi amacıyla kullanılan bileşene dedektör adı verilir. UV ve görünür bölgede kullanılabilen üç tür dedektör vardır. Fotovoltaik dedektörlerde ışık absorpsiyonu ile iletkenlik bandına çıkarılan elektronlar, ışık şiddeti ile orantılı bir elektrik akımı oluşturur. Fototüp adını alan ikinci tür dedektörler de ise alkali metal oksit filmlerden yapılmış fotokatotlar üzerine düşen fotonlar bu yüzeyden elektron koparır ve elektronlar bir anotta toplanarak elektrik akımına çevrilir. Fotoçoğaltıcı tüp olarak adlandırılan üçüncü tip dedektörlerde ise, fotokatot yüzeyinden foton çarpması ile fırlatılan elektronlar dinot denilen yüzeylere doğru elektriksel alanda hızlandırılır ve dinoda çarpan her bir elektron, dinot yüzeyinden 3–5 elektron daha koparır. Böylece sayıları giderek artan elektronlar en sonunda bir anotta toplanarak elektrik akımına çevrilir.

2.6.6. Monokromatörler

Absorbansın ölçülmesi sırasında, ışık kaynağından gelen polikromatik ışıktan tek bir dalga boyunda ışık seçilerek örneğe gönderilir. Polikromatik ışıktan monokromatik ışık elde edilmesini gerçekleştiren düzeneğe monokromatör adı verilir. UV ve görünür bölgede, monokromatör olarak prizmalar kullanılır.

2.6.7. Tek Işınlı Spektrofotometreler

Tek ışınlı Spektrofotometreler biraz ucuz, basit, taşınabilir ve kantitatif (nicel) analiz için ideal bir cihazdır. Bu tür bir cihazla spektrum taraması yapmak hem kaynağın şiddeti hem de dedektör tepkisi dalga boyuyla değiştiğinden dolayı mümkün değildir. Doğru değerler elde edebilmek için her defasında cihaz referans (kör) ile sıfırlanmalıdır. Çünkü böyle bir ölçüm tek dala boylu soğurum (absorbans) ölçümüdür.

2.6.8. Çift Işınlı Spektrofotometreler

Bu tür cihazlar tek ışınlı cihazlardan kaynaklanan problemleri elimine etmek için geliştirildi. Bundan dolayı diğerine göre biraz daha karmaşık ve pahalı cihazlardır. Bu tür cihazlar genellikle kolayca taşınabilir yapıda değildirler fakat spektrum taraması veya tek dalga boyunda ölçüm yapabilirler.

Kaynaktan gelen ışın dönen ayna veya diğer bir deyişle Chopper ile ikiye bölünür. Bu ışınlardan biri numuneden diğeri ise referans hücreden geçer. Dedektör dönüşümlü olarak bir numuneden bir referanstan gelen ışınları görür ve I 'nın I_0 'a oranını verir. Böylelikle referans düzeltmesi otomatik olarak yapılmış olur.

2.6.9. Lambert- Beer Yasası

Maddenin ışığı soğurma (absorplama) derecesini ölçmek ve bundan yararlanarak derişimi saptamak için, soğurma ile derişim arasındaki ilişki bilinmelidir. Monokromatik (tek dalga boylu ışımaya) ve I_0 şiddetindeki bir ışık demeti, kalınlığı b cm olan bir tüpte bulunan çözeltideki herhangi bir molekül tarafından absorplandığında şiddeti azalır ve tüpü I şiddetinde terk eder. Moleküllerin seçilen dalga boyundaki ışımayı absorplaması sonucu ortaya çıkan azalma **Beer- Lambert** eşitliği ile verilir.

$$\log I_0/I = \epsilon bC = A$$

I_0 : Örnek kabına giren ışık şiddeti

I : Örnek kabını terkeden ışık şiddeti

ϵ : Molar absorpsiyon katsayısı (L / mol.cm)

b: Örnek kabının kalınlığı (cm)

C: Derişim (mol / L)

A: Absorbans

Örnek kabını terk eden ve kaba giren ışık şiddetleri arasındaki orana geçirgenlik (T) denir.

$$I / I_0 = T = 10^{-\epsilon bc}$$

Absorbans ile geçirgenlik arasında,

$$A = -\log T = 2 - \log \% T$$

İlişkisi vardır ve %T, yüzde geçirgenlik adını alır.

Çözeltide, uygulanan dalga boyundaki ışığı absorplayacak birden fazla molekül varsa, A toplamsal olduğundan,

$$A = A_1 + A_2 + \dots = \epsilon_1 bc_1 + \epsilon_2 bc_2 + \dots \text{ eşitliği geçerlidir.}$$

Beer- Lambert eşitliğinin geçerli olması için; uygulanan ışık monokromatik olmalıdır, örnek homojen olmalıdır (absorpsiyonun örneğin her yerinde eşit olması) ve birden fazla bileşen varsa, her bir bileşen diğerlerinin absorpsiyonunu etkilememelidir.

2.6.10. Lambert-Beer Yasasından Sapmalar

Lambert-Beer yasaının çoğunlukla hiçbir istisnasının olmadığı düşünülür. Hâlbuki bu yasanın bazı sınırlayıcı yanları olduğunu görülür ve ona göre önlem alınabilirler. Bu yasanın başarısız ve yetersiz kaldığı, doğrusal kalibrasyon grafiklerinin elde edilememesinin üç temel nedeni vardır:

- **Derişim Etkisi:** Yasanın kendisi sınırlayıcıdır; Güvenirliğin kaybolduğu bir konsantrasyon sınırı vardır ve bu limit analitten analite değişim gösterir fakat bu sınır kabaca 0.01 M olarak verilebilir. Bu sınırın nedeni ise yüksek derişimlerde veya

elektrolit varlığında birbirlerine komşu moleküllerin elektrostatik etkileşimlerle enerji düzeyleri arasında bozulmalar meydana gelir. Hatırlarsanız bu enerji düzeyleri arasındaki elektronik geçişler molekülün absorpsiyon karakteristiklerini verir. Dolayısıyla bu bozulmalarla analiz dalga boyunda molekülün absorpsiyonunda artış veya azalış olması beklenebilir. Her iki durumda da absorbans & Konsantrasyon arasında doğrusal olmayan bir bağıntı elde edilecektir. Özellikle doğrusallığın çok düşük derişimlerde bile elde edilemediği büyük organik iyonların analizinde çok dikkatli çalışılmalıdır. Örneğin metilen mavisi için, derişim 0.000001 M ‘dan daha az olmadıkça kalibrasyon grafiği doğrusal hale gelmez.

- **Kimyasal Sapmalar:** Eğer analizi yapılan sistem kimyasal olarak değişimlere uğruyorsa analiz başarısız olacaktır. Bu sapma en çok pH değişikliği yapıldığı zaman rastlanmaktadır. Örneğin, dikromat gerçekte diğer iki krom türüyle denge halindedir ve bunların her birinin kendine has molar soğurum değerleri vardır. pH değerinde oynama yapıldıkça bu üç krom türünün miktarlarında değişme olur ve ilgili dalga boyundaki absorpsiyonda değişir. Bu türler arasındaki oran seyrelme ile dahi değişecektir. Bu ve diğer pH duyarlı sistemlerde ortamdaki türlerin miktarını dengede tutabilmek için sistem tamponlanmalıdır.
- **Enstrümental Sapmalar:** Lambert-Beer yasası monokromatik ışığa (tek dalga boyu) temeline dayanılarak türetilmiştir. Pratik manada monokromatör tarafından seçilen dalga boyu aralığı ne kadar küçük olursa cihaz o kadar pahalı olur. Bu problemi çözmek için monokromatörden geçen dalga boylarının molar soğurumlarının birbirine çok benzer olduğu spektrum bölgesinde ölçümlerin yapılması gerekir. Bu maksimum absorpsiyondaki sebeptir. Diğer sebepler ise doğrudan ışık ve kirli, uygun olmayan numune hücreleridir

3. MATERYAL VE METOT

Çalışma iki aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. **I. Aşamada**; Almus Baraj Gölünde bazı fizikokimyasal parametreler (Sıcaklık, Çözünmüş Oksijen, İletkenlik, pH, Türbidite, Seki diski görünürlüğü) ve bazı nutrientler (Azot formları; Nitrit Azotu, Nitrat Azotu, Amonyak Azotu, Fosfor Formları; Ortofosfat ve Toplam Fosfor) mevsimsel ve alansal olarak tespit edilmiş, sonuçlar Coğrafi Bilgi Sistemleri ve istatistiksel analiz yöntemleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Çalışmanın **II. Aşamasında** ise Almus Baraj Gölü'nün entansif kafes kültürü açısından fosfor taşıma kapasitesi belirlenmiş, sonuçlar FCR değerleri (Yem Değerlendirme Oranı) ve gölün alanı ile ilişkilendirilerek, gölü kirletmeden ne kadar kafes balıkçığı yapılabileceğinin yorumları yapılmıştır. Birinci ve ikinci aşama için aşağıdaki metot ve materyal uygulanmıştır.

3.1. Araştırma Yerinin Tanımı

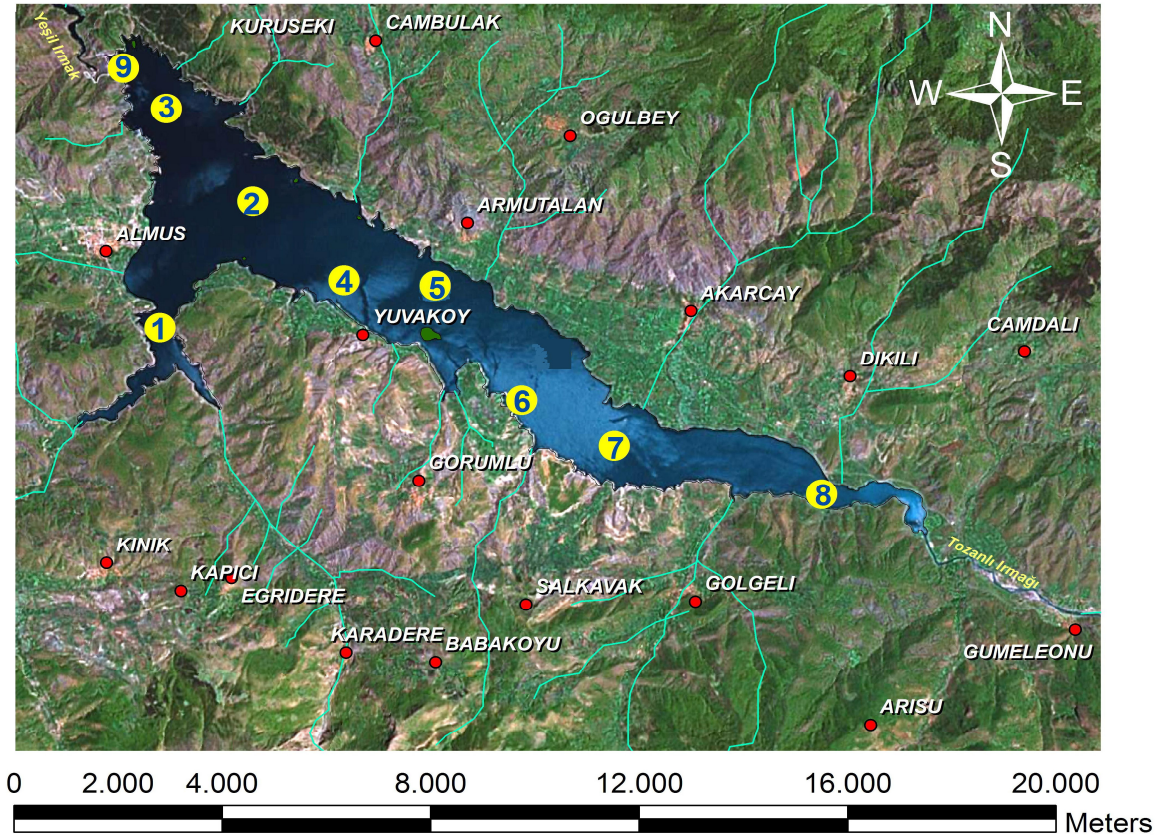
Almus Baraj gölü Yeşilırmak nehri üzerinde, Tokat ili Almus İlçesinin 3.5 km kuzeydoğusunda, Tozanlı çayının Omala boğazına karıştığı noktada 05.10.1966 tarihinde; hidroelektrik enerjisi üretmek, tarım alanlarına sulama suyu sağlamak ve taşkın kontrolü amacıyla işletmeye açılmıştır. Baraj Gölü ile ilgili teknik bilgiler Tablo 3.1'de verilmiştir (85).

Tablo 3.1 Almus Baraj Gölü ile İlgili Teknik Bilgiler

Baraj Gölü Özelliği	Açıklama
Tipi	Toprak dolgu
Gövde Hacmi	3 405 000 m ³
Kret Kotu	810.50 m
Kret Uzunluğu	370.50 m
Temelden Yükseklik	95,00 m
Talvegden Yükseklik	78,00 m
Temel Jeolojik Yapısı	Andezit
Maksimum Su Kotu	807,50 m
Normal Su Kotundaki Göl Hacmi	950.00 hm ³
Normal Su Kotundaki Göl Alanı	31,30 km ²
Yıllık Enerji Üretimi	99 GWh
Sulama Alanı	21 350 ha
Taşkın Kontrol Alanı	20 000 ha
Yıllık İçme Suyu	-

3.2. Araştırma İstasyonlarının Tanımı

Çalışma, Almus Baraj Gölünde, içerisinde göle giriş ve çıkış sularının da bulunduğu, gölü tanımlayacak şekilde 9 istasyonda, Ocak 2008-Ocak 2009 tarihleri arasında, bir yıl boyunca, 2 ayda bir örnekleme yapılarak, gerçekleştirilmiştir. Örnekleme noktaları, gölün hidrolojik durumu (göle giren ve gölden çıkan su kaynakları), Coğrafi Bilgi Sistemleri, yerleşim alanları ve kirleticiler dikkate alınarak belirlenmiştir. Arazi örnekleme noktalarında giriş ve çıkış noktaları hariç, diğer noktalarda iki farklı derinlikten (yüzey ve dip) su örneği alınmıştır. Örnekleme noktalarının coğrafi referansları Küresel Konumlama Sistemi (GPS) kullanılarak belirlenmiştir. Belirlenen istasyonların koordinatları dikkate alınarak her seferinde aynı istasyon noktalarında ölçümler yapılmıştır. Araştırma istasyonları Şekil 3.1’de, araştırma istasyonlarının coğrafi koordinatları ve özellikleri Tablo 3.2’de verilmiştir.



Şekil 3.1 Almus Baraj Gölünde Araştırma İstasyonları

Tablo 3.2 Almus Baraj Gölünde Araştırma İstasyonlarının Coğrafik Koordinatları ve Özellikleri

İstasyon No	XGEO Koordinat	YGEO Koordinat	İstasyon Özelliği
1	36,91672	40,35990	Barajın bu kısmına Kara Dere, Eğri Dere gibi küçük su kaynaklarından yağışlı mevsimlerde su girdisi olmaktadır. Ortalama derinlik 10 m'dir
2	36,93698	40,38340	Gölün en derin bölümüdür. Dip derinliği ortalama 60-70 m'dir Bu istasyona yakın konumlarda düşük kapasite ile çalışan küçük alabalık çiftlikleri bulunmaktadır. Baraj Gölünün alt kısmını oluşturmaktadır.
3	36,91692	40,40000	Derinliği 60 m'dir. Hiçbir kirlilik etkisine maruz kalmamaktadır.
4	36,95807	40,36935	20-30 m derinliğe sahiptir. Yakınlarında irili ufaklı köyler vardır.
5	37,00633	40,35672	20-30 m derinliğe sahiptir. Yakınlarında irili ufaklı köyler vardır.
6	36,99885	40,34802	20-30 m derinliğe sahiptir. Yakınlarında irili ufaklı köyler vardır.
7	37,02000	40,34000	20 m derinliğe sahiptir. Etrafında Akarçay Kasabası ve tarım arazileri bulunmaktadır. Ayrıca küçük bir su kaynağı olan Akarçay Deresi bu istasyona karışmaktadır.
8	37,06710	40,33200	Almus Baraj Gölü giriş noktasıdır. Gölü besleyen ırmaklardan en büyüğü olan, Tozanlı Irmağının Almus Baraj Gölüne karıştığı noktadır. 5-10 m derinliğe sahiptir.
9	36,90703	40,40730	Almus Baraj Gölü çıkış noktasıdır. Göl sularının Yeşil Irmak Nehrine karıştığı noktadır. 5-10 m derinliğe sahiptir.

3.3. Çalışmada Kullanılan Araç ve Gereçler

Saha çalışmaları sırasında su numunelerini almak için 2 L kapasiteli Hydrolab marka derin su numune alma kabı

pH ölçümleri için; WTW 340İ model pH metre cihazı,

Sıcaklık, çözülmüş oksijen ve elektriksel iletkenlik ölçümleri için; farklı derinliklerde ölçüm yapabilen, -5°C ile +45°C arasındaki sıcaklıkları 1°C hassasiyetle, 0 mg/L ile 15 mg/L arasındaki çözülmüş oksijen değerlerini 0.2 mg/L hassasiyetle ölçebilen, YSI 85D model taşınabilir çoklu parametre ölçüm cihazı,

Seki görünürlüğünün ölçülmesi için; 25 cm çaplı parçalı Secchi Disk cihazı kullanılmıştır.

Laboratuvar alışmaları sırasında, numuneleri persulfatla yakma işlemleri için, 37 ile 150  C’de, 1-480 dk arasında sindirim yapabilen Hach LT 200 marka COD Reaktör cihazı kullanılmıştır.

Amonyak azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, orto fosfat ve toplam fosfor analizleri için Hach DR 2400 marka Spektrofotometre cihazı kullanılmıştır. Cihazda kullanılan metotlar U.S. EPA (The United States Environmental Protection Agency) tarafından geçerli kabul edilen metotlardır. Cihaz ile ölçülen fizikokimyasal parametrelerin tayin limitleri EPA, 1984’de verilen metot tayin limitlerine uygun olarak seçilmiştir (86). Cihazın teknik  zellikleri Tablo 3.3’de verilmiştir.

Su numunelerinin bulanıklık ölçümleri ise Micro TPW marka Türbidimetre cihazı ile yapılmıştır. Analizler sırasında Milipor marka Ultra Saf Su cihazından elde edilen saf su kullanılmıştır.

Coğrafik referanslama işlemlerinde, 3m hassasiyetli GPS (Magellan Explorist XL) cihazı, haritaların oluşturulması işlemlerin de ise Coğrafi Bilgi Sistemleri yazılım programı ARGİS 9.1 kullanılmıştır. İstatistiksel analiz işlemlerinde SAS Ekolojik Verileri Değerdendirme yazılım programı ve Minitab yazılım programı kullanılmıştır.

Tablo 3.3. Kullanılan Spektrofotometre Cihazının Teknik  zellikleri

�zellikler	
Dalga Boyu Aralığı	400-880 nm
Spektral Bant Genişliği	4 nm $\pm$ 1 nm
Dalga Boyu �z�n�rl�ğ�	1 nm
Dalga Boyu Seçimi	Kullanılan metot üzerinde otomatik
Dalga Boyu Kalibrasyonu	Otomatik
Fotometrik �z�n�rl�ğ�	0.001 Abs ,0.1%T
Fotometrik Linerliği	0.5 Abs için $\pm$ 0.005’den 0.0’a
Duyarlılık	0.010’luk Δ Abs değişimine karşı
	Δ konsantarasyon değişimi
Dalga Buyu Doğruluk Hassasiyeti	1 nm
Dalga Buyu Tekrarlanabilirliği	1 nm

3.3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler ve  zellikleri

Nitriver3 Nitrite, Nitraver5 Nitrat, Nessler ayıracı, polivinil alkol ayıracı, Phosver3 analizlerde kullanılan hazır kimyasallardır. Kimyasalların su analizlerinde kullanım sertifikası EPA (2007) tarafından onaylanmış ve kayıt altına alınmıştır (87). Hazır kimyasalların bozunmaması ISO 9001 tarafından garanti altına alınmıştır.

Kullanılan kimyasalların kullanım amaçları ve bileşimleri aşağıda verilmiştir.

Nitraver3 Nitrite; Nitrit azotu tayininde kullanılır. Bileşiminde sülfanilik asit ve kromotografik asit bulunmaktadır.

Nitraver5 Nitrat; Nitrat azotu tayininde kullanılır. Bileşiminde sülfanilik asit ve gentisic asit bulunmaktadır.

Nessler ayırıcı ve polivinil alkol ayırıcı; Amonyak azotu tayininde kullanılır. Nessler ayırıcı bileşiminde K_2HgI_4 (dipatsyum tetra iyodumercurat) bulunmaktadır.

Phosver3; Ortofosfat ve toplam fosfor analizlerinde kullanılır. Bileşiminde amonyum molibdat ve askorbik asit bulunmaktadır.

Bu kimyasal maddelerin dışında; sodyum nitrit (Merck), sodyum nitrat (Merck), potasyum persülfat (Merck), sodyum hidroksit (Merck), sülfirik asit (Merck) kullanılmıştır. Analizlerin tümünde ultra saflıkta saf su kullanılmıştır.

3.3.2. Tayinlerde Kullanılan Stok ve Standart Çözeltilerin Hazırlanması

Uygulanan metotların (Hach metotlar) analitik doğruluğunu tespit etmek amacıyla “standart çözelti” yada “standart ilave metot” undan faydalanılmıştır. Bu amaçla kullanılan çözeltilerin hazırlanışı aşağıda verilmiştir.

- **Nitrit Azotu Stok Çözeltisi ($1000 \text{ mg. L}^{-1} \text{ NO}_2^{-}\text{-N}$) :** (0.493) gr Sodyum nitrit 100 ml’lik balon joje içerisinde bir miktar nitritsiz saf su ile çözülerek 100 ml’ye tamamlandı. Ortamdaki nitroz asidin serbest kalmasını önlemek için sodyum hidroksit peledi ilave edildi. Bakterilerin büyümesini önlemek için spektroskopik saflıkta 1 ml kloroform ilave edilerek soğuk, karanlık bir ortamda muhafaza edildi. Çalışma sırasında 1000 mg. L^{-1} ’lik stok çözeltiden öncelikle 100 mg. L^{-1} ’lik stok çözeltisi hazırlandı ve günlük olarak bu çözeltiden; 1; 1.5; 2.0;2.5 ;3; ve 10 (mg/L) çözeltileri taze olarak hazırlandı.
- **Nitrat Azotu Stok Çözeltisi(1000 mg. L^{-1}) :** (0.607) gr Sodyum nitrat 100 ml’lik balon joje içerisinde bir miktar saf su ile çözülerek 100 ml’ye tamamlandı. Bakterilerin büyümesini önlemek için spektroskopik saflıkta 1 ml kloroform ilave edilerek soğuk, karanlık bir ortamda muhafaza edildi. Çalışma sırasında 1000 mg. L^{-1} ’lik stok çözeltiden öncelikle 100 mg. L^{-1} ’lik stok çözeltisi hazırlandı ve günlük olarak bu çözeltiden; 1; 1.5; 2.0;2.5 ;3; ve 10 (mg/L) çözeltileri taze olarak hazırlandı.

- **Amonyak Azotu Standart Çözeltisi (1000 mg / L) :** (3.819) gr NH_4Cl 1000 ml'lik balon joje içerisinde bir miktar saf su ile çözülerek 1000 ml'ye tamamlandı. Çözeltinin 1 ml'sinde 1 mg N, 1.22 mg NH_3 bulunur.
- **Fosfat Standart Çözeltisi (50 mg / L) :** (219.5) mg KH_2PO_4 1000 ml'lik balon joje içerisinde saf su ile 1000 ml'ye tamamlandı. Bu çözeltinin 1 ml'sinde 50 $\mu\text{g PO}_4^{-3}\text{-P}$ bulunur.
- **0.1 N Sodyum Hidroksit Stok Çözeltisi :** (0.4) g Sodyum hidroksit 100 ml'lik balon joje içerisinde bir miktar saf su ile çözülerek 100 ml'ye tamamlandı.

3.4. Su Numunelerinin Analizi

Su kalitesini oluşturan parametrelerin analizleri, saha ve laboratuvar çalışması olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilmiştir.

3.4.1. Saha Çalışması

Gölden su örnekleri TS 5089, TS 5090 ve TS 5106 Su Kalitesi Numune Alma Standartlarına uygun olarak alınmış, sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen, elektriksel iletkenlik ve seki görünürlüğü yerinde tespit edilmiş, diğer parametreler ise, numuneler kapalı polietilen şişelerle aynı gün içinde laboratuara getirilip 1-2 saat içinde analiz edilmiştir. Su numuneleri, arazi örneklemelerinde giriş ve çıkış noktaları hariç, diğer noktalarda iki farklı derinlikten, yüzey ve dip (sediment)'ten su numune alma cihazı yardımıyla, kapma yöntemi ile alınmıştır.

Çalışmada sıcaklık, çözülmüş oksijen, elektriksel iletkenlik değerleri örnekleme yapılan istasyonlarda her 2m'de bir derinliğe bağlı olarak tespit edilmiştir. Analizler su ve atık su analizlerinde geçerli metot olan “Standart Metotlara” göre yapılmıştır (88).

3.4.2. Laboratuvar Çalışması

“Su Kalitesi Numune Alma Standartlarına” göre alınan ve aynı gün laboratuara getirilen su numuneleri filtrasyon işlemlere tabi tutulup analize hazır hale getirilmiştir. Amonyak azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, orto fosfat ve toplam fosfor analizleri için Hach Dr

2400 Spektrofotometre cihazında U.S.EPA(1979) ve APHA(1985) tarafından kabul edilmiş metotlar kullanılmıştır.

3.4.1.1. Fosfor Fraksiyonlarının Tayini

- **Ortofosfat($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) :** Ortofosfat, askorbik asit metodu kullanılarak spektrofotometrik olarak tayin edilmiştir (25). Örnekteki ortofosfat iyonları asidik ortamda molibdat ile reaksiyona sokulmuş, daha sonra oluşan kompleks askorbik asit ile reaksiyona sokularak mavi renkli bir çözelti elde edilmiştir. Elde edilen mavi renkli çözelti 880 nm’de köre karşı tayin edilmiştir (hach metot 8048) (89).
- **Toplam Fosfor:** EPA (1979)’ da verilen; toplam fosfor analizi için filtrelenmiş örnek önce persülfat digesyon metodu ile yüksek sıcaklıkta ayrıştırılarak ortofosfata indirgenmiş, ardından ayrıştırılmış örneklerde askorbik asit metodu kullanılması ile ortofosfat tayin edilmiştir(Hach metot)(89).

3.4.1.2. Azot Fraksiyonları Tayini

- **Nitrit Azotu (NO_2^-N) :** Örnekteki nitrit, asidik ortamda sülfanilik asit ile reaksiyona sokularak diazonyum tuzu oluşturulmuş, oluşan diazonyum tuzu kromotografik asit ile reaksiyona sokularak pembe renkli bir kompleks haline dönüştürülmüştür. Rengin şiddeti örnekteki mevcut nitrit miktarı ile doğru orantılıdır. Hazırlanan numune köre karşı 507 nm’de tayin edilmiştir(Hach metot 8507) (90).
- **Nitrat Azotu (NO_3^-N):** Nitrat Azotu, örnekteki nitrat iyonlarının Kadmiyum indirgeme metoduyla önce nitrite indirgenmesi ve daha sonra oluşan nitrit iyonlarının asidik ortamda sülfanilik asit ile diazolanması sonucu oluşan, diazonyum tuzunun gentisic asit ile oluşturduğu bir amber sarı renkli çözeltinin 430 nm’de köre karşı tayin edilmesi sonucu tespit edilmiştir (Hach metot 8039)(91).
- **Amonyak Azotu (NH_3^-N):** Amonyak Azotu, örnekteki amonyum iyonunun bazik ortamda Nessler reaktifi ile vermiş olduğu sarı rengin konsantrasyonuna bağlı olarak 425 nm’de ölçülmüştür. Bu metotda öncelikle ortama birkaç damla sertlik giderici çözelti ilave edilir. Daha sonra amonyum iyonları Nessler Ayırıcı ile reaksiyona

sokulur. Reaksiyonda rengin oluşumuna yardımcı olmak için ortama 3 damla polivinil alkol ayıracı ilave edilir (Hach metot 8038) (25).

3.4.2. Bulanıklık Tayini

Bulanıklık, yüzey ve dip derinliklerinden alınan numunelerde, türbidimetre ölçüm cihazı ile standart çözelti şahit tutularak APHA, 1995’de belirtildiği gibi ölçülmüştür (88).

3.5. Coğrafi Bilgi Sistemleri ile Değerlendirmede Kullanılan Yöntem

Bu aşama için Almus Baraj Gölünde Ocak 2008-Ocak 2009 tarihleri arasında mevsimsel ve alansal olarak 9 farklı istasyonda coğrafik referanslı örnekleme çalışması yapılmıştır. Su örneklemelerinde her bir istasyonda sıcaklık, çözünmüş oksijen ve iletkenlik değerleri yüzeyden başlayarak 2, 4, 8, 10, 20, 30 ve dip derinliğinde olmak üzere ölçülmüş, diğer parametreler ise yüzey ve dip(sediment) derinliklerinde ölçülmüştür. Örnekleme noktalarının coğrafik referansları Küresel Konumlama Sistemi (GPS) kullanılarak belirlenmiştir. Elde edilen arazi verileri daha sonra Microsoft-Excel’e girilmiştir. Böylece koordinat değerleri ve bu koordinatlardaki laboratuvar analiz sonuçlarını içeren bir XYZ veri tabanı Microsoft-Excel’de oluşturulmuştur.

Göl uzaysal veri tabanının oluşturulması, arazi çalışmaları sonucunda elde edilen ve XYZ veritabanına işlenen su değişkeni verilerinin alansal dağılım haritalarına başka bir deyişle kareler ağı (raster veya grid) haritalarına dönüştürülmesidir. Çalışmamızda bu dönüştürme işlemi ARCGIS 9.1 (44, 45) coğrafi bilgi sistemleri yazılımında gerçekleştirilmiştir. Elde ettiğimiz XYZ veritabanında bulunan su değişkenlerine ait bilgiler Kriking metodu (spherical semivariogram) kullanarak ARCGIS 9.1 de 30 m çözünürlüğe enterpole edilmiştir. Böylece sıcaklık, pH, iletkenlik, çözünmüş oksijen, bulanıklık, seki görünürlüğü, toplam fosfor, ortofosfat, nitrit azotu, nitrat azotu ve amonyak azotu değişkenleri için mevsimsel ve alansal olarak farklı derinlik değerlerini içeren raster haritalar oluşturulmuştur. Her bir haritada mavi renkler düşük konsantrasyon değerlerini, kırmızı renkler yüksek konsantrasyon değerlerini belirtirken, rengin şiddeti konsantrasyon değerleri ile doğru orantılı olarak değişmiştir. Oluşturulan haritalar ile istatistiksel çalışma sonucunda elde edilen veriler yorumlanmıştır.

3.6. İstatistiksel Analiz ve Değerlendirmede Kullanılan Yöntem

Çalışmada öncelikli olarak her bir fizikokimyasal değişkenin derinliğe bağlı değişimlerinde(yüzey ve dip derinlikleri) istatistiksel açıdan bir fark olup olmadığını belirlemek için T-Testi kullanılmıştır. Fizikokimyasal değişkenlerde meydana gelen alansal ve mevsimsel değişimlerin istatistiksel açıdan benzerlik ya da farklılıklarını belirlemek amacıyla da iki yönlü varyans analizi (Two-Way ANOVA) kullanılmıştır. Aylar ve istasyonlar bu değişkenler üzerine etki eden iki ana faktör olarak alınmıştır. Varyans analizi T-Testi sonucunda derinliğe bağlı olarak istatistiksel açıdan farklı olan fizikokimyasal değişkenler hariç, tüm değişkenlerde yüzey sularına uygulanmıştır. Varyans analizinden önce değişkenlerin normal ve homojen dağılım gösterip göstermediğini belirlemek amacıyla Minitab istatistiksel yazılım programı kullanılarak “Kolmogorov-Smirnov” ve “Levene” testlerinden yararlanılmıştır. Normal ve homojen varyans göstermeyen değişkenler için $\log(x+1)$ ’e dönüştürülerek ilgili değişkenlerin varyans analizi yapılmıştır. Varyans analizi için normal ve homojen dağılıma ilave olarak istasyonlar ve aylar arasındaki olası etkileşimler “Tukey’s 1 degree-of-freedom test” kullanılarak test edilmiştir (92). Ana faktörler arasında önemli bir farkın ($p<0.05$) tespit edilmesi durumunda, hangi aylar arasındaki farkın, ya da hangi istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel açıdan anlamlı olduğunu bulmak için çoklu karşılaştırma testlerinden Student Newman-Keul (SNK) testi uygulanmıştır. Ayrıca çalışmada Almus Baraj Gölü’nde belirlenen istasyonların fizikokimyasal özelliklerini açıklayan ve bu özelliklerine göre grup halinde değerlendirilmesini sağlayan Principal Component Analizi (PCA) yapılmıştır. Bu analiz baraj gölünün çalışılan periyot boyunca su kalitesine etki eden en önemli fizikokimyasal değişkenleri belirtmesi açısından önemlidir. Çalışmada her bir fizikokimyasal değişkenin ölçülen değerinin diğerini ne kadar etkilediğini belirlemek için ise korelasyon analizi yapılmıştır.

3.7. Almus Baraj Gölünün Fosfor Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesinde Kullanılan Yöntemin Açıklanması

Göl ve baraj göllerinde kafes kültüründen kaynaklanan fosfor yükündeki artışın sucul ekosistemdeki tepkisini ölçmek amacıyla bir çok istatistiksel model geliştirilmiştir (38,76,77,3). Tablo 2.9 incelendiği zaman bahsi geçen modellerden 2 tanesi baraj göllerinde uygulanmıştır. Bu modellerden bir tanesi, Jones ve Bachman’ın, 1976 yılında 68 adet baraj gölü üzerinde yaptığı çalışma sonucu geliştirdiği model, diğeri ise Dillon ve Rigler (1974) tarafından geliştirilerek, Beveridge(1984) tarafından da düzenlenen modeldir (3).

Almus Baraj Gölünün entansif kafes kültürü taşıma kapasitesini belirlemek amacıyla yukarda bahsi geçen modellerden, Dillon ve Rigler(1974) tarafından geliştirilerek, Beveridge(1984) tarafından da düzenlenen, göllerin fosfor yüklenmesine karşı sucul ekosistemin verdiği tepkiyi ölçen taşıma kapasitesi modeli kullanılmıştır. Bu modelin çalışmada tercih edilmesinin nedeni, performans ölçütlerinin ($r = 0,86$; $SE = 0,20$), Jones ve Bachman(1976)'in geliştirdiği modelden ($r = 0,65$; $SE=0,37$) daha iyi olmasıdır.

Bir su kütlesindeki toplam fosfor konsantrasyonu ile ilgili Vollenweider (1968)'in orijinal modelini geliştiren Dillon ve Rigler (1974), gölün boyutları, su yenilenme süresi, giren fosfor ve sedimentte tutulan fosfor kısmını ilişkilendirerek fosfor yüklenmesi modelini oluşturmuştur (93). Beveridge (1984), ise Dillon ve Rigler (1974) tarafından geliştirilen ilişkiyi kullanarak bir göl veya baraj gölünün kafes kültüründen kaynaklanan fosfor yüklenmesini, taşıma kapasitesini ve kültürü yapılabilecek balık miktarını hesaplamıştır.

Model şu şekilde ifade edilir;

$$L = \frac{\Delta[P]_x Z \sigma}{1 - R}$$

Burada;

L = Entansif kafes kültürü için göl ve baraj göllerinin taşıma kapasitesi($\text{mg}/\text{m}^2\text{yıl}$).

$\Delta[P]$ = Bir su kütlesinin entansif kafes kültüründen kaynaklanan fosfor girişi konsantrasyonu (mg/m^3).

Z = Ortalama derinlik(m)

σ = Göl suyu yenilenme süresi

R = Entansif kafes balık kültüründen kaynaklanan fosforun sediment tarafından tutulan kısmı (yenilenme kapasitesi).

Bir su kütlesinin entansif kafes kültüründen kaynaklanan fosfor girişi konsantrasyonu $\Delta[P]$, su kütlesi için maksimum kabul edilebilir fosfor konsantrasyonu $[P_f]$ ile kafes kültüründen önceki fosfor konsantrasyonu $[P_i]$ arasındaki farkla belirlenir. $\Delta[P] = ([P_f] - [P_i])$. (93).

Çalışmada $[P_f]$ yani maksimum kabul edilebilir fosfor konsantrasyonu değeri Dillon ve Rigler (1974)'de belirtildiği gibi $60 \text{ mg}/\text{m}^3$ olarak alınmıştır (93). $[P_i]$ yani su kütlesinin fosfor konsantrasyonu değeri, Almus Baraj Gölü'nde belirlenen ve aralarında giriş ve çıkış sularının da yer aldığı 9 istasyondan alınan yüzey ve sediment suyu örneklerinde yapılan ölçümler sonucunda belirlenmiştir. Çalışma Ocak 2008-Aralık 2009 tarihleri arasında 2 ay'da bir

örnekleme yapılarak gerçekleştirilmiştir. Her bir analiz 3'erli tekrar yapılmış ve sonuçta yıllık ortalama Toplam Fosfor konsantrasyonu $[P_i]$ belirlenmiştir.

D.S.İ 7. Bölge Müdürlüğü ve Almus Elektrik Üretim Anonim Şirketi (EÜAŞ)' dan alınan veriler ışığında gölün normal su kotundaki hacmi(V) ve yüzey alanından(A) faydalanılarak ortalama derinlik($Z=V/A$), gölden çıkan ortalama yıllık su hacmi (Q) ve gölün normal su kotundaki hacminden faydalanılarak yenilenme süresi ($\sigma = Q/V$) hesaplanmıştır.

Kafes kültüründen kaynaklanan fosforun sediment tarafından tutulan kısmını belirten ve yenilenme katsayısı olarak da ifade edilen R değeri Kuzey Amerika'da ki baraj göllerine Larsen ve Mercier tarafından uygulanan

$$R = \frac{1}{1 + 0,515 \cdot \sigma \cdot 0,551}$$

bağıntısından faydalanılarak bulunmuştur (94). Yenilenme katsayısı belirlenirken Tablo 2.10'da baraj gölleri için verilen R değerlerinin içinde korelasyon katsayısı en yüksek olan bağıntı kullanılmıştır.

Sonuçta yukarıda ifade edilen model kullanılarak Almus Baraj Gölü Fosfor Taşıma Kapasitesi $L(\text{mg}/\text{m}^2\text{yıl})$ hesaplanmıştır. Çalışma sonunda elde edilen veriler FCR değerleri ile ilişkilendirilerek, Almus Baraj Gölü yüzey alanında yetiştiriciliği yapılabilecek balık miktarı ton/yıl cinsinden hesaplanmıştır.

Bu hesaplama balık üretimi için FCR (Yemden Yararlanma Oranı) oranına bağlı olarak ticari yemlerin içeriğindeki fosforun ne kadarının çevreye gireceğine dayanılarak yapılmıştır. Hesaplama aşağıda açıklanan literatür bilgisinden faydalanılmıştır.

Beveridge, 1984'e göre ticari pelet alabalık yemlerinin fosfor içeriği yaklaşık %1,5, 1 ton ticari pelet alabalık yeminin fosfor içeriği yaklaşık 15,0 kg'dır. Yem değerlendirme oranına bağlı olarak yemle birlikte verilen fosfor miktarı ise;

$$\text{FCR} = 1,0:1 \text{ Pyem} = 15,0 \text{ kg}$$

$$\text{FCR} = 1,5:1 \text{ Pyem} = 22,5 \text{ kg}$$

$$\text{FCR} = 2,0:1 \text{ Pyem} = 30,0 \text{ kg}$$

$$\text{FCR} = 2,5:1 \text{ Pyem} = 37,5 \text{ kg}$$

şeklindedir.

Yine Beveridge, 1984' e göre, alabalık dokularının fosfor içeriği(balığın kuru ağırlığı için) %0,48, 1 ton alabalığın fosfor içeriği (balığın kuru ağırlığı için) 4,8 kg'dır . Böylelikle 1 ton alabalık üretimi sonunda yemle çevreye giren fosfor miktarının;

$$\text{FCR} = 15,0-4,8 \text{ Pçevre} = 10,2 \text{ kg}$$

$$\text{FCR} = 22,5-4,8 \text{ Pçevre} = 17,7 \text{ kg}$$

$$FCR = 30,0-4,8 \text{ P\c{e}vre} = 25,2 \text{ kg}$$

$$FCR = 37,5-4,8 \text{ P\c{e}vre} = 32,7 \text{ kg}$$

şeklinde olduğu belirtilmiştir (3, 84).

Çalışmamızda, yukarıda açıklanan literatür bilgisinden ve $\text{mg/m}^2\text{yıl}$ cinsinden hesapladığımız fosfor taşıma kapasitesinden faydalanarak, Almus Baraj Gölünde yetiştiriciliği yapılabilecek yıllık alabalık miktarı hesaplanmıştır.

Öncelikle 1m^2 'de yıllık ne kadar alabalık yetiştirilebileceği hesaplanmış ve bulunan sonuç gölün tüm yüzey alanına uygulanmıştır. Böylece göle zarar vermeden, yetiştiriciliği yapılabilecek toplam alabalık miktarı hesaplanmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Almus Baraj Gölü Su Kalitesi Bulguları

Almus Baraj gölü yüzey suyu ve dip suyu fizikokimyasal parametrelerinin yıllık ortalamaları, minimum, maksimum değerleri ve standart sapmaları Tablo 4.1’de, derinliğe bağlı olarak yapılan T- Testi sonuçları Tablo 4.2’de verilmiştir.

Tablo 4.1 Almus Baraj Gölü Yüzey Suyu ve Dip Suyu Yıllık Ortalamaları

Değişken	N	N*	Ortalama	Ortalama*	Min.	Min.*	Max.	Max.*	Standart Sapma	Standart Sapma*
Sıcaklık (°C)	55	55	14,30	10,26	2,1	2,10	24,3	22,3	7,44	5,47
Çözünmüş Oksijen(mg/L)	55	55	10,15	9,04	7,6	3,00	13,4	16,19	1,59	2,67
İletkenlik(μS/cm)	55	55	304,43	312,22	266,5	275,40	346,0	357,0	19,71	16,78
pH	55	55	8,20	8,19	7,8	7,87	8,8	8,75	0,20	0,18
Turbidite (NTU)	165	165	6,09	6,34	0,8	1,05	18,7	18,68	4,86	5,12
Seki Görünürlüğü (cm)	42	-	259,53	-	46,5	-	558,0	-	133,50	-
Amonyak Azotu (mg/L)	165	165	0,28	0,27	0,1	0,10	0,55	0,58	0,14	0,12
Nitrit Azotu (mg/L)	165	165	0,006	0,006	0,001	0,001	0,013	0,017	0,003	0,003
Nitrat Azotu (mg/l)	165	165	1,31	1,37	0,47	0,47	1,83	2,0	0,28	0,30
Ortofosfat (mg/l)	165	165	0,16	0,23	0,02	0,02	0,41	0,66	0,10	0,14
Toplam Fosfor(mg/l)	165	165	0,03	0,03	0,00	0,00	0,08	0,08	0,02	0,014

Not : * İşareti Dip Suyunu Belirtir.

Tablo 4.2 Yüzey ve Dip Derinliğine Bağlı Olarak Oluşturulan T – Testi Sonuçları

Değişken	T-Değeri	P-Değeri
Sıcaklık (°C)	6,18	0.000
Çözünmüş Oksijen(mg/L)	4,58	0.000
pH	-3,34	0.002
İletkenlik(μS/cm)	0.69	0.494
Turbidite (NTU)	-0.87	0.390
Amonyak Azotu (mg/L)	0.06	0.949
Nitrit Azotu (mg/L)	0.48	0.635
Nitrat Azotu (mg/l)	-1,70	0.094
Ortofosfat (mg/l)	3,61	0.001
ToplamFosfor(mg/l)	0.66	0.510

Tablo 4.2'ye göre sıcaklık, çözülmüş oksijen, pH ve ortofosfat değişkenleri yüzey ve dip derinliklerinde istatistiksel açıdan farklılık göstermiştir ($p<0,05$). İletkenlik, türbidite, amonyak azotu, nitrit azotu, nitrat azotu ve toplam fosfor değişkenleri ise derinliğe bağlı olarak istatistiksel açıdan bir fark göstermemiştir ($p>0,05$). Yapılan istatistiksel analizlerde bu durum dikkate alınmıştır.

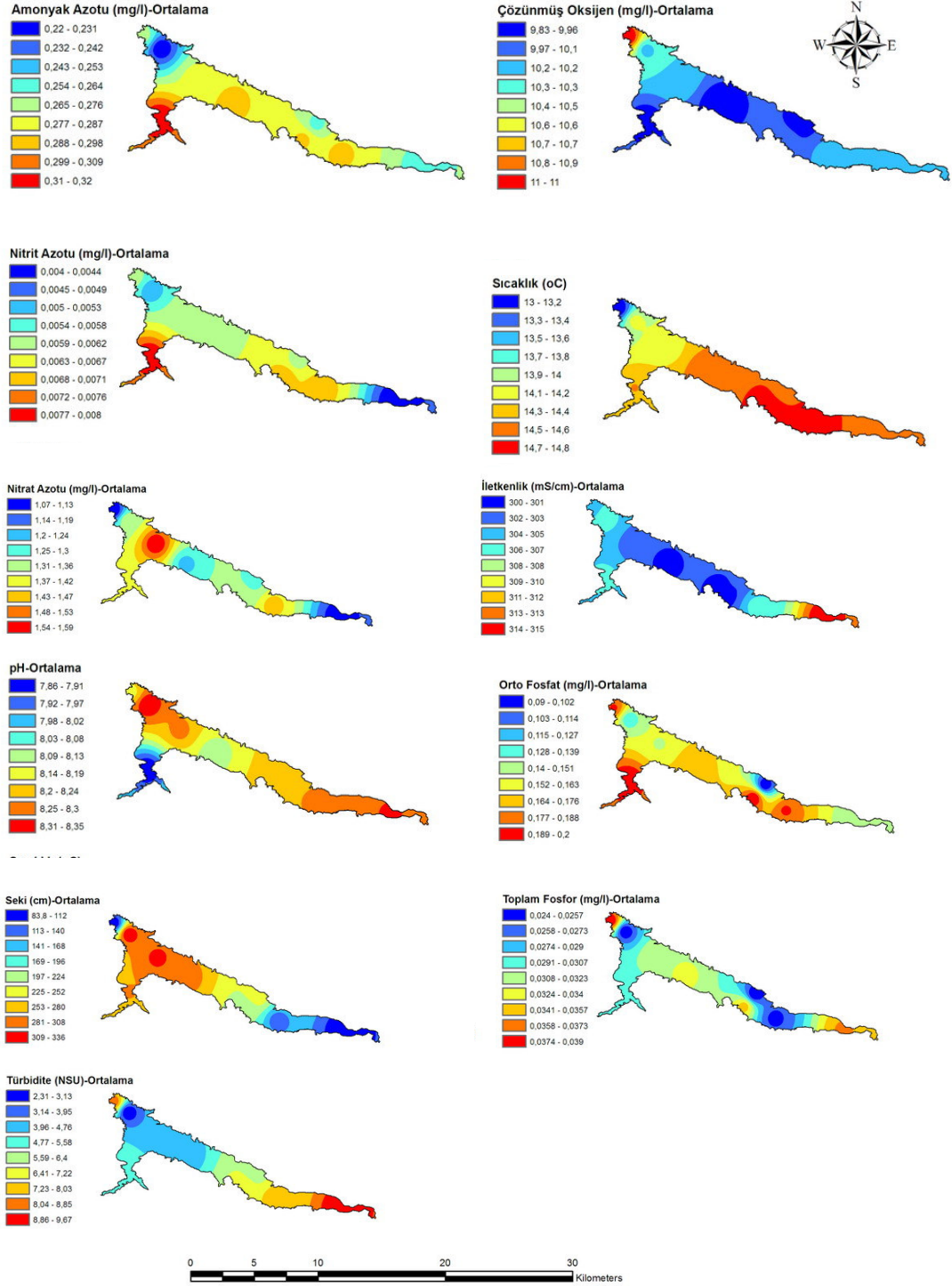
Almus Baraj Gölü yüzey ve dip suyu; sıcaklık, çözülmüş oksijen, iletkenlik, pH, nitrit azotu, nitrat azotu, ortofosfat, toplam fosfor değerleri, aylara ve istasyonlara göre normal ve homojen dağılım göstermiştir. Çevresel örneklere istatistiksel analiz uygulayabilmek için verilerin normal ve homojen dağılım göstermesi gerekmektedir. Türbidite ve amonyak normal dağılım göstermediğinden $\log(x+1)$ dönüşümüne tabi tutulmuş daha sonra iki yönlü varyans analizi ile değerlendirilmiştir.

İki yönlü varyans analizi ölçülen fiziksel ve kimyasal parametrelerin mevsimsel ve alansal olarak bir fark gösterip göstermediğini belirlemek amacıyla yapılmıştır. Varyans analizine göre eğer fark istatistiksel açıdan anlamlı ise (Student Newman-Keul) SNK testi uygulanmıştır. SNK testi hangi aylar arasındaki ya da hangi istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel açıdan anlamlı olduğunu belirlemek için yapılmıştır. Bu teste göre farklı harfler ile belirtilen aylar ve istasyonlar arasındaki fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$). Bulgular her bir fiziksel ve kimyasal parametrenin kendi alt başlığı altında verilmiştir.

Göl uzaysal veri tabanının oluşturulması, arazi çalışmaları sonucunda elde edilen ve XYZ veritabanına işlenen su değişkeni verilerinin alansal dağılım haritalarına başka bir deyişle kareler ağı (raster veya grid) haritalarına dönüştürülmesidir. Çalışmamızda bu dönüştürme işlemi ARCGIS 9.1 (44, 45) coğrafi bilgi sistemleri yazılımında gerçekleştirilmiştir. Elde ettiğimiz XYZ veritabanında bulunan su değişkenlerine ait bilgiler Kriking metodu (spherical semivariogram) kullanarak ARCGIS 9.1 de 30 m çözünürlüğe enterpole edilmiştir. Böylece sıcaklık, pH, iletkenlik, çözülmüş oksijen, bulanıklık, seki görünürlüğü, toplam fosfor, ortofosfat, nitrit azotu, nitrat azotu ve amonyak azotu değişkenleri için mevsimsel ve alansal olarak farklı derinlik değerlerini içeren raster haritalar oluşturulmuştur.

Her bir fiziksel ve kimyasal parametreye ait CBS haritası (uzaysal veri tabanı) kendi alt başlığı altında verilmiştir.

Ayrıca göldeki araştırma istasyonları Şekil 3.1'de gösterilmiştir. Sıcaklık, pH, iletkenlik, çözülmüş oksijen, bulanıklık, seki görünürlüğü, toplam fosfor, ortofosfat, nitrit azotu, nitrat azotu ve amonyak azotunun yıllık ortalama değerlerini gösteren CBS haritaları ise Şekil 4.1'de verilmiştir. Haritalarda mavi renkler düşük konsantrasyon değerlerini, kırmızı renkler yüksek konsantrasyon değerlerini belirtirken, rengin şiddeti konsantrasyon değerleri ile doğru orantılı olarak değişmiştir.



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.1 Almus Baraj Gölü Bazı Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Yıllık Ortalama Değerlerine Ait Uzaysal Veri Tabanı

4.1.1. Sıcaklık

Ortalama yüzey su sıcaklık değeri temmuz ayında 22,82 °C değeriyle maksimum, ocak ayında ise 3,86 °C ile minimum değerine ulaşmıştır. Yapılan İki Yönlü Varyans Analizine göre su sıcaklığında aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=691,32$; $p=0.0001$). SNK testi sonucunda ise yüzey suyu sıcaklıkları yönünden bütün ayların birbirinden farklılık gösterdiği tespit edilmiştir (Tablo 4.3 Şekil 4.2).

Yüzey suyu sıcaklığı istasyonlar arasında da farklılık göstermiştir ($F_{8,40}= 2,16$; $p= 0.0525$). SNK testine göre 6. (14,80°C) ve 9. (12,98°C) istasyonlar hariç, diğer istasyonlar yüzey su sıcaklıkları yönünden farklılık göstermemiştir (Tablo 4.4, Şekil 4.3).

Ortalama dip su sıcaklığı eylül ayında 16,18 °C değeriyle maksimum, ocak ayında ise 3,74 °C ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Varyans analizine göre bu değişim önemli bulunmuştur ($F_{5,40}=24,15$; $p=0.0001$). SNK testi sonucunda ocak ve mart ayları kendi arasında mayıs, temmuz ve kasım ayları da kendi arasında dip suyu sıcaklığı yönünden farklılık göstermemiştir. Eylül ayı ise dip suyu sıcaklığı yönünden diğer aylara göre farklı bulunmuştur (Tablo 4.3, Şekil 4.2).

Dip suyu sıcaklığı yönünden istasyonlar arasında fark gözlenmiştir ($F_{8,40}=3,59$; $p=0.0032$). 1. istasyon(13,38 °C) maksimum değeriyle, 2. ,3. ve 4. istasyonlardan istatistiksel açıdan farklı, diğer istasyonlarla benzer özellik göstermiştir (Tablo 4.4, Şekil 4.3).

Tablo 4.3.Yüzey ve Dip Suyu Sıcaklık Değerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

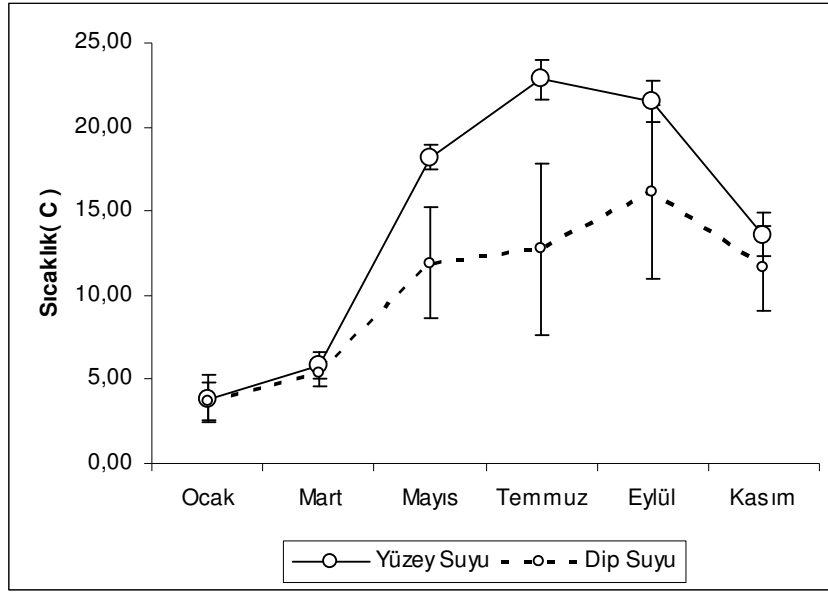
Sıcaklık (°C)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	3.86 ^f	5.82 ^e	18.18 ^c	22.82 ^a	21.48 ^b	13.61 ^d
Dip Suyu	3.74 ^c	5.34 ^c	11.93 ^b	12.76 ^b	16.18 ^a	11.61 ^b

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

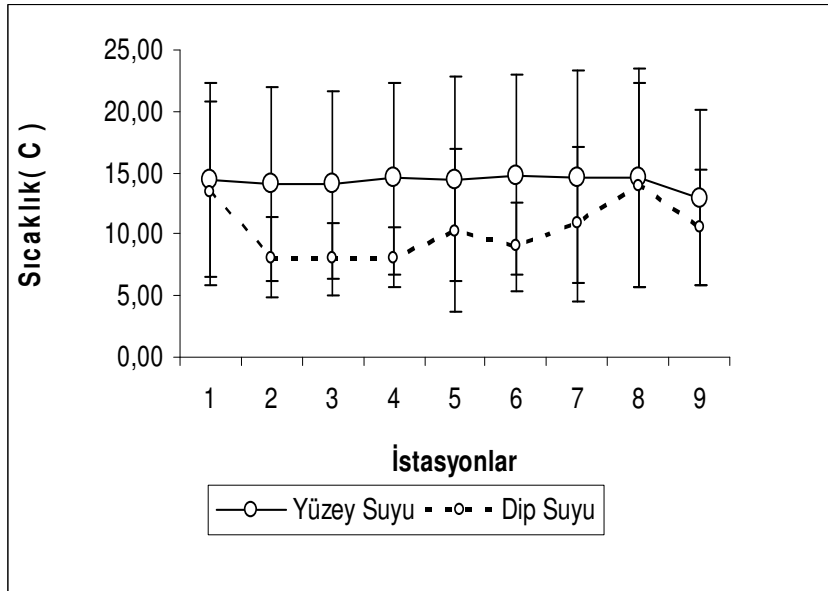
Tablo 4.4.Yüzey ve Dip Suyu Sıcaklık Değerindeki Alansal Dağılımlar (SNK Testi)

Sıcaklık (°C)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	14.40 ^{ab}	14.12 ^{ab}	14.07 ^{ab}	14.58 ^{ab}	14.48 ^{ab}	14.80 ^a	14.67 ^{ab}	14.57 ^{ab}	12.98 ^b
Dip Suyu	13.38 ^a	8.08 ^b	7.98 ^b	8.12 ^b	10.32 ^{ab}	9.03 ^{ab}	10.83 ^{ab}	13.98 ^a	10.62 ^{ab}

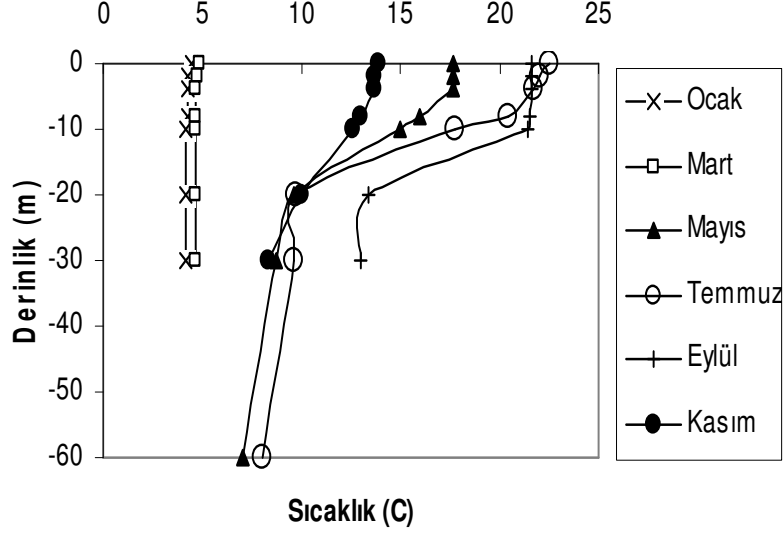
Not: Aynı harfler ile belirtilen istasyonlar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.2 Su Sıcaklık Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S)

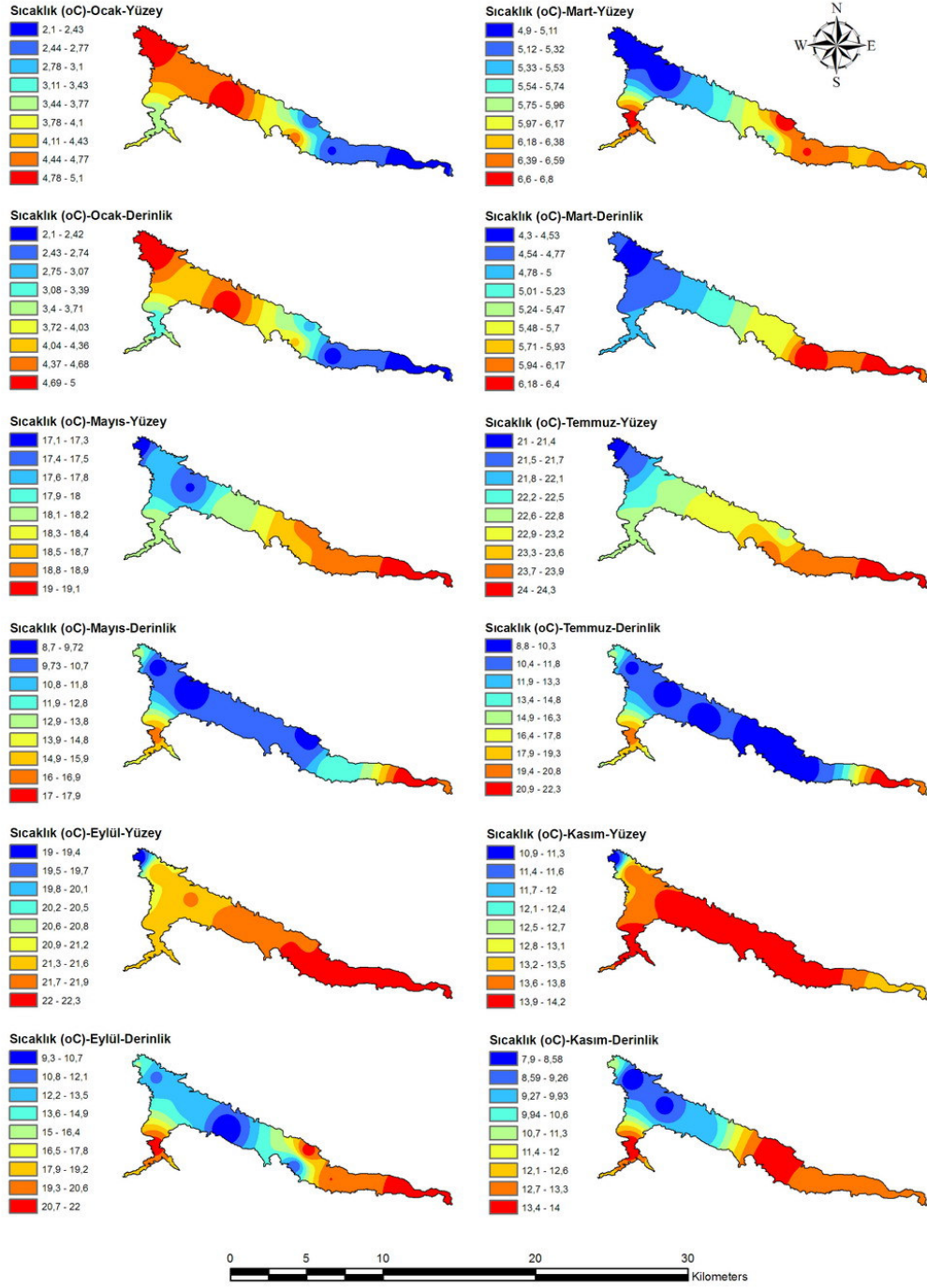


Şekil 4.3 Su Sıcaklık Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S)



Şekil 4.4 Su Sıcaklık Değerinin Derinliğe Göre Değişimi

Şekil 4.4'de, Almus Baraj Gölü'nün en derin istasyonu olan 2. istasyon baz alınarak, sıcaklığın mevsimsel olarak derinliğe göre değişimi gösterilmiştir. Grafiğe göre ocak ve mart aylarında sıcaklık derinliğe göre değişim göstermemiş yaklaşık 5 °C'de sabit kalmıştır. Mayıs ayında ilk 5m'den sonra ani sıcaklık değişimleri gözlenmeye başlanmıştır, bu olay temmuz ve eylül aylarında daha da belirgin bir hal almıştır. Eylül ayında ilk 10 m'den 20 m derinliğe kadar net bir sıcaklık atlaması gözlenmiştir. Kasım ayında tekrar havaların soğumaya başlaması ile sıcaklık atlamaları ortadan kalkmaya ve yüzey suyu ile dip suyu arasındaki fark azalmaya başlamıştır.



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.5 Almus Baraj Gölü Sıcaklık Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Sıcaklık değerlerine göre oluşturulmuş Coğrafi Bilgi Sistemi (CBS) haritaları; ocak, mart, mayıs, temmuz, eylül ve kasım aylarında, sıcaklık değerlerinin alansal olarak göldeki dağılımını göstermektedir (Şekil 4.5). Karşılaştırma yapabilmek amacıyla araştırma istasyonlarını gösteren harita (Şekil 3.1)'de verilmiştir.

Ocak ayı yüzey suyu sıcaklığı 2,1 °C ile 8. istasyonda (ilgili haritada koyu mavi ile gösterilen kısım) minimum değerini, 5,1°C ile 9. istasyonda (ilgili haritada kırmızı ile gösterilen kısım) maksimum değerini almıştır. Genel olarak ocak ayı yüzey suyu sıcaklığı nehir ve derelerin göle karıştığı bölgelerde (1, 7, ve 8. istasyonlar) diğer bölgelere göre düşük değerlerde ölçülmüştür. Ocak ayı dip suyu sıcaklığı 2,1°C ile 8. istasyonda minimum değerini, 5,1°C ile 9. istasyonda (kırmızı ile gösterilen kısım) maksimum değerini almıştır. Ocak ayı için sıcaklık değerleri yüzey ve dip derinliğine göre bir değişim göstermemiştir.

Mart ayı yüzey suyu sıcaklığı 4,9 °C ile 2, 3 ve 8. istasyonlarda (koyu mavi ile gösterilen kısım) minimum değerini, 6,8°C ile 5. ve 8. istasyonda (kırmızı ile gösterilen kısım) maksimum değerini almıştır. Mart ayı yüzey suyu sıcaklığı nehir ve derelerin göle karıştığı bölgelerde (1, 7 ve 8. istasyonlar) diğer bölgelere göre daha yüksek değerlerde ölçülmüştür. Mart ayı dip suyu haritası, yüzey suyu haritasına benzer çıkmış yani ocak ayında olduğu gibi mart ayında da sıcaklık değerleri yüzey ve dip derinliğine göre bir değişim göstermemiştir.

Mayıs ayı yüzey suyu sıcaklığı 17,1–17,8 °C arasında 2, 3 ve 9. istasyonlarda (koyu mavi ve açık mavi ile gösterilen kısım) minimum değerini, 18,8–19,8°C arasında 7. ve 8. istasyonda (turuncu ve kırmızı ile gösterilen kısım) maksimum değerini almıştır. Mayıs ayı dip suyu sıcaklığı, derinliğin az olduğu nehir ve derelerin göle karıştığı bölgeler (2. ve 8. istasyonlar) hariç, diğer bölgelerde 8,7–10,7 °C arasında minimum değerini almıştır.

Temmuz ayı yüzey suyu sıcaklığı 21 °C ile 8. istasyonda (koyu mavi ile gösterilen kısım) minimum değerini, 24,3 °C ile 9. istasyonda (kırmızı ile gösterilen kısım) maksimum değerini almıştır. Temmuz ayı dip suyu sıcaklığı, derinliğin az olduğu nehir ve derelerin göle karıştığı bölgeler (2. ve 8. istasyonlar) hariç, diğer bölgelerde 8,8–10,3 °C arasında (koyu mavi ile gösterilen kısım) minimum değerini almıştır.

Eylül ve kasım aylarında göldeki istasyonların yüzey suyu sıcaklıkları hemen hemen bütün istasyonlarda eşit dağılım göstermiştir. Eylül ayı yüzey suyu minimum sıcaklığı 19 °C (koyu mavi ile gösterilen kısım), maksimum sıcaklığı 22,3 °C (haritada kırmızı ile gösterilen kısım) olarak ölçülmüştür. Kasım ayında yüzey suyu sıcaklığı 10,9 °C ile minimum 14,2 °C maksimum değerini almıştır.

4.1.2. Çözünmüş Oksijen

Yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri, ocak ayında 12,0 mg/L ile maksimum, eylül ayında ise 8,66 mg/L ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Yapılan Varyans Analizine göre çözünmüş oksijen değerinde aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=69,98$; $p=0.0001$). SNK testine göre yüzey suyu çözünmüş oksijen değerinde ocak ile mart(kış), mayıs ile kasım(ilkbahar-sonbahar), temmuz ile eylül (yaz) aylarında tespit edilen fark istatistiksel açıdan farklı bulunmamıştır. Ancak çözünmüş oksijen değerinde mevsimsel olarak meydana gelen değişme istatistiksel açıdan anlamlıdır. (Tablo 4.5, Şekil 4.6).

Yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri alansal olarak farklılık göstermiştir ($F_{8,40}= 2,31$; $p= 0.0383$). İstasyonlardan 9. istasyon (11,00mg/L); 1. (9,87 mg/L), 4. (9,83 mg/L) ve 5. (9,87 mg/L) istasyonlardan farklı bulunmuş, diğer istasyonlar ile farklılık göstermemiştir (Tablo 4.6, Şekil 4.7).

Ortalama dip suyu çözünmüş oksijen değeri mart ayında 12,03 mg/L değeriyle maksimum, eylül ayında ise 6,21mg/L ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Varyans analizine göre bu değişim önemli bulunmuştur ($F_{5,40}=15,40$; $p=0.0001$). SNK testi sonucunda ocak ile mart aylarında dip suyu çözünmüş oksijen değerleri benzer bulunmuştur. Aynı şekilde mayıs, temmuz ve kasım ayları da kendi arasında benzerlik göstermiştir. Eylül ayı, dip suyu çözünmüş oksijen değeri yönünden, temmuz ayı hariç, diğer aylardan farklı bulunmuştur (Tablo 4.5, Şekil 4.6).

Dip suyu çözünmüş oksijen değeri yönünden istasyonlar arasında 9. istasyon 11.00 mg/L maksimum değeriyle, 7.14 mg/L minimum değerine sahip 6. istasyondan farklı bulunmuştur ($F_{8,40}=3,12$; $p=0.0078$; Tablo 4.6, Şekil 4.7).

Tablo 4.5. Yüzey ve Dip Suyu Çözünmüş Oksijen Değerlerindeki Aylık Dağılımlar (SNK Testi)

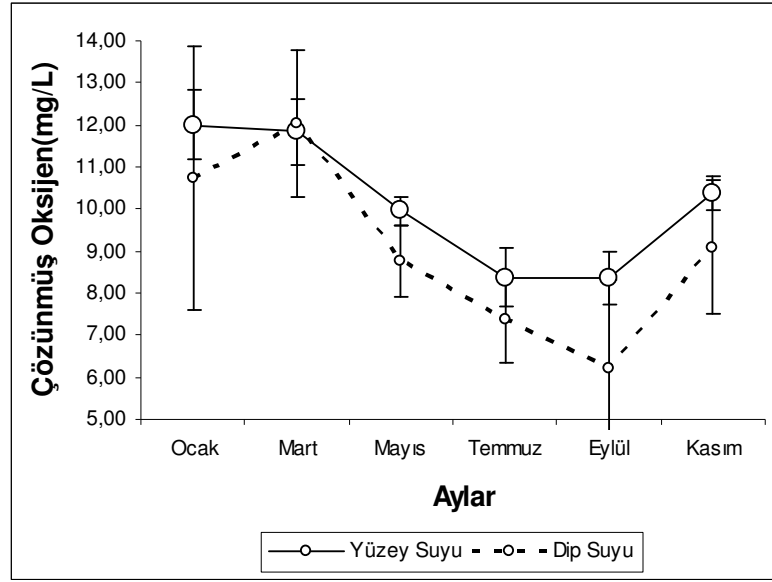
Çözünmüş Oksijen(mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	12.00 ^a	11.83 ^a	9.95 ^b	8.38 ^c	8.36 ^c	10.36 ^b
Dip Suyu	10.74 ^a	12.03 ^a	8.78 ^b	7.36 ^{bc}	6.21 ^c	9.10 ^b

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır.

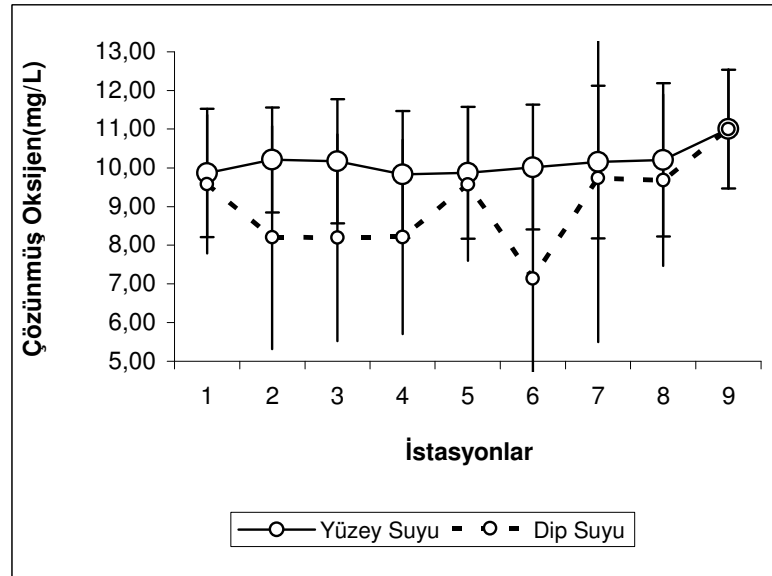
Tablo 4.6. Yüzey ve Dip Suyu Çözünmüş Oksijen Değerlerindeki Alansal Dağılımlar (SNK Testi)

Çözünmüş Oksijen(mg/L)	İstasyonlar								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	9.87 ^b	10.21 ^{ab}	10.17 ^{ab}	9.83 ^b	9.87 ^b	10.02 ^{ab}	10.15 ^{ab}	10.21 ^{ab}	11.00 ^a
Dip Suyu	9.58 ^{ab}	8.20 ^{ab}	8.19 ^{ab}	8.21 ^{ab}	9.57 ^{ab}	7.14 ^b	9.74 ^{ab}	9.68 ^{ab}	11.00 ^a

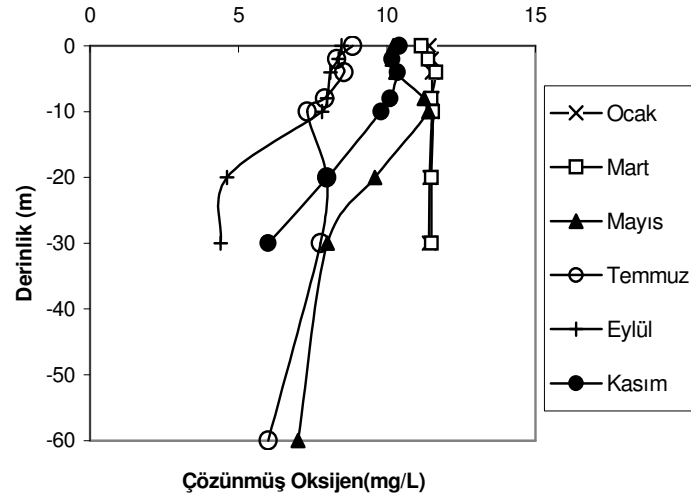
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.6. Çözünmüş Oksijen Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S)

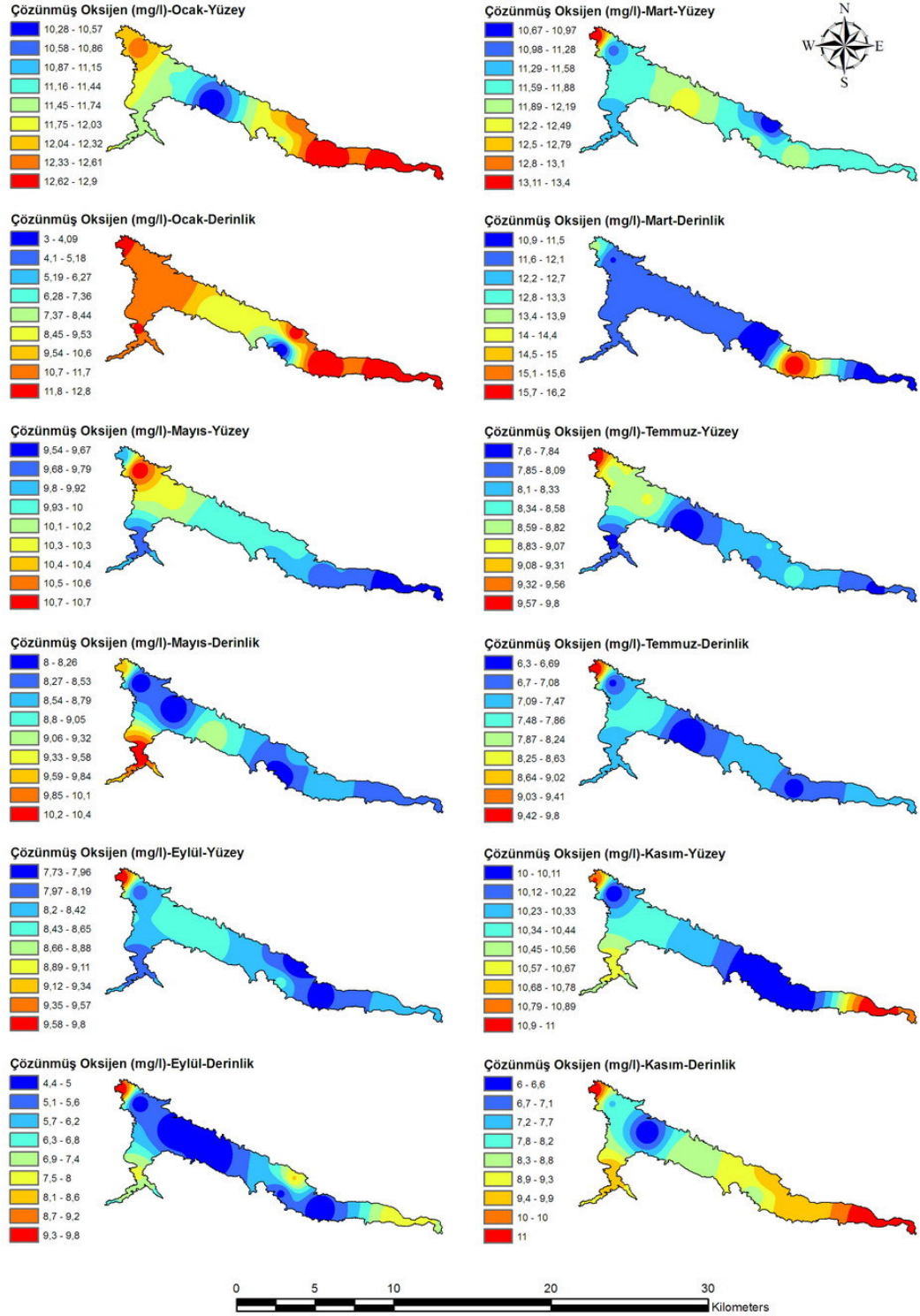


Şekil 4.7. Çözünmüş Oksijenin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S)



Şekil 4.8 Çözünmüş Oksijenin Derinliğe Göre Değişimi

Şekil 4.8 çözünmüş oksijenin ocak, mart, mayıs, temmuz, eylül ve kasım aylarında derinliğe göre değişimini göstermektedir. Grafiğe göre ocak ve mart aylarında çözünmüş oksijen düzeyi 30 m'ye kadar sabit kalmıştır. Mayıs ayında ilk 10 m'de çözünmüş oksijen önce azalmış, sonra artmış ve tekrar azalmıştır. Temmuz ayında çözünmüş oksijen yüzeyde hafif bir artış göstermiş fakat derinlik arttıkça çözünmüş oksijen değeride azalmıştır. Çözünmüş oksijen eylül ayında en düşük değerini almıştır. Kasım ayında ise yüzeyden 30 m derinliğe doğru düzenli bir azalma gözlenmiştir.



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.9 Almus Baraj Gölü Çözünmüş Oksijen Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.9'a göre; ocak ayı yüzey suyu çözünmüş oksijeni 10.28 mg/L ile 4. istasyonda (koyu mavi) minimum değerini, 12,9 mg/L ile 9. istasyonda (kırmızı) maksimum değerini almıştır. Genel olarak ocak ayı yüzey suyu ve dip suyu çözünmüş oksijen değeri nehir ve derelerin göle karıştığı bölgelerde (1, 7, ve 8. istasyonlar) diğer bölgelere göre yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür.

Mart ayı yüzey suyunda, gölün büyük çoğunluğunun çözünmüş oksijen değeri 11,59–11,88 mg/L arasında değişim göstermiştir. İlgili bölgeler haritada açık yeşil renk ile görülmektedir. Mart ayı dip suyu çözünmüş oksijen değeri 7. istasyon hariç, diğer istasyonlarda önemli bir değişim göstermemiştir. Haritaya bakıldığında büyük çoğunluk mavi ve tonlarında görülmektedir.

Mayıs ayı yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri, 9.54 mg/L değeriyle 8. istasyonda (koyu mavi) minimum, 10.7 mg/L değeriyle 3. istasyonda maksimum olmuştur. Mayıs ayı dip suyu çözünmüş oksijen değeri ise, derinliğin fazla olduğu 2. ve 3. istasyonlarda 8 mg/L ile minimum değerini almıştır.

Temmuz ayı yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri 2. ve 3. istasyonlar hariç, diğer istasyonlarda 7.6–8.33 mg/L arasında değişmiştir. Bu bölgeler haritada mavi ve tonlarında görülmektedir. Temmuz ayı dip suyu çözünmüş oksijen haritasına mavi ve tonları hakim olmuştur. Buralarda ölçülen çözünmüş oksijen konsantrasyonu 6.3–7.42 mg/L arasındadır.

Eylül ayında yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri istasyonlar arasında önemli bir değişim göstermemiştir. Haritada açık yeşil görülen 2. ve 3. istasyonlar 8.43–8.65 arasında değişen konsantrasyona sahip iken diğer istasyonların konsantrasyonu 7.73–8.42 mg/L arasındadır (mavi ve tonları). Eylül ayı dip suyu çözünmüş oksijeni ırmak ve nehirlerin göle karıştığı noktalar hariç diğer bölgelerde 4.4 ile 5.6 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Bu bölgeler haritada mavi ve tonlarında görülmektedir.

Kasım ayında yüzey suyu çözünmüş oksijeni en yüksek değerlerine 8. ve 9. istasyonda 11 mg/L konsantrasyonu ile ulaşmıştır. Gölün büyük çoğunluğu 10 ile 10.44 mg/L arasında değişen değerler almıştır(mavi tonları ve açık yeşil ile görünen kısımlar). Dip suyu çözünmüş oksijen konsantrasyonu ise 6 mg/L değeriyle 3. istasyonda minimum olarak ölçülmüştür.

4.1.3. Elektriksel İletkenlik

Ortalama yüzey suyu iletkenliği mart ayında 324,50 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) değerleriyle maksimum, temmuz ayında ise 278,27 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Yapılan varyans analizine göre elektriksel iletkenlikte aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=35,24$; $p=0.0001$). SNK testi sonucunda yüzey suyu

iletkenliği yönünden kış ayları ile yaz aylarının farklılık gösterdiği ve yaza doğru bir azalmanın görüldüğü tespit edilmiştir (Tablo 4.7, Şekil 4.10).

Yüzey suyu iletkenliği istasyonlar arasında istatistiksel açıdan farklılık göstermemiştir ($F_{8,40}=1,40$; $p=0.2259$). İletkenlik açısından 8. istasyon 315,2($\mu\text{S}/\text{cm}$) ile maksimum, 4. istasyon 300.73($\mu\text{S}/\text{cm}$) ile minimum değerini almıştır. (Tablo 4.8, Şekil 4.11).

İletkenlik için yüzey suyu ve dip suyu ortalamaları arasında T-testine göre bir fark bulunmadığından dolayı, dip suyu numunelerine iki yönlü varyans analizi ve SNK testi uygulanmamıştır (Tablo 4.2).

Tablo 4.7. Yüzey Suyu Elektriksel İletkenlik Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

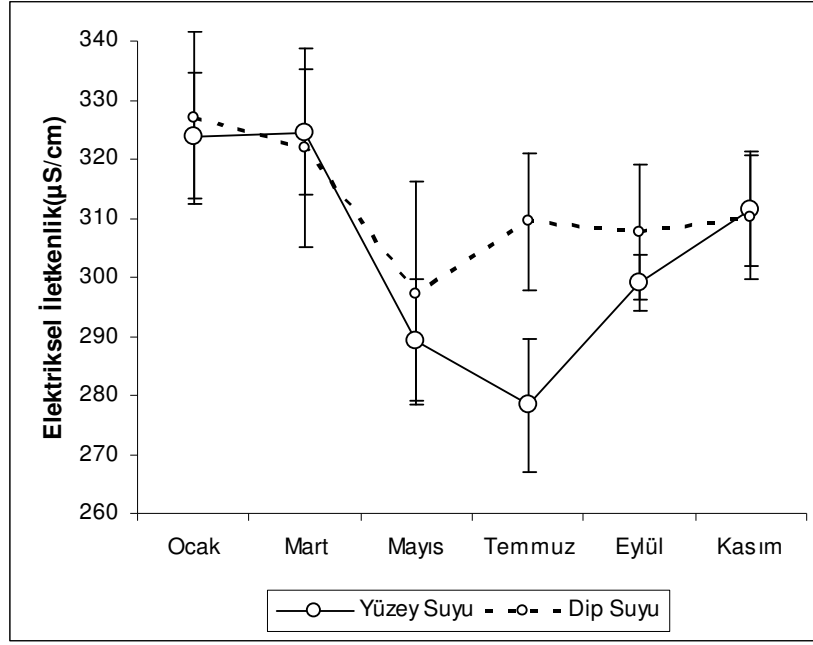
İletkenlik($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	323.87 ^a	324.50 ^a	289.36 ^d	278.27 ^c	299.00 ^c	311.56 ^b

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

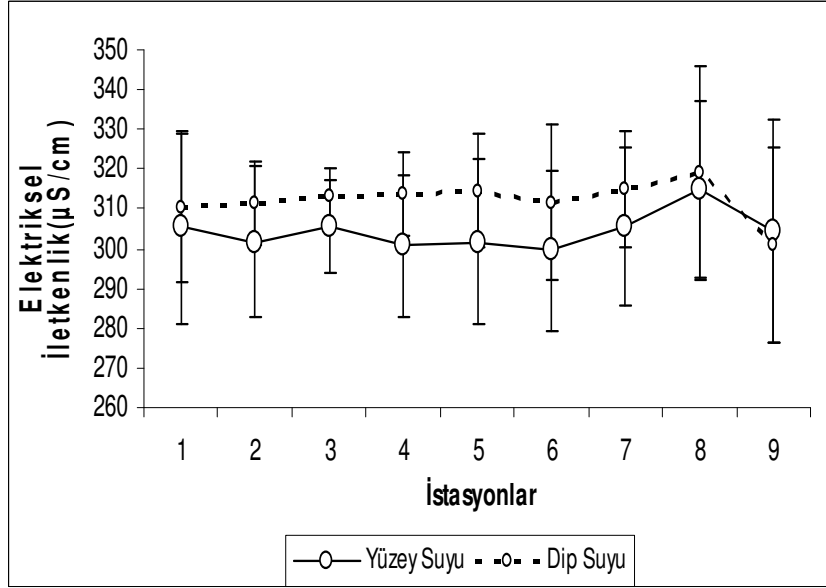
Tablo 4.8. Yüzey Suyu Elektriksel İletkenlik Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

İletkenlik($\mu\text{S}/\text{cm}$)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	305.35 ^a	301.77 ^a	305.62 ^a	300.73 ^a	301.63 ^a	299.65 ^a	305.533 ^a	315.12 ^a	304.47 ^a

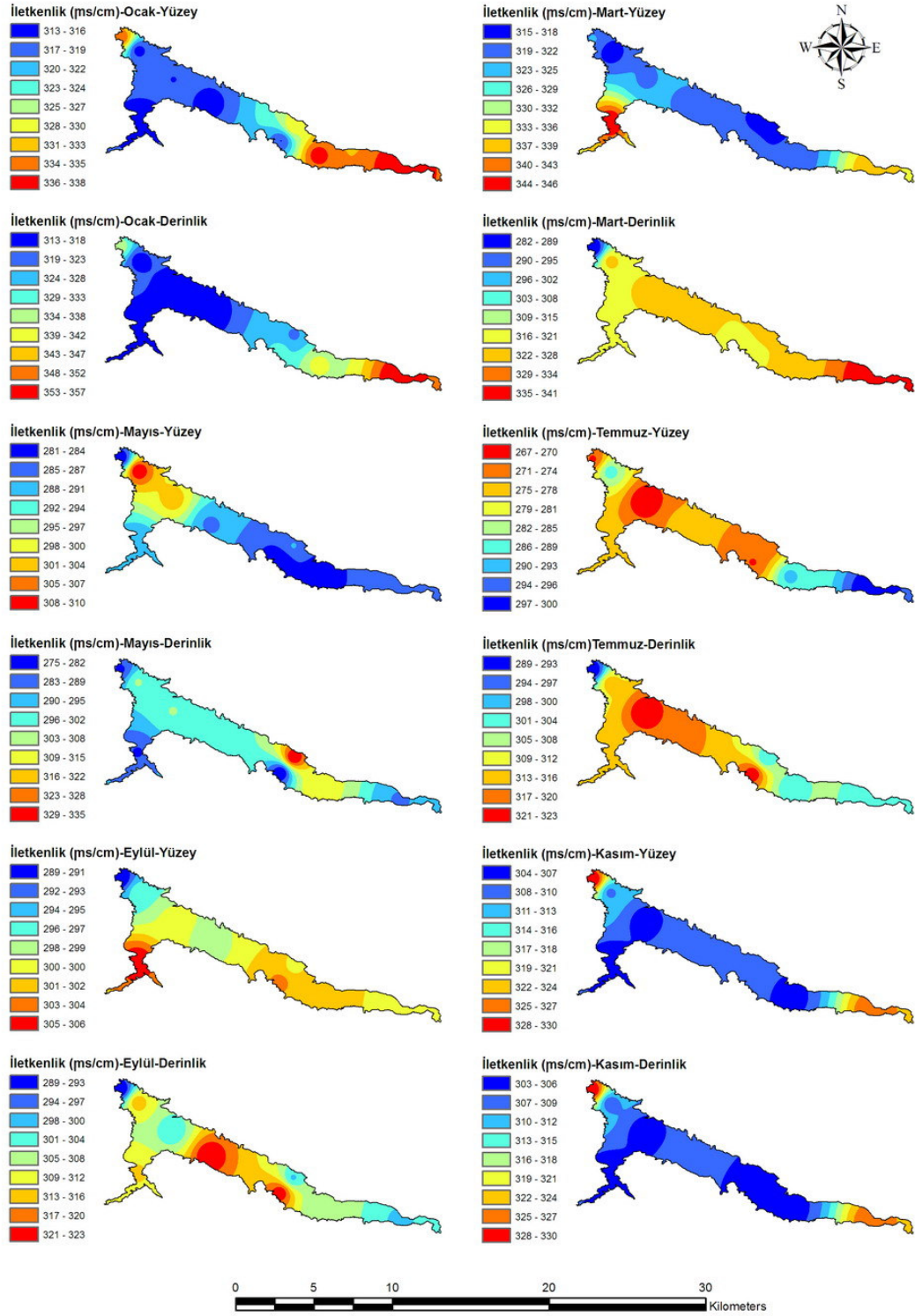
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.10. Elektriksel İletkenlik Değerinin Aylara Göre Değişimi (or±S.S)



Şekil 4.11. Elektriksel İletkenlik Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (or±S.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.12 Almus Baraj Gölü Elektriksel İletkenlik Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.12'ye göre ocak ayı yüzey suyu iletkenliği istasyon 1, 2, 3 ve 4 civarında mavi ve tonlarında görülmektedir. Gölün bu bölgelerindeki elektriksel iletkenlik değeri 313–322 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişen değerler almıştır. Ocak ayı içerisinde göldeki en yüksek iletkenlik değeri ise 338 $\mu\text{S/cm}$ ile 8. istasyonda görülmüştür. (kırmızı). Ocak ayı için iletkenlik değerleri yüzey ve dip derinliğine göre bir değişim göstermemiştir.

Mart ayı yüzey suyu iletkenlik haritasında 1. ve 8. istasyonlar hariç, diğer bölgeler mavi ve tonlarında görülmektedir. Gölün bu alanlarında iletkenlik değerleri 315–319 $\mu\text{S/cm}$ arasında, 1. ve 8. istasyonlarda ise bu değer 333 ile 346 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişmektedir. Mart ayı dip suyu iletkenliği 8. istasyon hariç gölün diğer bölgelerinde sarı ve tonlarında görülmektedir. Bu bölgelerde iletkenlik değerleri 316–328 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişmektedir.

Mayıs ayı yüzey suyu iletkenlik haritasında 2. ve 3. istasyonlar 298 $\mu\text{S/cm}$ ve 310 $\mu\text{S/cm}$ değerlerini alırken (turuncu ve kırmızı ile gösterilen kısım), diğer bölgeler 281 $\mu\text{S/cm}$ ile 294 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişmiştir(mavi ve tonları). Mayıs ayı dip suyu iletkenlik değerleri ise gölün büyük çoğunluğunda 296–302 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişim göstermiştir (ilgili haritada açık yeşil ile gösterilen kısım).

Temmuz ayında yüzey ve dip suyu iletkenliği haritaları benzerlik göstermiştir. Bu ayda göldeki en düşük iletkenlik değeri 267 $\mu\text{S/cm}$, en yüksek iletkenlik değeri ise 300 $\mu\text{S/cm}$ 'dir.

Eylül ve kasım aylarında elektriksel iletkenlik açısından yüzey ve dip suları belirgin bir değişiklik göstermemiştir. Eylül ayı yüzey suyu iletkenliği 1. istasyon hariç diğer bölgelerde 296–302 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişmiş ve bu bölgeler haritada sarı ve tonlarında gösterilmiştir. Kasım ayında ise 8. istasyon hariç diğer bölgeler mavi ve tonlarında görülmektedir.

4.1.4. pH

Yüzey suyu pH'ı ocak ayında 8,35 ortalama ile maksimum, mart ayında ise 8,00 ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Yapılan iki yönlü varyans analizine göre pH değerinde aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=4,69$; $p=0,0018$). SNK testi sonucunda yüzey suyu pH değeri, mart ayı hariç diğer aylar arasında bir fark göstermemiştir. (Tablo 4.9, Şekil 4.13).

Varyans analizine göre birinci istasyonda ölçülen ortalama pH değeri 4. ve 9. istasyon hariç, diğer istasyonlarda ölçülen değerler istatistiksel açıdan farklılık göstermiştir. 4. ve 9. istasyonun ortalama pH değeri ise diğer istasyonlar (1. istasyon hariç) arasındadır. ($F_{5,40}= 3,37$; $P= 0,0048$), (Tablo 4.10., Şekil 4.14).

Dip suyunun pH değeri 8,25 değeriyle eylül ayında maksimum, 8,03 değeriyle mart ayında minimum değerine ulaşmış ve bu fark varyans anlizine göre anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=2,60$; $p=0,0396$).

Dip suyu pH değeri 1. istasyonda 7,97 değeriyle, 2, 3, 7 ve 8. istasyonlardan farklı bulunmuştur (Tablo 4.10., Şekil 4.14).

Tablo 4.9 Yüzey ve Dip Suyu pH Değerlerindeki Aylık Farklılıklar(SNK Testi)

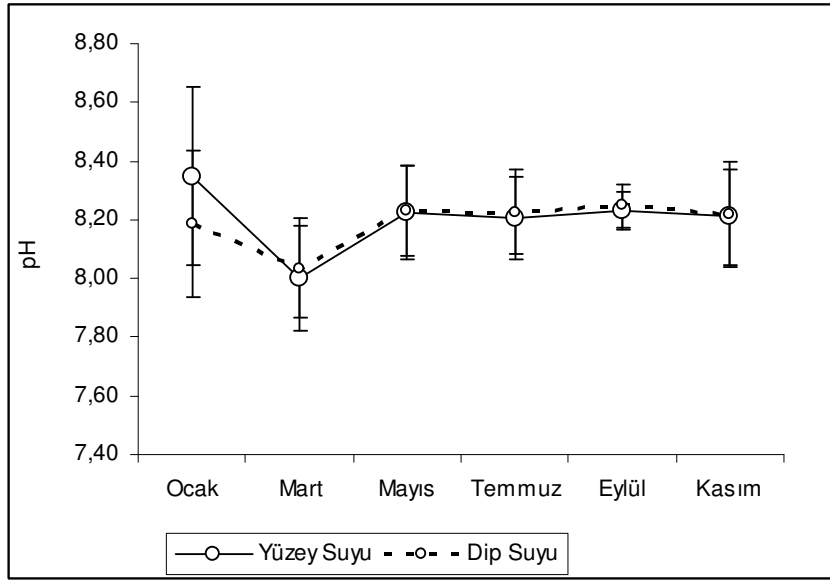
pH	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	8.35 ^a	8.00 ^b	8.22 ^a	8.21 ^a	8.23 ^a	8.21 ^a
Dip Suyu	8.18 ^{ab}	8.03 ^b	8.23 ^{ab}	8.23 ^{ab}	8.25 ^a	8.22 ^{ab}

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

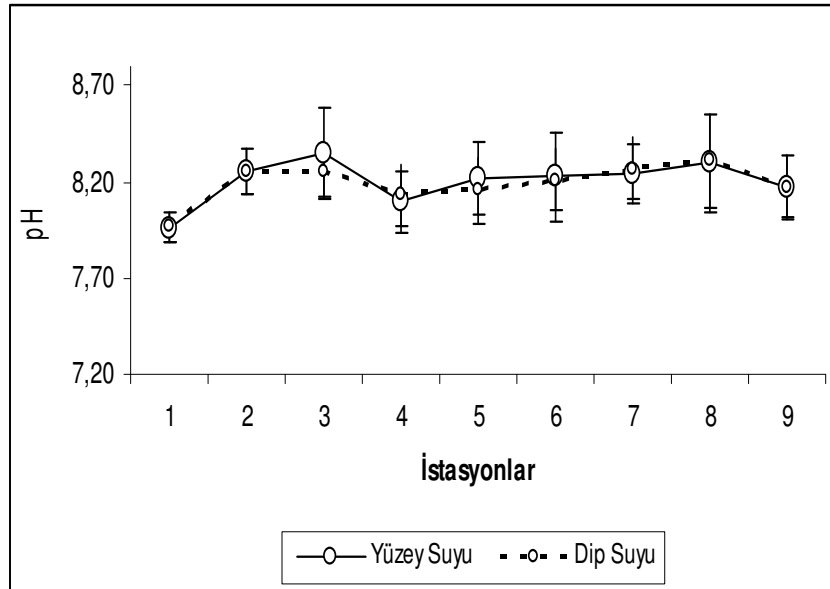
Tablo 4.10 Yüzey ve Dip Suyu pH Değerlerindeki Alansal Farklılıklar(SNK Testi)

pH	İstasyonlar								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	7.96 ^b	8.26 ^a	8.35 ^a	8.09 ^{ab}	8.22 ^a	8.23 ^a	8.25 ^a	8.30 ^a	8.17 ^{ab}
Dip Suyu	7.97 ^b	8.26 ^a	8.26 ^a	8.13 ^{ab}	8.16 ^{ab}	8.21 ^{ab}	8.27 ^a	8.31 ^a	8.17 ^{ab}

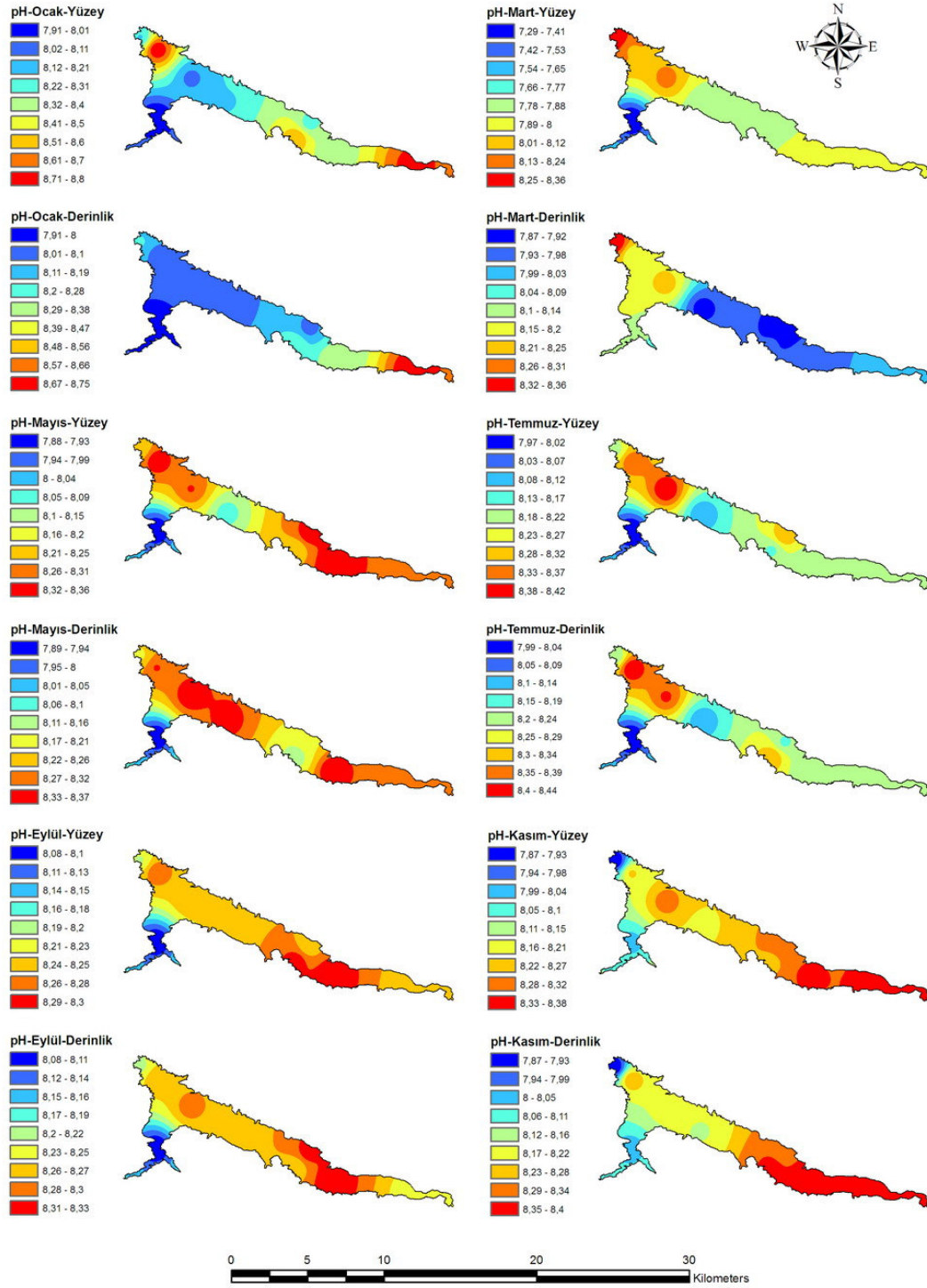
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.13. pH Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S.S)



Şekil 4.14 pH Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.15 Almus Baraj Gölü pH Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.15'e göre ocak ayı yüzey suyu pH'ı 7,91 ile 1. istasyonda minimum, 8,71 ile 8. istasyonda maksimum değerini almış, gölün büyük çoğunluğunda pH değeri 8,12 ile 8,4 arasında değişmiştir. Ocak ayı dip suyu pH değerleri ise yüzey suyuna göre önemli bir fark göstermemiştir (T testi).

Mart ayı yüzey suyu pH'ı 1. istasyon hariç gölün diğer bölgelerinde açık yeşil ve sarı tonlarında gözlenmiştir. Bu bölgelerde pH değerleri 7,78–8,12 arasında değişmektedir. Mart ayı dip suyu pH değerleri 1, 2 ve 3. istasyonlarda 8,1 ile 8,2 arasında değişmiştir. Gölün diğer bölgeleri ise ilgili haritada mavi ve tonlarında görülmüş ve 7,87–7,99 arasında değişim göstermiştir.

Mayıs ayı yüzey ve dip suyu pH değerlerinde derinliğe göre önemli bir değişiklik görülmemiştir. Bu ayda 1. istasyon 7,88 ile minimum, 3. ve 7. istasyon 8,37 ile maksimum değerini almıştır. Temmuz ayında 1. istasyon 7,97 ile minimum (mavi), 3. istasyon 8,42 ile maksimum(kırmızı), diğer istasyonlar ise 8,13 ile 8,32 arasında değişen pH değerini almıştır.

Eylül ayında 1. istasyon 8,08 ile minimum, 7. istasyon 8,3 ile maksimum değerini almıştır. Eylül ayı yüzey ve dip suyu pH değerlerinde derinliğe göre önemli bir değişiklik göstermemiştir.

Kasım ayında yüzey ve dip suyu pH değeri, 7 ve 8. istasyonlarda 8,4 ile maksimum değerine ulaşmıştır. Bu değer hem yüzey hem de dip suyunda gölün yeşil ırmağa çıkış noktasında 7,97 olarak gözlenmiştir.

4.1.5. Türbidite

Yüzey suyu türbidite değeri kasım ayında 12,27 NTU ile maksimum, ocak ayında ise 2,37 NTU ortalama ile minimum değerini almıştır. Yapılan varyans analizine göre türbidite değerinde aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=20,93$; $p=0,0001$). SNK testi sonucunda yüzey suyu türbidite değeri, ocak ile temmuz arasında; mart ile kasım arasında; mayıs ile eylül arasında bir fark göstermemiştir. (Tablo 4.11, Şekil 4.16).

Yüzey suyu türbidite değerinde istasyonlar arasındaki fark istatistiksel açıdan anlamlı bulunmuştur. ($F_{8,40}= 6,39$; $p= 0,0001$). 8. İstasyon 9,67 NTU ile maksimum, 3. İstasyon 2,31 NTU ile minimum değerini almıştır. 5., 6., 7., 8 ve 9. istasyonlar yüzey suyu türbidite değerleri yönünden farklılık göstermemiştir. Aynı durum 2., 3 ve 4. istasyonlarda da görülmüştür (Tablo 4.12, Şekil 4.17). T-Testine göre, türbidite yönünden yüzey suyu ve dip suyu arasındaki

fark anlamlı bulunmamıştır ($p=0,390$). Bu nedenle de varyans analizi dip sularına uygulanmamıştır.

Tablo 4.11. Yüzey Suyu Türbidite Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

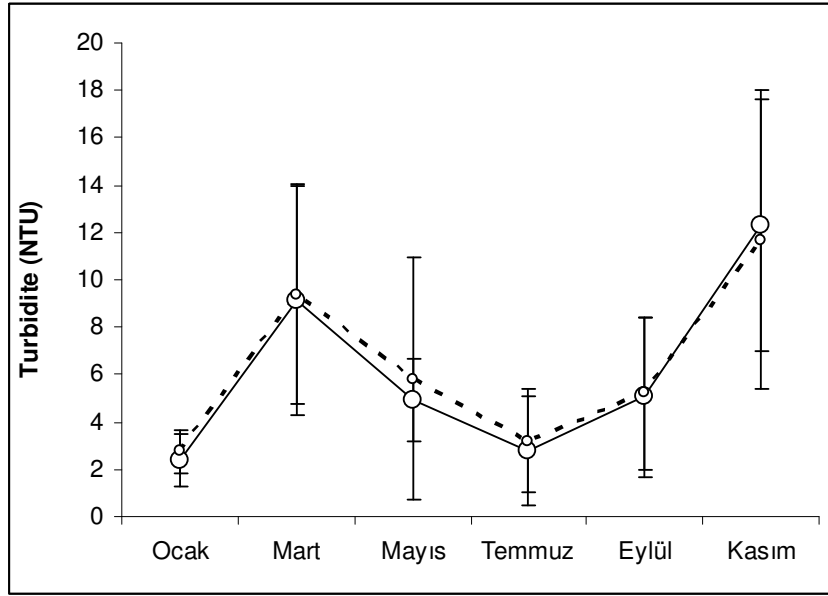
Türbidite (NTU)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	2,37 ^c	9,13 ^a	4,91 ^b	2,77 ^c	5,06 ^b	12,27 ^a

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır.

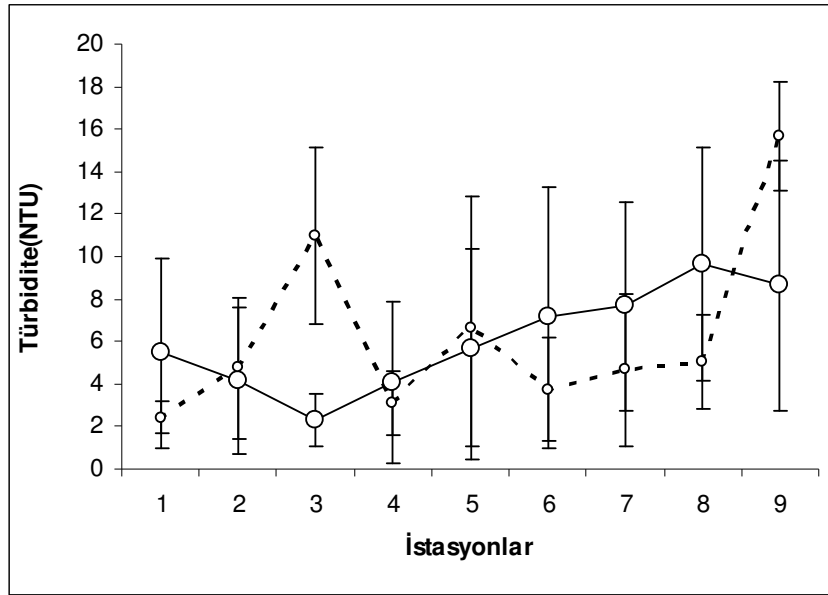
Tablo 4.12. Yüzey Suyu Türbidite Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

İstasyon									
Türbidite (NTU)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	5,45 ^b	4,13 ^{bc}	2,31 ^c	4,07 ^{bc}	5,69 ^{ab}	7,14 ^{ab}	7,67 ^{ab}	9,67 ^a	8,65 ^{ab}

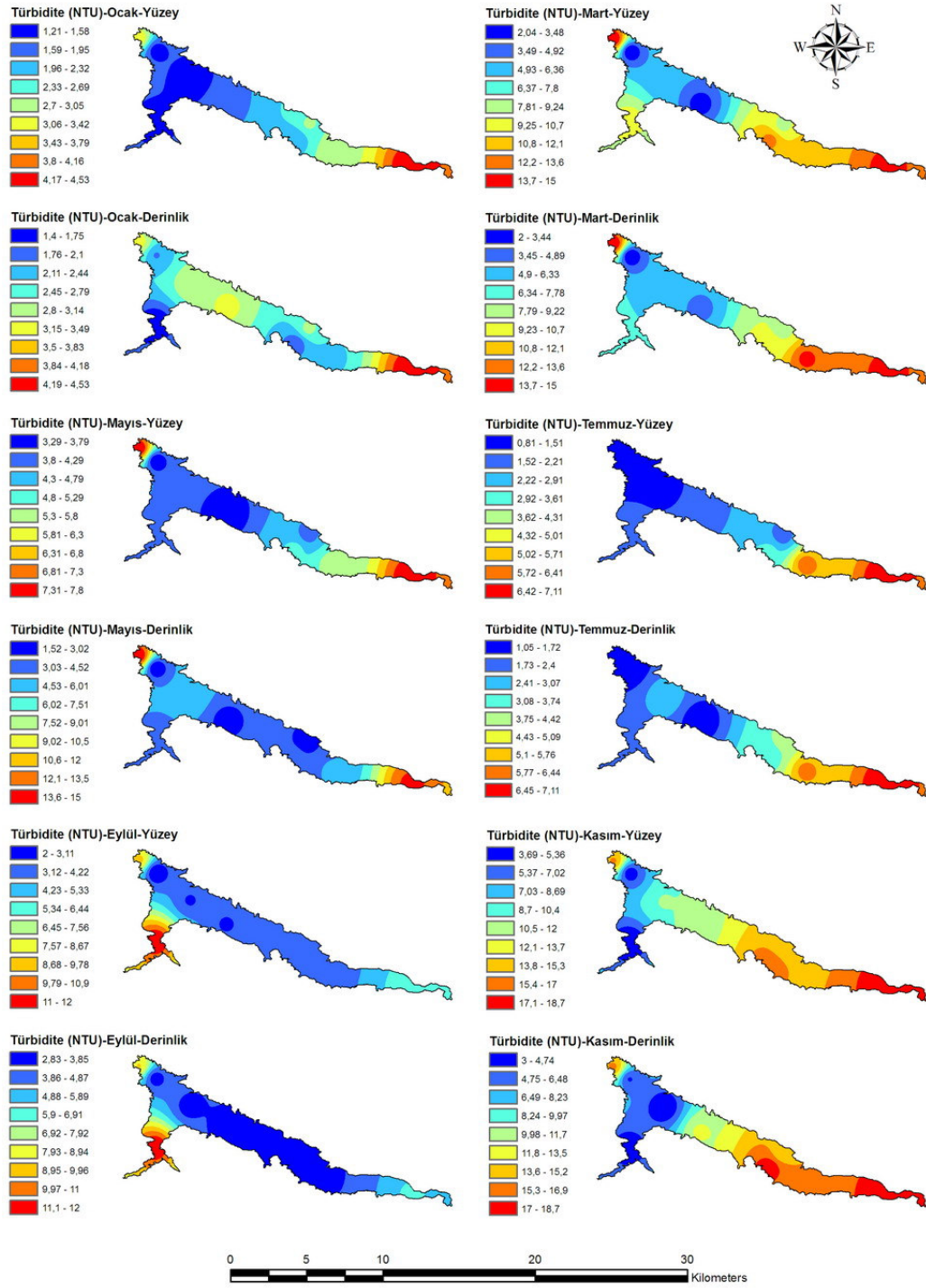
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.16. Türbidite Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)



Şekil 4.17. Türbidite Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.18 Almus Baraj Gölü Türbidite Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.18'e göre ocak ayında yüzey suyu türbidite değeri; 1, 2 ve 3. istasyonlarda minimum, 8. istasyonda maksimum bulunmuş, 4, 5, 6 ve 7. istasyonlarda ise (açık mavi-açık yeşil) 1,96 ile 3,05 arasında değişen değerler almıştır. Yüzey suyuna oranla ocak ayı dip suyu türbidite değerlerinde, her bir istasyon için çok küçük miktarda artışlar tespit edilmiştir.

Mart ayında göle giren (1. 7. ve 8. istasyonlar) ve gölden çıkan (9. istasyon) kısımlarda türbidite yönünden belirgin bir artış gözlenmiştir. Düşük türbiditenin olduğu 2. ve 3. istasyonlar (koyu mavi) 2,04 NTU değerini alırken, diğer istasyonlar 9,25 NTU ile 16 NTU arasında değişen değerler almıştır. Mart ayı dip suyu türbidite değerleri derinliğe göre belirgin bir değişiklik göstermemiştir.

Mayıs ayı yüzey suyu türbidite değeri 8. istasyonda 7.8 NTU ile maksimum (kırmızı) değerinde iken diğer istasyonlar 3,29 ile 5,8 NTU arasında değişen değerler almıştır (mavi tonları). Mayıs ayı dip suyu türbidite değerleri derinliğe göre önemli bir değişiklik göstermemiş, sadece 7. ve 8. istasyonlarda belirgin artışlar görülmüştür.

Temmuz ayı yüzey suyu türbidite değeri, 7. ve 8. istasyonlar hariç, diğer istasyonlarda 0.81–3.61 NTU arasında değişmiş, 7. ve 8. istasyonlar ise 5,02–7,11 arasında değişen değerler almıştır. Temmuz ayı türbidite değerlerinde derinliğe göre belirgin bir değişim görülmemiştir.

Eylül ayı yüzey suyu türbidite değeri, gölün büyük çoğunluğunda 3,12 ile 4,22 arasında değişmiş (açık mavi görülen bölgeler) dip suyu türbidite değerlerinde ise yüzey suyuna göre bir değişiklik gözlenmemiştir. Bu ayda ırmaklardan göle 5,34 ile 12 NTU değerine sahip bulanık su karışmıştır.

Kasım ayında gölün büyük çoğunluğu 8. istasyonun etkisi altında kalmıştır (8. istasyona benzer renkler almıştır). Bu ayda dip suyu türbidite değerleri yüzey suyuna göre, 2. ve 3. istasyonda bir miktar düşüş göstermiş diğer istasyonlarda ise aynı kalmıştır.

4.1.6. Amonyak Azotu

Ortalama yüzey suyu amonyak azotu değeri ocak ayında 0.42 mg/L ile maksimum, eylül ayında ise 0.15 mg/L ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Yapılan varyans analizine göre amonyak azotunda aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=5,72$; $p=0.0004$). SNK testi sonucunda yüzey suyu amonyak azotu yönünden, ocak ve mart aylarının temmuz, eylül ve kasım aylarına göre farklılık gösterdiği ve bu aylara göre daha yüksek ortalama değere sahip olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.13. Şekil 4.19).

Amonyak azotu, varyans analizine göre alansal ($F_{8,40}= 0.33$; $p= 0.9506$), t-testine göre ise derinlikle farklılık göstermemiştir (Tablo 4.2).

Tablo 4.13. Yüzey Suyu Amonyak Azotu Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

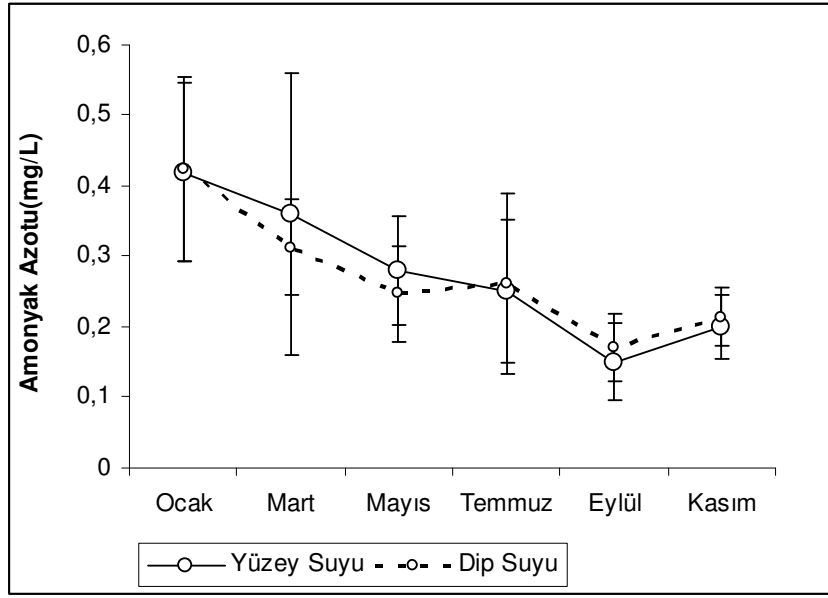
Amonyak Azotu(mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	0,42 ^a	0,36 ^{ab}	0,28 ^{abc}	0,25 ^{bc}	0,15 ^c	0,20 ^{bc}

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

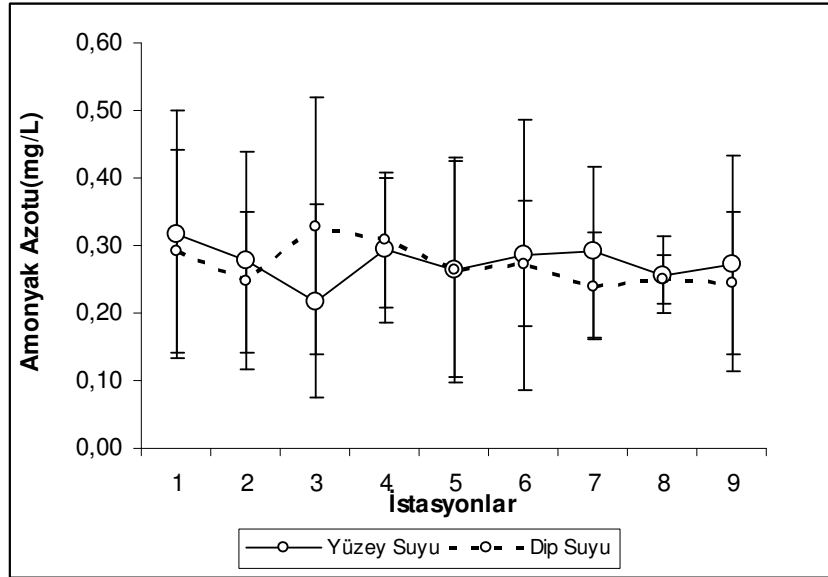
Tablo 4.14. Yüzey Suyu Amonyak Azotu Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

Amonyak Azotu (mg/L)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	0,48 ^a	0,32 ^a	0,35 ^a	0,27 ^a	0,24 ^a	0,29 ^a	0,15 ^a	0,17 ^a	0,21 ^a

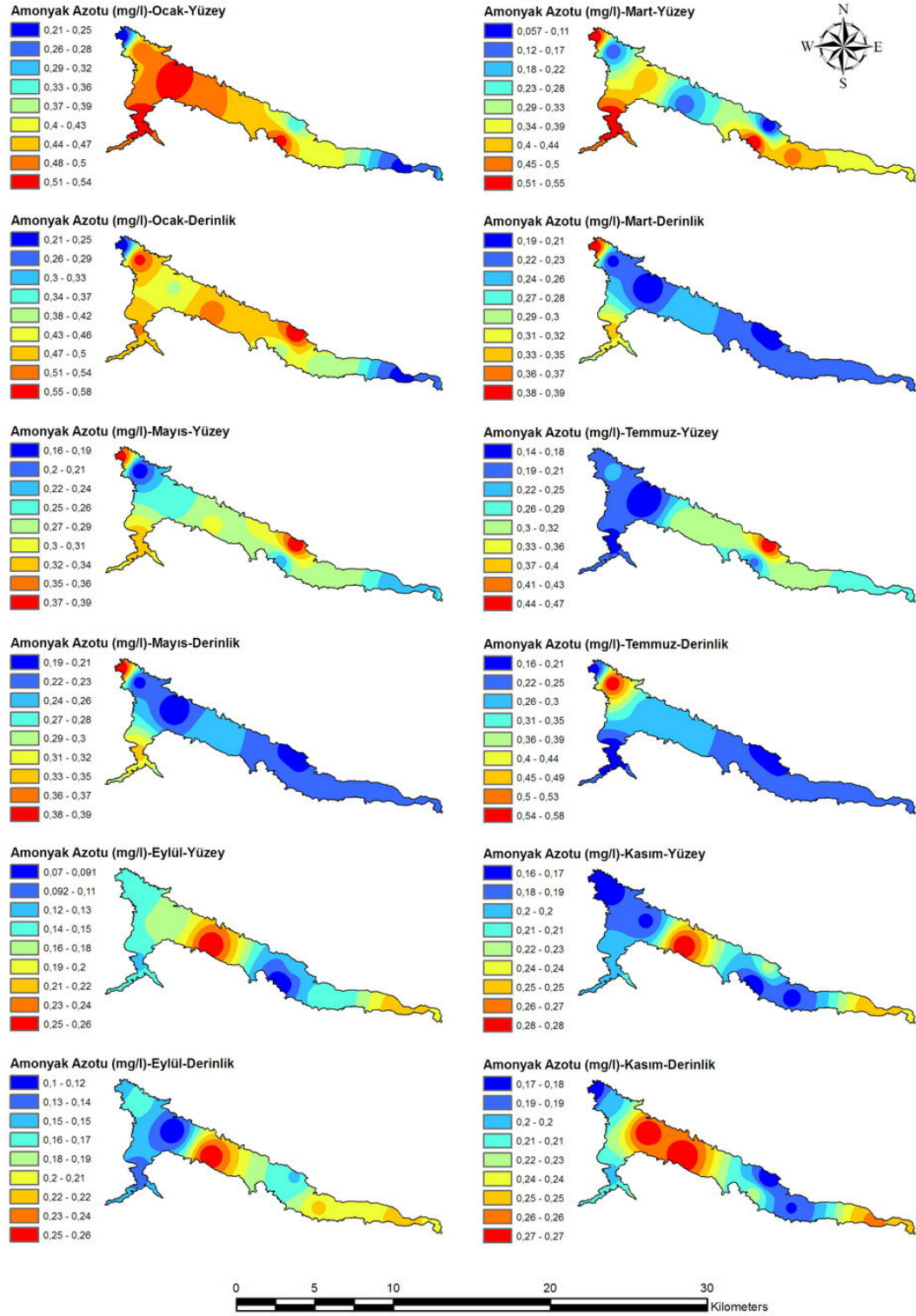
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.19. Amonyak Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)



Şekil 4.20. Amonyak Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.21 Almus Baraj Gölü Amonyak Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.21'e göre ocak ayında amonyak azotu 8. istasyon hariç diğer bölgelerde 0.40 mg/L ile 0.54 mg/L arasında değişen değerler almıştır (İlgili haritada sarı, turuncu ve kırmızı ile gösterilen kısımlar). Yüzey suyu amonyak azotu ortalaması bakımından ocak ayı en yüksek değerlerde gözlenmiştir. Dip suyu amonyak azotu derinliğe bağlı olarak belirgin bir değişim göstermemiştir.

Mart ayında 3, 4 ve 6. istasyonlar (mavi ve tonları) 0.06 ile 0.22 mg/L, 1. istasyon 0.55 mg/L(kırmızı), diğer istasyonlar ise 0.34 ile 0.44 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Amonyak azotu dip suyu açısından 1. istasyon hariç, diğer istasyonlarda 0.19 ile 0.26 mg/L arasında değişim göstermiştir (ilgili haritada mavi ve tonları).

Mayıs ayında yüzey suyu amonyak azotu 0.27 ile 0.31 mg/L (açık yeşil ve sarı), dip suyu amonyak azotu ise gölün çoğunluğunda 0.19 ile 0.26 arasında değişen değerler almıştır.

Temmuz ayında 1, 2 ve 3. istasyonlar 0.14 ile 0.21 mg/L, diğer istasyonlar 0.30 ile 0.32 mg/L arasında konsantrasyona sahiptir. Dip suyu açısından 3. istasyon 0.58, diğer istasyonlar ise 0.16 ile 0.30 mg/L konsantrasyon değerini almıştır. Bu bölgeler ilgili haritada mavi ve tonlarında görülmektedir.

Eylül ayında amonyak azotu, 4. ve 8. istasyonda 0.21 ile 0.26 mg/L, diğer bölgeler de ise 0.07 ile 0.18 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Eylül ayı amonyak azotu derinliğe göre belirgin bir değişim göstermemiştir.

Kasım ayında 4. ve 8. istasyon hariç diğer istasyonlar 0.16 ile 0.20 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Amonyak azotu, dip suyu bakımından yüzey suyuna benzer özellik göstermiştir.

4.1.7. Nitrit Azotu

Ortalama yüzey suyu nitrit azotu değeri mart ayında, mayıs ve kasım ayından farklı çıkmıştır. Yapılan varyans analizine göre nitrit azotu konsantrasyonunda aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=3,34$; $p=0.0129$).

Yüzey suyu nitrit azotu değeri mayıs ayında 0.0076 değeriyle maksimum, mart ayında ise 0.0040 değeriyle minimum bulunmuştur (Tablo 4.15., Şekil 4.22). Yüzey suyu nitrit azotu ortalamaları arasında alansal bir farklılık bulunmamıştır ($F_{8,40}=1,17$; $p=0.338$, Tablo 4.16, Şekil 4.23).

T-testine göre yüzey suyu nitrit değeri ile dip suyu nitrit değeri arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunamamıştır (Tablo 4.2).

Tablo 4.15. Yüzey Suyu Nitrit Azotu Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

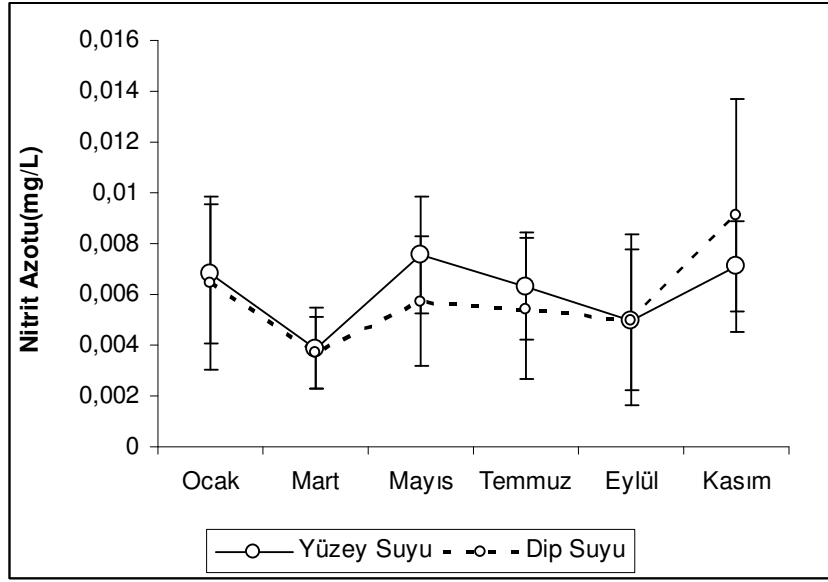
Nitrit Azotu (mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	0,0068 ^{ab}	0,0040 ^b	0,0076 ^a	0,0063 ^{ab}	0,0050 ^{ab}	0,0071 ^a

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

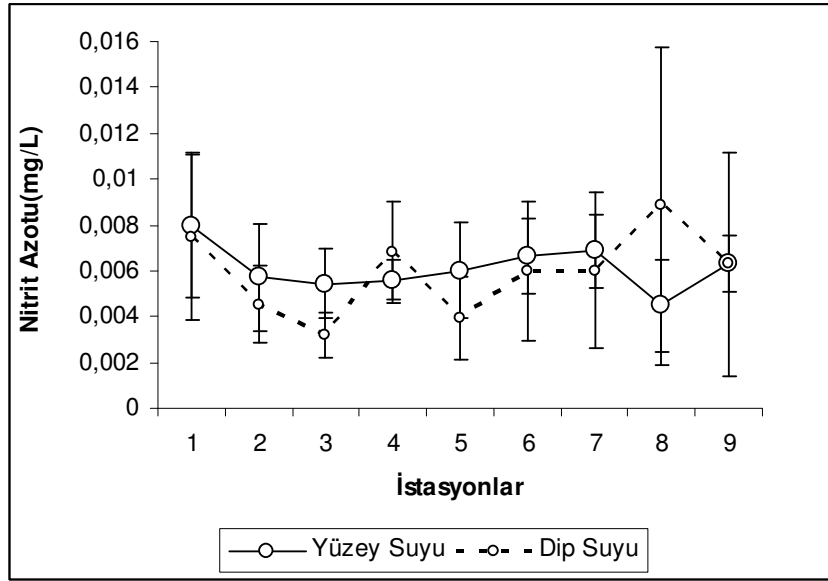
Tablo 4.16. Yüzey Suyu Nitrit Azotu Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

Nitrit Azotu (mg/L)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	0,0080 ^a	0,0056 ^a	0,0055 ^a	0,0056 ^a	0,0060 ^a	0,0066 ^a	0,0068 ^a	0,0045 ^a	0,0063 ^a

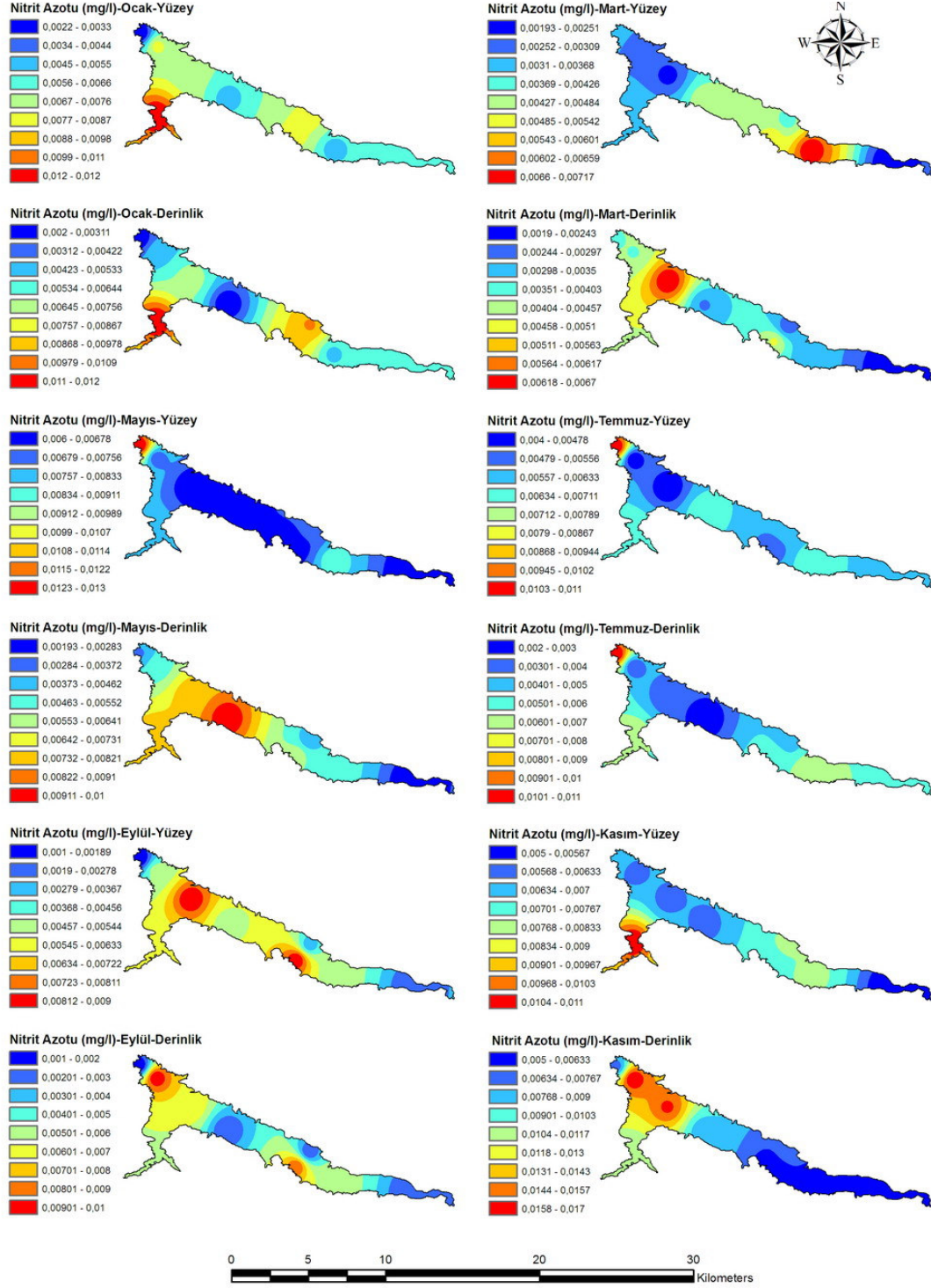
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.22. Nitrit Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)



Şekil 4.23. Nitrit Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.24 Almus Baraj Gölü Nitrit Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.24'e göre ocak ayı yüzey suyu nitrit azotu 1. istasyonda 0.012 mg/L ile maksimum değerine ulaşmıştır. Açık yeşil ile gösterilen 2. 3. ve 5. istasyonlar, 0.007 -0.008 mg/L, açık mavi ile gösterilen 4. 7. ve 8. istasyonlar ise 0.006–0.007 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Nitrit azotu ocak ayında derinliğe göre belirgin bir değişiklik göstermemiştir.

Mart ayı yüzey suyu nitrit azotu değeri 7. istasyonda 0.007 ile maksimum değerine ulaşmış, 1. 2. 3. ve 8. istasyonlarda ise 0.002–0.003 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Mart ayında dip suyu nitrit azotu 2. istasyonda 0.007 mg/L, 3. istasyonda ise 0.005 mg/L değerini almıştır. 7. istasyonda bu değer 0.003 mg/L' ye inmiştir.

Mayıs ayı yüzey suyu nitrit azotu 7. istasyonda 0.009 mg/L, diğer istasyonlarda ise 0.006 mg/L ile 0.008 mg/L arasında değişmiştir (mavi ve tonları). Dip suyu nitrit azotu değeri 4. istasyonda maksimuma ulaşmışken, 8. istasyonda minimuma inmiştir.

Temmuz ayında yüzey suyu nitrit azotu, 0.004 mg/L ile 0.007 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Bu bölgeler mavi ve tonlarında görülmektedir. Temmuz ayı nitrit azotu değeri derinliğe göre belirgin bir değişiklik göstermemiştir.

Eylül ayında 8. istasyon 0.002 mg/L ile minimum, 2. istasyon 0.009 mg/L ile maksimum, diğer bölgeler ise 0.005mg/L ile 0.006 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Eylül ayında nitrit azotu derinliğe göre değişim göstermemiştir.

Kasım ayında yüzey suyu nitrit azotu 1. istasyonda 0.01 mg/L ile maksimum değerine ulaşmış, diğer bölgeler ise 0.005 mg/L ile 0.007 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Kasım ayı dip suyu nitrit azotu maksimum değerine 2. ve 3. istasyonlarda ulaşmıştır.

4.1.8. Nitrat Azotu

Yapılan İki Yönlü Varyans Analizine göre yüzey suyu nitrat azotu değerinde aylar arasındaki farklılık istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($F_{5,40}= 1.87$; $p=0.1210$; Tablo 4.17, Şekil 4.25).

Nitrat azotu değeri istasyonlar arasında farklılık göstermiştir ($F_{8,40}=2.97$; $p=0.0105$). SNK testine göre 2. İstasyon 1.59 mg/L maksimum değeriyle, 1.09 ve 1.07 minimum değerlerine sahip 8. ve 9. istasyonlardan farklılık göstermiştir. Diğer istasyonlar arasında ise önemli bir fark bulunamamıştır (Tablo 4.18; Şekil 4.26).

T-testine göre ise yüzey suyu ile dip suyu arasında nitrat azotu yönünden istatistiksel açıdan önemli bir farklılık bulunmamıştır (Tablo 4.2).

Tablo 4.17 Yüzey Suyu Nitrat Azotu Değerlerindeki Aylık Farklılıklar(SNK Testi)

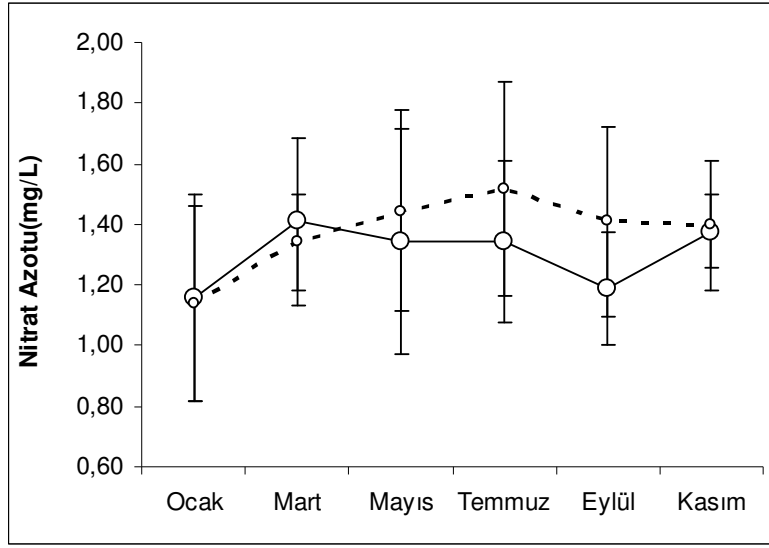
Nitrat Azotu (mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	1,16 ^a	1,41 ^a	1,31 ^a	1,34 ^a	1,19 ^a	1,41 ^a

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

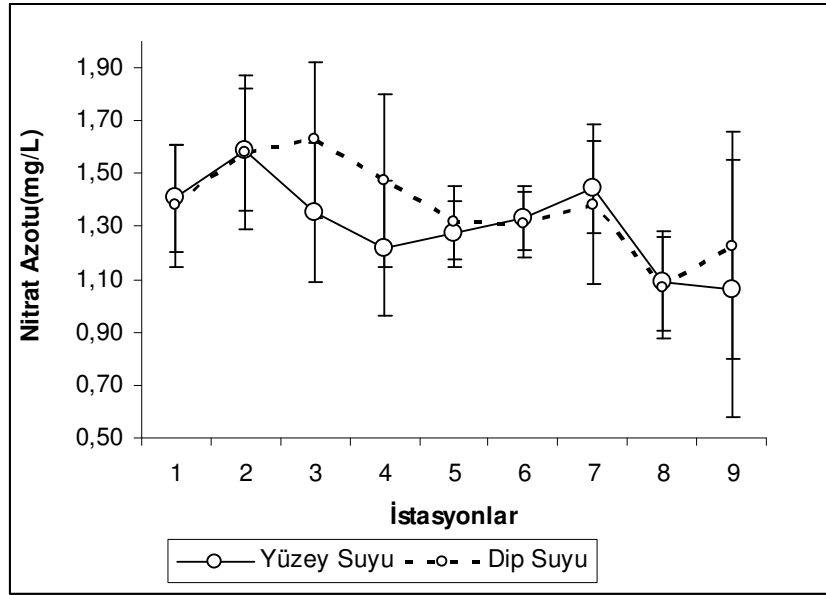
Tablo 4.18 Yüzey Suyu Nitrat Azotu Değerlerindeki Alansal Farklılıklar(SNK Testi)

Nitrat Azotu (mg/L)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	1.41 ^{ab}	1.59 ^a	1.35 ^{ab}	1.22 ^{ab}	1.27 ^{ab}	1.33 ^{ab}	1.45 ^{ab}	1.09 ^b	1.07 ^b

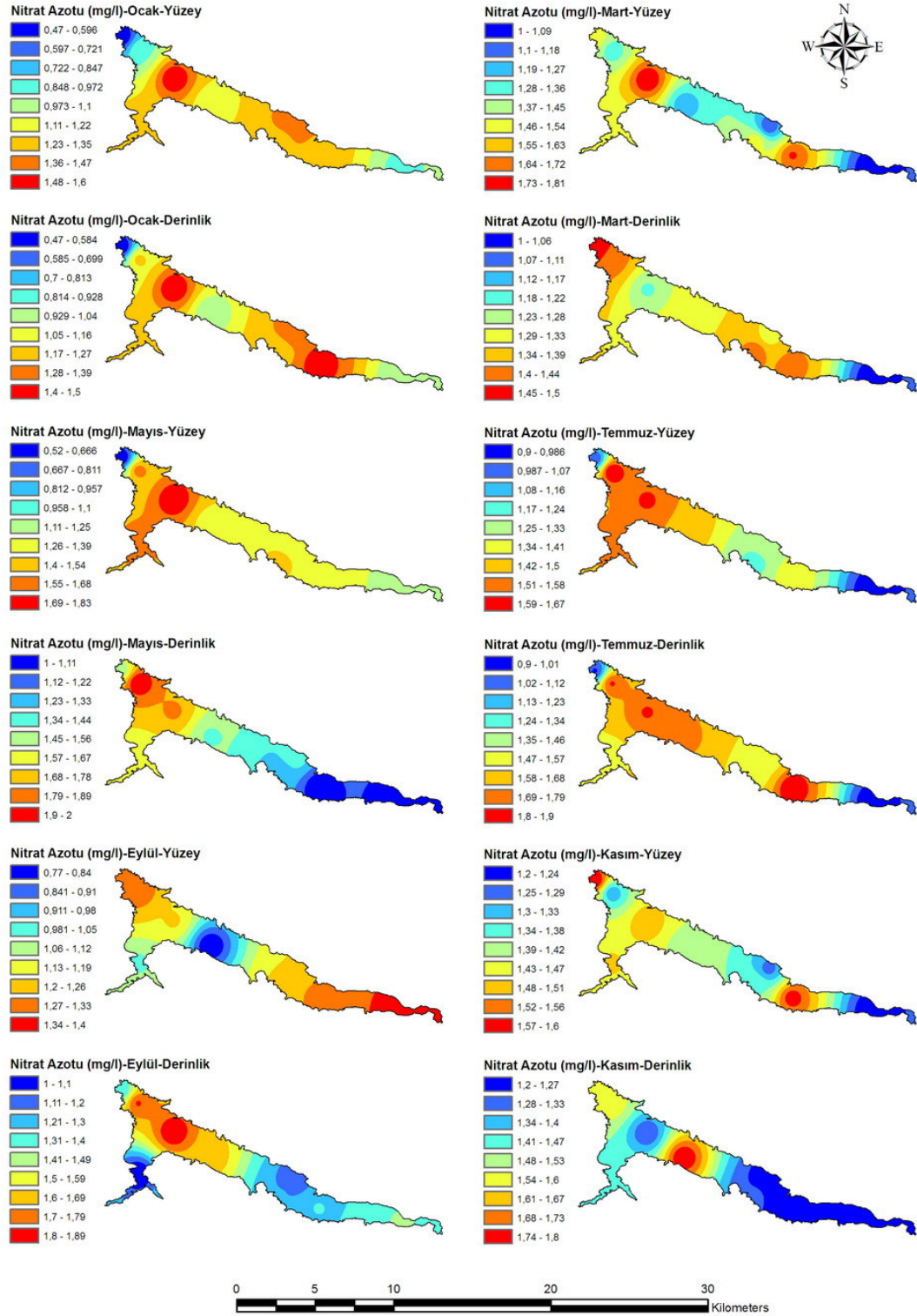
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.25. Nitrat Azotu Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±S)



Şekil 4.26. Nitrat Azotu Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.27 Almus Baraj Gölü Nitrat Azotu Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.27'ye göre ocak ayı yüzey suyunda nitrat azotu 1.60 mg/L ile 2. istasyonda maksimum değerine ulaşmış, diğer istasyonlar 1.10 ile 1.47 mg/L arasında değişen değerler almıştır (ilgili haritada sarı ve turuncu görülen alanlar). 8. ve 9. istasyonlar ise sırasıyla 0.47 ve 0.84 mg/L ile minimum değerine inmiştir. Ocak ayında dip suyu nitrat azotu, derinliğe bağlı olarak 7. istasyonda 1.5 mg/L değeri ile belirgin bir fark göstermiş, diğer istasyonlarda ise derinliğe bağlı olarak bir fark göstermemiştir.

Mart ayında 8. istasyon 1.00 mg/L ile minimum, 1.81 mg/L ile maksimum değerine ulaşmıştır. Nitrat azotu dip suyunda 1.29–1.44 mg/L arasında değişen değerler almış ve bu bölgeler haritada sarı ve turuncu tonlarında gösterilmiştir.

Mayıs ayında yüzey suyu nitrat azotu 2. istasyonda 1.83 mg/L ile maksimum değerine ulaşmıştır. 1. ve 3. istasyonlar 1.55 mg/L ile 1.68 mg/L, diğer istasyonlar ise 1.26 ile 1.39 mg/L arasında değişen değerler almıştır.

Temmuz ayında yüzey suyu nitrat azotu değeri 1. 2. 3. ve 4. istasyonlarda, 1.58-1.79 mg/L (turuncu ve tonları); 5. 6. ve 7. istasyonlarda 1.25-1.41 mg/L (açık yeşil ve sarı), arasında değişen değerler almıştır. 8. ve 9. istasyonda ise 0.90 mg/L (mavi) ile minimum bulunmuştur. Nitrat azotu derinliğe bağlı olarak sadece 7. istasyonda 1.9 mg/L değeri ile artış göstermiştir.

Eylül ayında yüzey suyundaki nitrat azotu ortalaması diğer aylara göre daha düşük bulunmuştur. Nitrat azotu 0.77 mg/L ile 4. istasyonda minimum, 1.34 mg/L ile 8. istasyonda maksimum değerini almıştır. Aynı istasyonlarda dip suyu nitrat azotu değerleri sırasıyla 1.69 ve 1.40 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Kasım ayı yüzey suyunda 8. istasyon 1.20 mg/L ile minimum, 7. ve 9. istasyonlar 1.60 ile maksimum değerini almıştır. Kasım ayı dip suyu nitrat azotu değerlerinde ise yüzey suyuna göre küçük miktarlarda artışlar görülmüştür.

4.1.9. Ortofosfat

Yüzey suyu ortofosfat değeri, mart ayında 0.30 mg/L ile maksimum, ocak ayında ise 0.10 mg/L ortalama ile minimum değerini almıştır. Yapılan varyans analizine göre ortofosfat değerinde aylar arasında meydana gelen bu değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=7,47$; $p=0,0001$). SNK testi sonucunda yüzey suyu ortofosfat değeri ocak ayı dışındaki aylarda farklılık göstermemiştir. (Tablo 4.19, Şekil 4.28). Yüzey suyu ortofosfat değeri, istasyonlar arasında farklılık göstermemiştir ($F_{8,40}=1,45$; $p=0,2074$, Tablo 4.20, Şekil 4.29).

Ortalama dip suyu ortofosfat değeri, varyans analizine göre aylar ve istasyonlar arasında farklı bulunmamıştır. ($F_{5,40}=0,91$; $p=0,4826$; $F_{8,40}=0,82$; $p=0,5897$), (Tablo 4.19, Şekil 4.28; Tablo 4. 20, Şekil 4.29).

Tablo 4.19. Yüzey Suyu Orto Fosfat Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

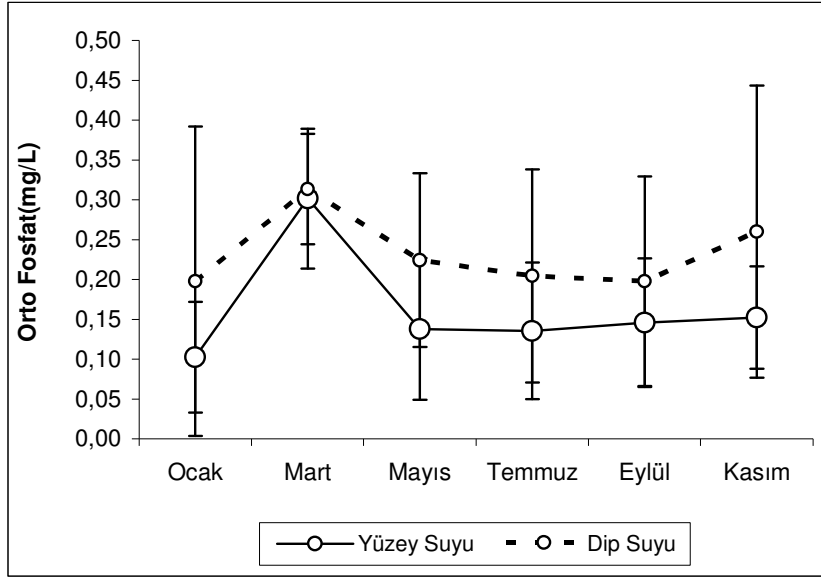
Ortofosfat(mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	0,10 ^b	0,30 ^a	0,14 ^b	0,14 ^b	0,15 ^b	0,15 ^b
Dip Suyu	0,20 ^a	0,31 ^a	0,22 ^a	0,20 ^a	0,20 ^a	0,26 ^a

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır

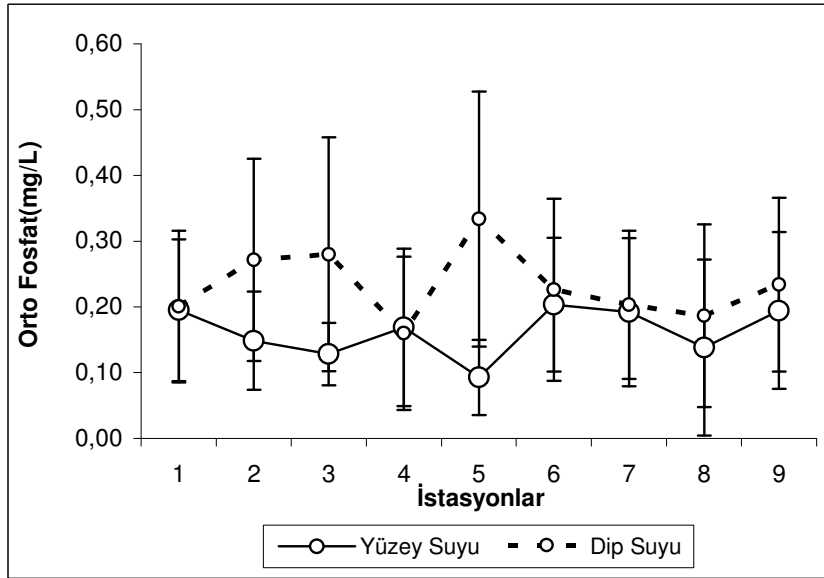
Tablo 4.20. Yüzey Suyu Ortofosfat Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

Ortofosfat (mg/L)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	0,19 ^a	0,15 ^a	0,13 ^a	0,17 ^a	0,09 ^a	0,20 ^a	0,19 ^a	0,14 ^a	0,19 ^a
Dip Suyu	0,20 ^a	0,27 ^a	0,28 ^a	0,16 ^a	0,33 ^a	0,23 ^a	0,20 ^a	0,19 ^a	0,23 ^a

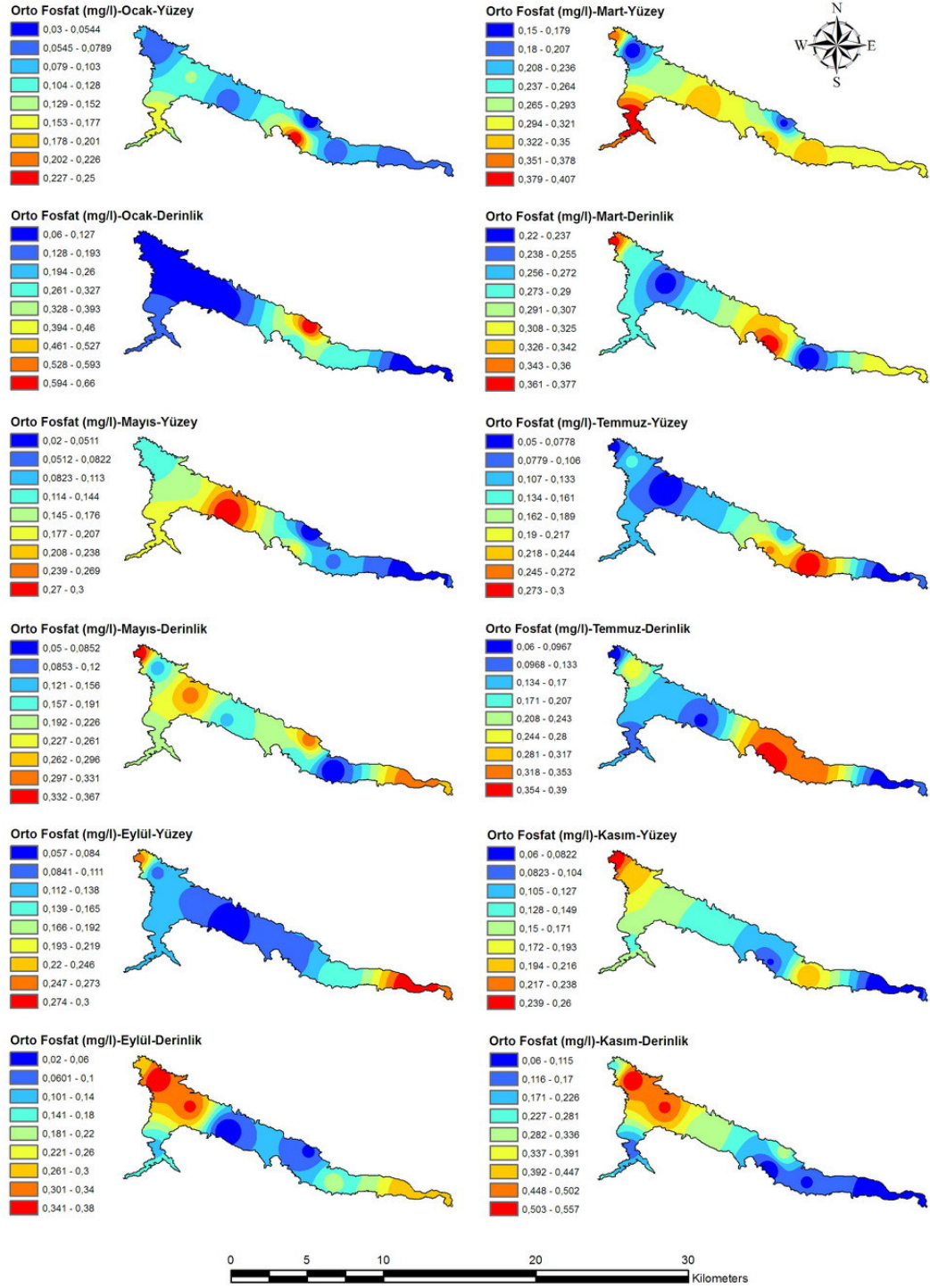
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.28 Ortofosfat Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)



Şekil.4.29 Ortofosfat Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.30 Almus Baraj Gölü Ortofosfat Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.30'a göre ocak ayında yüzey suyu ortofosfat değeri gölün büyük çoğunluğunda 0.03 mg/L ile 0.13 mg/L arasında değişim göstermiştir. Bu alanlar CBS haritasında mavi tonları ve açık yeşil renklerinde görülmektedir. 1. istasyon 0.15 mg/L, 6. istasyon ise 0.25 mg/L ile bu ay içinde en yüksek ortofosfat değerinin gözlemlendiği istasyonlar olmuştur. Dip suyu ortofosfat değeri ise 1. 2. 3. 4. ve 8. istasyonda 0.06 mg/L ile 0.19 mg/L arasında değişim göstermiştir.

Mart ayı yüzey suyu ortofosfat değeri 3. istasyonda 0.15 mg/L ile minimum, 1. istasyonda ise 0.41 mg/L ile maksimum bulunmuştur. Diğer istasyonlar (haritada sarı ve tonları ile gösterilen alanlar) 0.29 mg/L ile 0.35 mg/L arasında değişen değerler almıştır. Mart ayı dip suyu ortofosfat değeri ise 2. ve 7. istasyonlarda 0.22 mg/L ile minimum, 6. ve 9. istasyonlarda 0.38 mg/L ile maksimum değere ulaşmıştır.

Mayıs ayı yüzey suyu ortofosfat değeri 8. istasyonda 0.05 mg/L ile minimum, 4. istasyonda 0.30 mg/L ile maksimum, aynı şekilde dip suyu ortofosfat değeri ise 7. istasyonda 0.05 mg/L ile minimum, 9. istasyonda 0.37 mg/L ile maksimum değerlerini almıştır.

Eylül ayı yüzey suyu ortofosfat değeri 8. ve 9. istasyonlarda 0.27 mg/L ile maksimum bulmuş, diğer istasyonlar ise 0.06 mg/L ile 0.17 mg/L arasında değişen değerler almıştır (ilgili haritada mavi ve tonları ile gösterilen kısımlar). Eylül ayı dip suyu ortofosfat değeri 2. ve 3. istasyonda yüzey suyuna göre değişim göstermiştir.

Kasım ayı yüzey suyunda 8. istasyon 0.06 mg/L ile minimum, 9. istasyon 0.26 mg/L ile maksimum olmuştur. Kasım ayında dip suyu ortofosfat değeri eylül ayı ile benzerlik göstermiştir.

4.1.10. Toplam Fosfor

Ortalama yüzey suyu toplam fosfor değeri, temmuz ayında 0,038 mg/L ile maksimum, ocak ayında ise 0,022 mg/L ile minimum değerini almıştır. Yapılan varyans analizine göre yüzey suyu toplam fosfor değerinde aylar arasında meydana gelen değişim istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır ($F_{5,40}=1,04$; $p=0,4095$). Bu durum tablo 4. 21'de SNK testinde de gözlemlenmiştir.

Yüzey suyu toplam fosfor değeri, varyans analizine göre istasyonlar arasında ($F_{8,40}=0,64$; $p=0,7433$), T-testine göre ise derinliğe göre, farklılık göstermemiştir; (Tablo 4.22; Şekil 4.32), (Tablo 4.2.).

Tablo 4.21 Yüzey Suyu Toplam Fosfor Değerlerindeki Aylık Dağılımlar(SNK Testi)

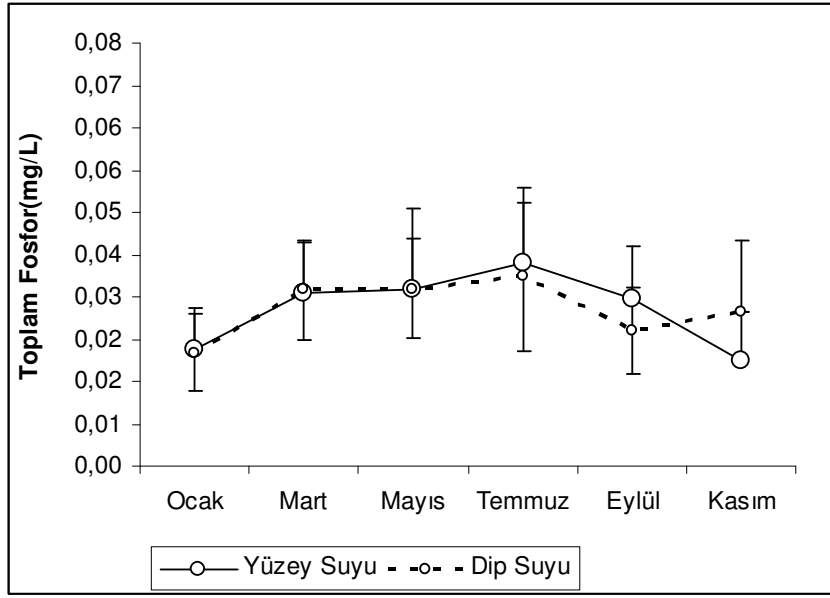
Toplam Fosfor (mg/L)	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Kasım
Yüzey Suyu	0.022 ^a	0.033 ^a	0.034 ^a	0.038 ^a	0.032 ^a	0.027 ^a

Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır.

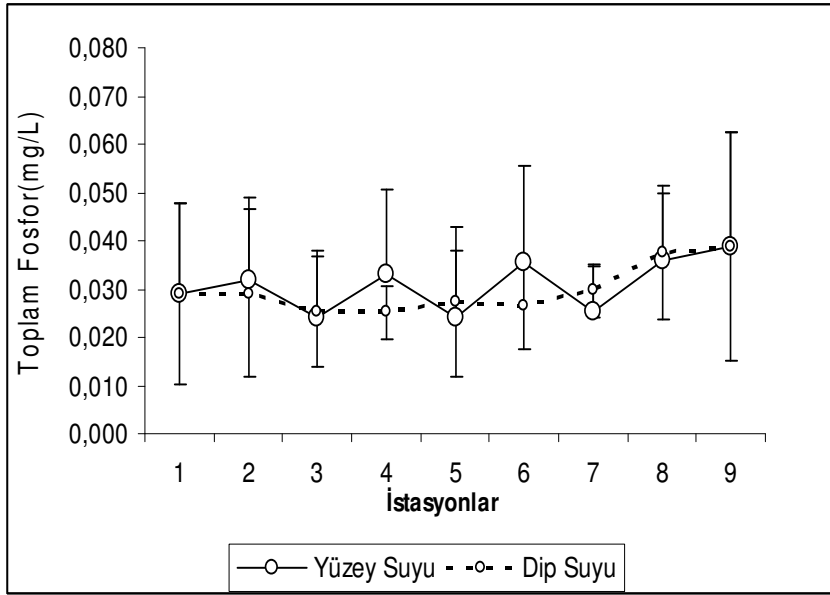
Tablo 4.22 Yüzey Suyu Toplam Fosfor Değerlerindeki Alansal Dağılımlar(SNK Testi)

Toplam Fosfor (mg/L)	İstasyon								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Yüzey Suyu	0.03 ^a	0.03 ^a	0.02 ^a	0.03 ^a	0.02 ^a	0.04 ^a	0.03 ^a	0.04 ^a	0.04 ^a

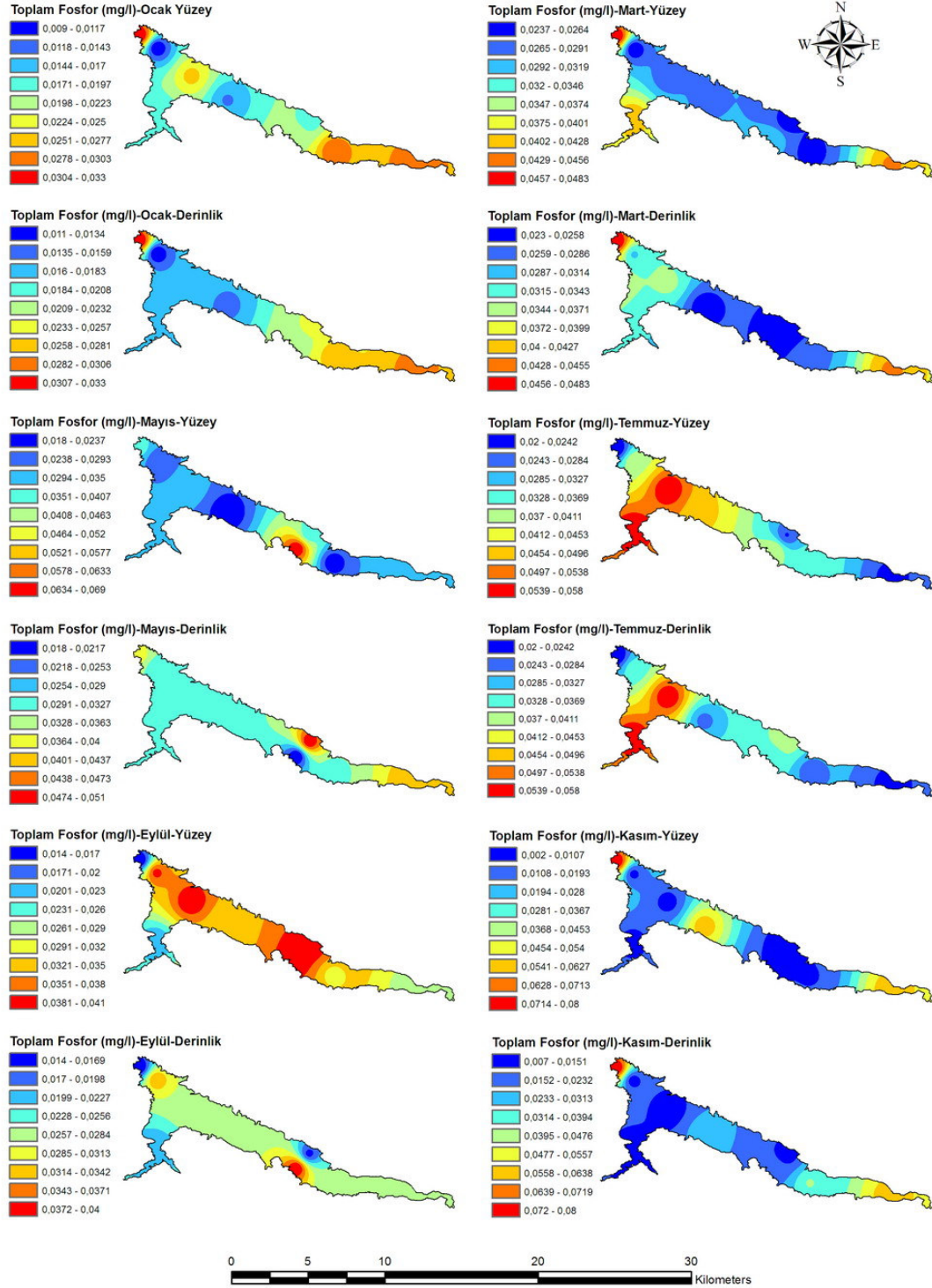
Not: Aynı harfler ile belirtilen aylar arasında istatistiksel açıdan bir fark bulunmamaktadır



Şekil 4.31 Toplam Fosfor Değerinin Aylara Göre Değişimi (ort±.S)



Şekil 4.32 Toplam Fosfor Değerinin İstasyonlara Göre Değişimi (ort±.S)



Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.33 Almus Baraj Gölü Toplam Fosfor Değişkenine Ait Uzaysal Veri Tabanı

Şekil 4.33'e göre toplam fosfor değeri ocak ayında derinliğe göre önemli bir fark göstermemiştir. Yüzey suyunda 7. 8. ve 9. istasyonlar 0.025 mg/L ile 0.033 mg/L arasında değişen değerler almıştır (ilgili haritada turuncu ve kırmızı ile gösterilen kısımlar). 3. istasyonda ise 0.009 mg/L ile minimum değeri bulunmuştur.

Mart ayı yüzey suyunda toplam fosfor değeri, 1. 8. ve 9. istasyonlarda 0.042 mg/L ile 0.048 mg/L arasında, bunun dışında kalan istasyonların tümünde ise 0.024 mg/L ile 0.032 mg/L arasında değerler almıştır (ilgili haritada mavi ve tonları ile gösterilen kısımlar). Mart ayı toplam fosfor değerleri derinliğe göre önemli bir değişim göstermemiştir.

Mayıs ayı yüzey suyunda 6. istasyon 0.069 mg/L değeri ile maksimum bulunmuş, diğer istasyonlarda ise toplam fosfor değeri 0.018–0.035 mg/L arasında değişim göstermiştir. Toplam fosfor dip suyunda 8. istasyon hariç, diğer istasyonlarda 0.029 mg/L ile 0.033 mg/L arasında değerler almıştır.

Temmuz ayında yüzey suyu toplam fosfor konsantrasyonu derinliğe göre belirgin bir değişim göstermemiş, 8. ve 9. istasyonlar 0.02 mg/L ile minimum değerini almış, 1. 2. ve 3. istasyonlar 0.058 mg/L ile maksimum değerini almıştır.

Eylül ayında yüzey suyu toplam fosfor konsantrasyonu 1. 8. ve 9. istasyonda diğer istasyonlara göre büyük değerlere ulaşmıştır. Eylül ayı dip suyunda gölün büyük çoğunluğu 0.026 mg/L ile 0.029 mg/L arasında değişen değerler almıştır.

Kasım ayında yüzey suyu ve dip suyunda 4. istasyon hariç, diğer istasyonlarda belirgin bir fark gözlenmemiştir.

4.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametreler Arasındaki Korelasyon Bulguları ve CBS Haritaları Arasındaki İlişkiler

Çalışmada ele alınan tüm değişkenlerin aralarındaki ilişkiler iki değişken korelasyon analizi (Pearson) yöntemiyle, Minitab yazılım programı kullanılarak araştırılmıştır. Analiz sonuçları Tablo 4.23.'de verilmiştir.

Korelasyon analizi sonuçlarına göre; Sıcaklık-Çözünmüş Oksijen (-0.930), Sıcaklık-Elektriksel İletkenlik (-0.816), Sıcaklık-Amonyak Azotu (-0.503), pH-ortofosfat (-0.538), Seki Görünürlüğü-Türbidite (-0.473), Seki Görünürlüğü-Çözünmüş Oksijen (-0.452), Seki Görünürlüğü-Elektriksel iletkenlik (-0.349), Ortofosfat-Nitrit Azotu (-0.280) arasında negatif yönde korelasyon (negatif yönde ilişki) mevcuttur.

Elektriksel iletkenlik-Çözünmüş Oksijen (0.743), Elektriksel İletkenlik-Türbidite (0.358), Elektriksel İletkenlik-Amonyak Azotu (0.283), Sıcaklık-Seki Görünürlüğü (0.360),

Ortofosfat-Türbidite (0.320), Ortofosfat-Nitrat Azotu (0.352), Ortofosfat-Amonyak Azotu (0.276) arasında pozitif yönde ilişki mevcuttur.

Tablo 4.23 Araştırılan Değişkenlere Ait Korelasyon Sonuçları

	Türbidite	Nitrit	Nitrat	Amonyak	o-fosfat	T.Fosfor	Sıcaklık	Ç.O	pH	EC
Nitrit	-0.117 0.401									
Nitrat	0.069 0.622	-0.068 0.624								
Amonyak	-0.001 0.996	0.122 0.379	0.106 0.446							
o-fosfat	0.320 0.018	-0.280 0.041	0.352 0.009	0.276 0.044						
T.Fosfor	0.109 0.434	-0.187 0.175	0.111 0.423	-0.062 0.655	0.086 0.538					
Sıcaklık	-0.149 0.283	0.088 0.526	-0.005 0.972	-0.503 0.000	-0.227 0.098	0.202 0.142				
Ç.O	0.204 0.138	-0.038 0.785	0.040 0.776	0.492 0.000	0.249 0.069	-0.149 0.281	-0.930 0.000			
pH	-0.172 0.213	0.073 0.599	-0.185 0.181	-0.078 0.575	-0.538 0.000	-0.169 0.222	0.097 0.486	-0.005 0.970		
E.C	0.358 0.008	-0.255 0.062	-0.044 0.750	0.283 0.038	0.253 0.065	-0.076 0.585	-0.816 0.000	0.743 0.000	-0.161 0.246	
Seki	-0.473 0.000	0.054 0.697	0.046 0.743	-0.269 0.049	-0.314 0.021	-0.107 0.441	0.360 0.007	-0.452 0.001	0.186 0.178	-0.349 0.010

Korelasyonlar kırmızı renkle belirtilmiştir.

Ç.O =Çözünmüş Oksijen; EC= Elektriksel İletkenlik

Her bir satırda üstteki değer iki değişken arasındaki korelasyonu, alttaki değer P-değerini belirtir.

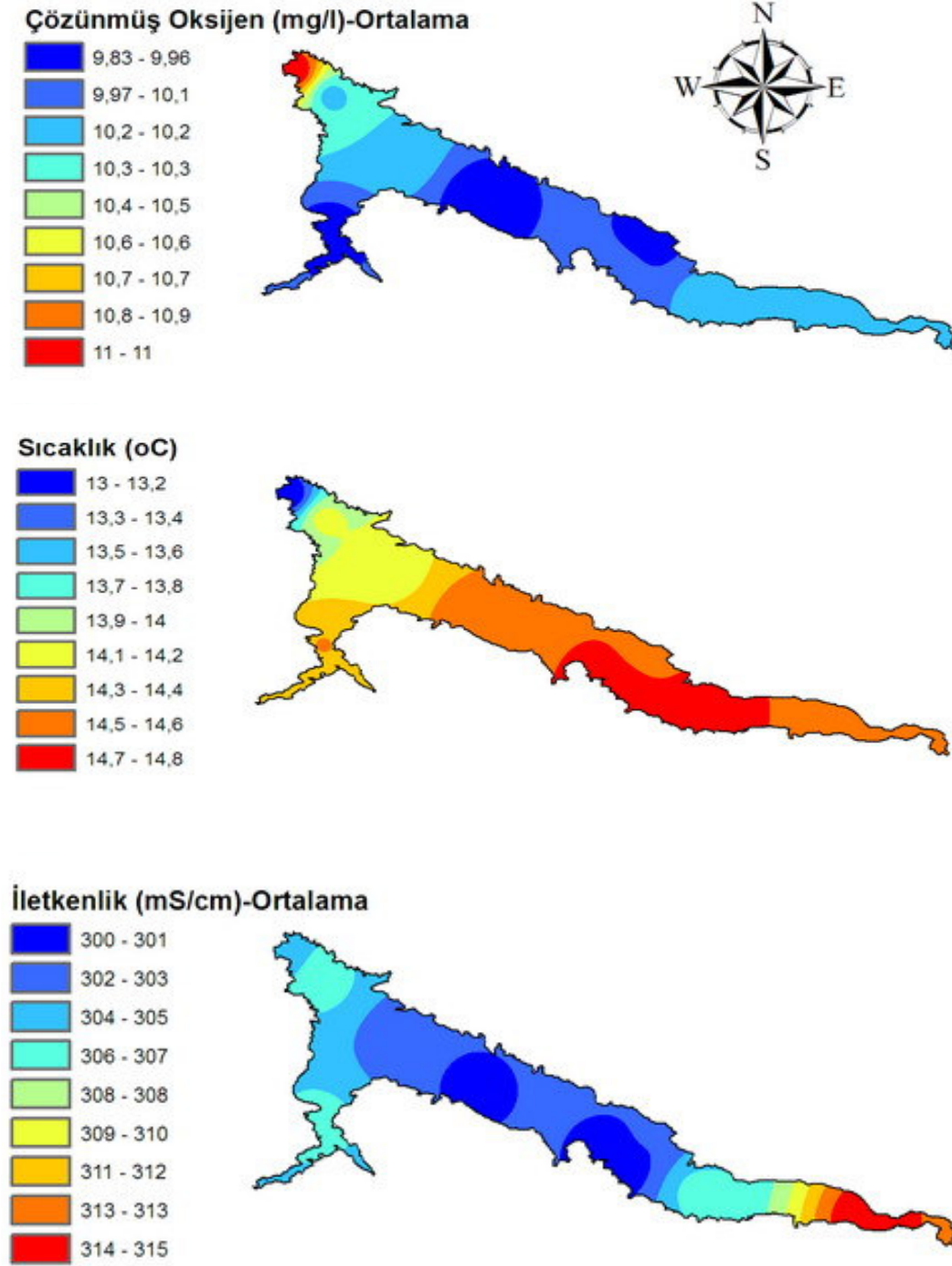
Tablo 4.23'e göre en yüksek korelasyonlar; sıcaklık ile çözünmüş oksijen ve sıcaklık ile elektriksel iletkenlik arasında bulunan negatif yöndeki korelasyonlardır. Elektriksel iletkenlik ile çözünmüş oksijen arasında ise pozitif yönde yüksek korelasyon bulunmuştur. Yine pH- ortofosfat, seki görünürlüğü-türbidite, seki görünürlüğü- çözünmüş oksijen, sıcaklık-amonyak azotu yüksek sayılabilecek korelasyonlardır.

Yapılan çalışmada, parametreler arasındaki korelasyonların; CBS yöntemiyle üretilen haritalarla istatistiksel analiz yapılmadan da ortaya konulabileceği bulunmuştur. Aralarında pozitif korelasyon bulunan değişkenlerin haritaları bir birine benzer çıkmıştır. Yıllık ortalama değerler dikkate alınarak oluşturulan haritalar (Sıcaklık, Çözünmüş Oksijen, Elektriksel İletkenlik) Şekil 4.34'de verilmiştir. Haritalarda mavi renkler düşük konsantrasyon değerlerini, kırmızı renkler yüksek konsantrasyon değerlerini belirtirken, rengin şiddeti konsantrasyon değeri ile doğru orantılı olarak değişmektedir.

Tablo 4.23’de sıcaklık ile çözünmüş oksijen arasında (-0.930) ve sıcaklık ile elektriksel iletkenlik arasında (-0.816) negatif yönde yüksek korelasyon mevcuttur. Şekil 4.34’e bakıldığında sıcaklığın arttığı (kırmızı ve tonları ile gösterilen kısımlar) bölgelerde, çözünmüş oksijen ve elektriksel iletkenliğin azaldığı (mavi ve tonları ile gösterilen kısımlar) görülmektedir.

Yine Tablo 4.23’e göre elektriksel iletkenlik ve çözünmüş oksijen arasında pozitif yönde yüksek sayılabilecek korelasyon (0.743) mevcuttur. Şekil 4.34’e bakıldığında elektriksel iletkenlik ile çözünmüş oksijenin paralellik gösterdiği görülmektedir.

Benzer durumlar aralarında korelasyon bulunan tüm parametreler için geçerlidir.

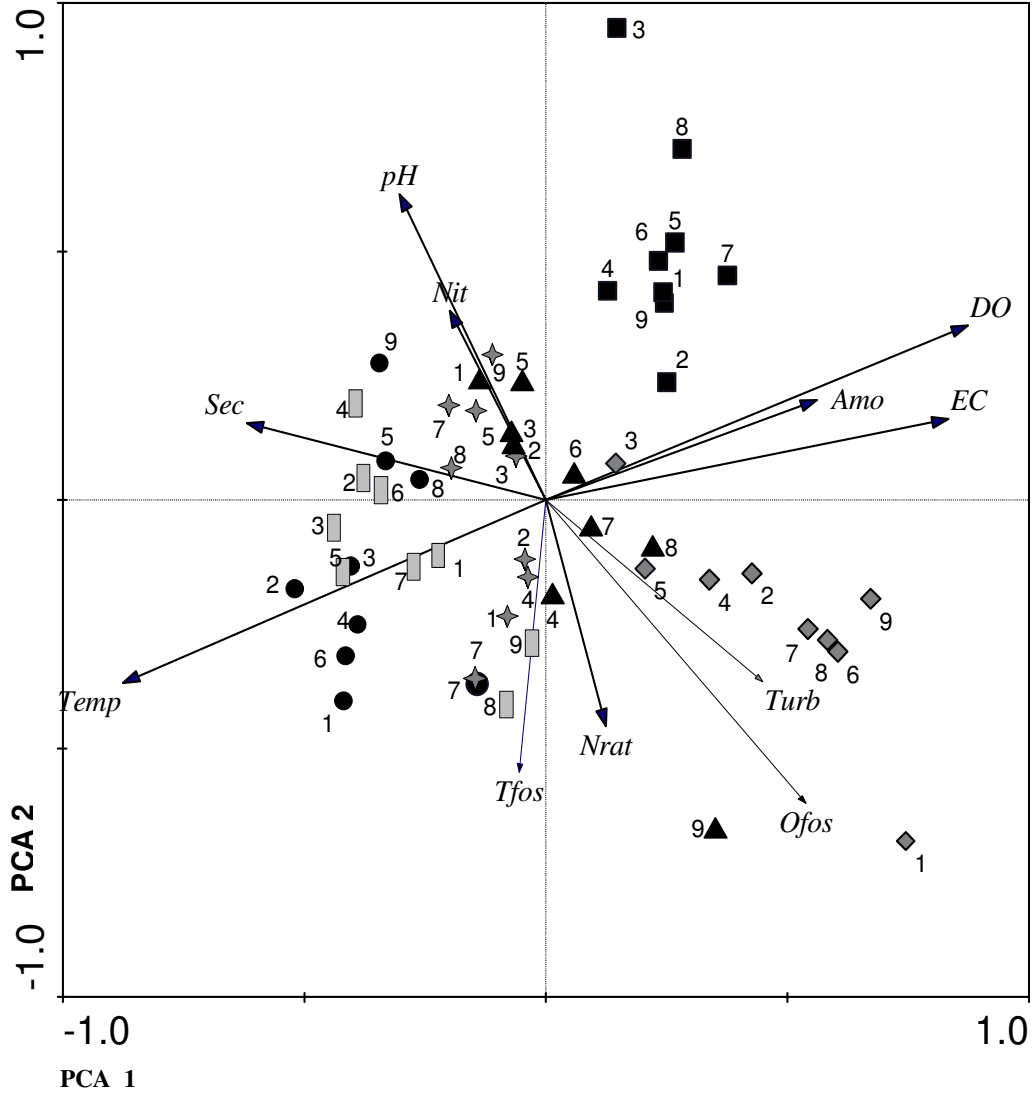


Not: Her bir haritada minimum değer koyu mavi, maksimum değer kırmızı renkle ifade edilmiştir.

Şekil 4.34. Sıcaklık, Çözünmüş Oksijen ve Elektriksel İletkenlik Arasındaki İlişkiler

4.3. Temel Bileşenler Analizi (Principal Component Analysis, PCA) Bulguları

Almus Baraj Gölü'nde belirlenen istasyonların fizikokimyasal özelliklerini açıklayan ve bu istasyonların hangi özelliklerine göre gruplandığı PCA analizi ile yapılmıştır. PCA analizi ile su kalite parametrelerinin hangilerinin istasyonlarda meydana gelen değişimleri açıkladığının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar Şekil 4.35'de verilmiştir.



Şekil 4.35 Temel bileşenler analizi (Principal Component Analysis, PCA)

Tablo 4. 24 PCA Analizi İçin Özdeğer Değerleri

Fizikokimyasal Değişken	Aksis 1	Aksis 2
EIG (Özdeğer)	0,3239	0,1716
Turb (Türbidite)	0,4490	-0,3659
Nit (Nitrit Azotu)	-0,1994	0,3808
Nrat (NitratAzotu)	0,1238	-0,4554
Amo (AmonyakAzotu)	0,5604	0,2007
Ofos (ortofosfat)	0,5379	-0,6115
Tfos (Toplam Fosfor)	-0,0559	-0,5480
Temp (Sıcaklık)	-0,8760	-0,3681
DO (ÇözünmüşOksijen)	0,8732	0,3511
pH	-0,3031	0,6152
EC(Elektirikselliletkenlik)	0,8328	0,1624
Sec (Seki Görünürlüğü)	-0,6199	0,1540

Tablo 4. 25. Türlerin Toplam % Varyansı

Aksis	1	2	3	4	Toplam Varyans
Özdeğer	0,324	0,172	0,113	0,096	1,000
Türlerin Toplam % varyansı	32,4	49,6	60,8	70,4	

Temel bileşenler analizi, çevresel parametrelerde meydana gelen değişimleri açıklayabilmek için yapılmıştır. Bu analiz sonucunda Almus Baraj Gölünün su kalitesi üzerinde, ölçümü yapılan değişkenlerin etkisinin ne kadar olduğu tespit edilmiştir.

Bu analize göre istasyonlarda meydana gelen değişimlerin %32,4'ünü I. Aksis tarafından açıklanmıştır. Bu aksisi sıcaklık, çözülmüş oksijen, elektriksel iletkenlik, bir miktar da seki, türbidite ve amonyak azotu belirlemiştir. Eigen Değerlerine (EIG=özdeğer) ve şekle bakıldığı zaman sıcaklıkta meydana gelen artışın parametrelerin azalmasına neden olduğu görülmüştür. Bunun için de bu aksise sıcaklık gradyanı adı verilmiştir.

II. Aksis istasyonlarda meydana gelen değişimlerin %17,2 'sini açıklamaktadır. II. Aksisi; pH, ortofosfat, toplam fosfor ve nitrat azotu oluşturmaktadır. II. Aksiste pH diğer parametrelere göre belirleyici bir rol oynamıştır. Bu nedenle II. Aksise pH gradyanı denilmiştir.

Sonuçta I. Aksisin (%32,4) ve II. Aksisin (%17,2) toplamı, Almus Baraj Gölü'nde istasyonlarda meydana gelen değişimlerin % 49,6'nı yani yaklaşık olarak % 50' sini açıklamıştır.

PCA analiziyle alakalı sonuç (Şekil 4.35) bize hangi ayda, hangi istasyonların, hangi fiziksel ve kimyasal parametrenin etkisi altında kaldığını da göstermiştir. Buna göre ocak

ayındaki istasyonların tamamının su kalitesini çözülmüş oksijen, amonyak azotu, pH ve nitrit azotu etkilemiştir.

Mayıs ayında tüm istasyonlar ve kasım ayında 7. ve 8. istasyon, türbidite, elektriksel iletkenlik ve bir miktarda ortofosfat, çözülmüş oksijen ve amonyak azotunun etkisi altında kalmıştır.

Mart ayında 1. 2. 4. ve 7. , eylül ayında 1. 7. 8. ve 9. , temmuz ayında 1. 4. 6. ve 7. istasyonlar toplam fosfor ve sıcaklığın etkisi altında kalmıştır.

Eylül ayında 1. 2. 3. 5. 6. ve 7. , temmuz ayında ise 2. 3. 5. ve 8. istasyonlar sıcaklık ve seki görünürlüğünün etkisi altında kalmıştır.

Yine mart ayında 1. 3. 5. 7. ve 9. istasyonlar ve kasım ayında 1. 2. 3. ve 5. istasyonlar pH ve nitritin etkisi altında kalmıştır.

PCA analizi ile mevsimsel olarak baraj gölündeki istasyonların su kalitesini değiştiren faktörler ayrı ayrı açıklanabilmektedir.

4.4. Almus Baraj Gölünün Fosfor Taşıma Kapasitesinin Hesaplanması

Taşıma kapasitesinin belirlenmesinde kullanılan parametreler ile ilgili hesaplamalar aşağıda listelenmiştir:

[P _f]	[P _i]	V	A	Q
60 µg/m ³	30 µg/m ³	950x10 ⁶ m ³	313x10 ⁵ m ²	732460835 m ³ /yıl

(Q değeri 2007-2008 yılı için geçerlidir).

Buna göre;

$$\begin{aligned}
 \Delta[P] &= [P_f] - [P_i] = 60 \mu\text{g/m}^3 - 30 \mu\text{g/m}^3 = 30 \mu\text{g/m}^3 \\
 Z &= V/A = 950 \times 10^6 \text{ m}^3 / 313 \times 10^5 \text{ m}^2 = 30,351 \text{ m} \\
 \sigma &= Q/V = 800672714 \text{ m}^3/\text{yıl} / 950 \times 10^6 \text{ m}^3 = 0,77 / \text{yıl} \\
 R &= 1/1+0,515 \sigma^{0,551} = 1/1+0,515 \times 0,842^{0,551} = 0,69
 \end{aligned}$$

Yapılan hesaplamalara göre Almus Baraj Gölü Fosfor Taşıma Kapasitesi (L) 2275,21 mg/m²yıl = 2,275 x10⁻⁶ ton/m²yıl olarak hesaplanmıştır.

Almus Baraj Gölü için hesaplanan fosfor taşıma kapasitesi ve gölün alanına dayanılarak yetiştiriciliği yapılabilecek maksimum alabalık miktarı hesaplanmıştır. Hesaplanan taşıma kapasitesine bağlı yıllık balık miktarı, Almus Baraj Gölünden çıkan yıllık su miktarı ve FCR

değeriyle doğrudan ilişkilidir. Bu amaçla Almus EUAŞ Santral Müdürlüğünden Ocak 2008-Ocak 2009 tarihleri arasında gölden çıkan toplam su hacmi ($Q = 732460835 \text{ m}^3/\text{yıl}$) alınmıştır.

Beveridge(1984), ılıman bölge iç sularında alabalık entansif balık kültürü için FCR değerinin 1,5:1–2,0:1 arasında değiştiğini bildirmiştir. Ancak son yıllarda daha çok 1,0-1,0 ile 1,5-1,0 arasındaki yemler kullanılmaya başlanmıştır. Bu nedenle de bizim çalışmamızda da çevrenin maksimum korunması dikkate alınarak FCR değeri 1,0-1,0 ile 1,5-1,0 kabul edilmiştir.

Daha önce hesaplanan L değeri ($2,275 \times 10^{-6} \text{ ton/m}^2/\text{yıl}$), Gölün toplam yüzey alanı ve FCR değerleri dikkate alındığında, Almus Baraj Gölünde yıllık yetiştiriciliği yapılabilecek maksimum balık miktarının 6981,76 ton ile 4023,33 ton arasında olduğu bulunmuştur

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Almus Baraj Gölü'nün su kalitesi bulguları, "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri" (Tablo 2.2.) , ve OECD tarafından verilen "Göl, Gölet ve Barajların Trofik Statü Sınıflandırılması" (Tablo 2.3.) kriterlerine göre sınıflandırılmıştır.

Trofik sınıflandırma işleminde Almus Baraj Gölü'nün yıllık ortalama toplam fosfor konsantrasyonu (0.03mg/L) ve seki görünürlüğü bulguları (259.53 cm) kullanılmıştır. Buna göre Almus Baraj Gölü'nün su kalitesi statüsü toplam fosfor açısından mezotrofik, seki açısından ötrofiktir. Daha önce yapılan çalışmalarda; Mazumder, A., 1994'de yaptığı çalışmada trofik statü sınıflandırması için seki görünürlüğünü, Vollenweider, R.A., ise 1968'de trofik statü sınıflandırma için toplam fosfor ve seki görünürlüğünü dikkate almıştır (8,38).

Yaptığımız çalışma süresince sıcaklık, çözünmüş oksijen, elektiriksel iletkenlik, pH, türbidite, seki görünürlüğü, amonyak azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, ortofosfat ve toplam fosfor bulgularına ait, Almus Baraj Gölü'nün "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri" ve her bir parametreye ait değerlendirme aşağıda açıklanmıştır.

Almus Baraj Gölünün yüzey suyu yıllık sıcaklık ortalaması 14.30 °C'dir. Göl, sıcaklık yönünden "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına" göre I. sınıf su kalitesine sahiptir. Yapılan T-testine göre, yüzey suyu ve dip suyu sıcaklıkları farklı bulunmuştur (Tablo 4.2). Bu durum gölde tabakalaşma olabileceğini akla getirmiş ve tabaklaşmanın olup olmadığını tespit etmek amacıyla derinliğe bağlı olarak sıcaklığın değişimini gösteren grafik türetilmiştir (Şekil 4.4). Grafiğe göre ocak ve mart aylarında sıcaklık derinliğe göre değişim göstermemiş, 4°C-5 °C'de sabit kalmıştır. Bu duruma ılıman bölge sularında rastlanmakta olup, Cirik ve ark, 1991 tarafından kış durgunluğu (Stangasyon) adı verilmiştir. Mayıs ayında havaların ısınmaya başlamasıyla yaklaşık 4-5 m'de ani sıcaklık düşüşleri görülmeye başlanmıştır. Ani sıcaklık düşüşleri temmuz ve eylül aylarında havaların iyice ısınmasıyla belirgin olarak gözlenmiştir. Şekil 4.4'e göre temmuz ve eylül aylarında ilk 10 m ile 20 m arasında termoklin tabakası açıkça gözlenmiştir. Wetzel (1975)'de belirtildiği gibi sıcaklık profillerinden yola çıkarak epilimnion, metalimnion ve hipolimnion tabakaları hesaplanmıştır. Buna göre Almus Baraj Göl'ünde ilk 10 m'de epilimnion, 10 ile 20 m'de termoklin tabakasının görüldüğü katmanda, metalimnion, 20 m'den 30 m ye kadar da hipolimnion tabakası görülmüştür. Almus Baraj Gölü'nde kasım ayında tabakalaşma kaybolmaya başlamıştır. Nahimana., D ve arkadaşlarının 2008 yılında Tanganyika Gölü'nde yaptıkları çalışmada da, kasım ayında havaların soğumaya başlamasıyla aynı durum gözlenmiştir (95). Bu durum Cirik ve arkadaşlarının (1991), belirttiği gibi sonbahar karışımı olarak isimlendirilmektedir (5).

Yüzey suyu yıllık sıcaklık değerleri, yapılan SNK testi sonuçlarına göre 9. istasyon hariç diğer istasyonlarda istatistiksel açıdan farklı bulunmamıştır (Tablo 4.4.). Aynı durum Şekil 4.1’de verilen CBS sıcaklık haritasıyla uyumlu bulunmuştur. Korelasyon analizine göre (Tablo 4.23.) ; Sıcaklık-Çözünmüş Oksijen (-0,930), Sıcaklık-Elektriksel İletkenlik (-0.816), Sıcaklık-Amonyak Azotu (-0,503) arasında negatif yönde korelasyon (negatif yönde ilişki), Sıcaklık-Seki Görünürlüğü (0,360), arasında pozitif yönde korelasyon mevcuttur. Aynı korelasyonlar(ilişkiler) Şekil 4.1’de verilen CBS haritalarında da ortaya çıkmıştır. Bu durum CBS haritaları yardımıyla istatistiksel bir işlem uygulamadan fizikokimyasal parametreler arasındaki ilişkilerin rahatlıkla incelenebileceği sonucunu ortaya çıkarmıştır.

Almus Baraj Gölü’nün yüzey suyu yıllık Çözünmüş Oksijen konsantrasyonu ortalaması 10.15 mg/L’dir. Göl, çözünmüş oksijen yönünden “Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına” göre I. sınıf su kalitesine sahiptir. T-testine göre yüzey suyu ve dip suyu çözünmüş oksijen konsantrasyonları istatistiksel açıdan farklı bulunmuş (Tablo 4.2), bu nedenle de çözünmüş oksijenin derinliğe göre değişimini gösteren harita oluşturulmuştur (Şekil 4.8). Harita incelendiğinde kış durgunluğunun gözlemlendiği ocak ve mart aylarında sıcaklıkta olduğu gibi, çözünmüş oksijende de derinliğe bağlı değişim gözlenmemiştir. Sıcaklığın en düşük olduğu ocak ayında çözünmüş oksijen en yüksek değerini almıştır. Bu durum sıcaklık ile çözünmüş oksijen arasındaki korelasyon ilişkisi (-0.930) ile örtüşmektedir. Tabakalaşmanın en iyi gözlemlendiği temmuz ayında ilk 10 m derinlikte (epilimnion) çözünmüş oksijen azalmıştır. 10 m ile 20 m arasında (termoklin) çözünmüş oksijen, sıcaklığın ani azalmasıyla birlikte yükselmiş, hipolimnionda ise çözünmüş oksijen düşmeye başlamıştır. Yu, N., ve Culver D.A.’ya (2000) göre termal tabakalaşma bir göl veya barajı karakterize etmeye yarayan en önemli özelliktir. Gölde termal tabakalaşma olduğu zaman, aynı anda oksijen tabakalaşmasına da sıkça rastlanır (7). Yaptığımız çalışmada sıcaklık ve çözünmüş oksijenin derinlikle değişim grafiklerine(Şekil 4.4 ve Şekil 4.8) bakıldığında sıcaklık tabakalaşmanın net görüldüğü dönemde çözünmüş oksijen tabakalaşmasında açık bir şekilde görülmüştür. Çözünmüş oksijen tabakalaşması Yu, N., ve Culver D.A.’nın Hargus Baraj Gölü için yaptıkları çalışmada olduğu gibi, Almus Baraj Gölü’nde de eylül ayında oluşmuştur. Yaptığımız çalışmada yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri mevsimler arasında farklılık göstermiştir. Bu fark varyans analizine göre anlamlı bulunmuştur. ($F_{5,40}=69,98$; $p=0.0001$). SNK testine göre yüzey suyu çözünmüş oksijen değeri yönünden ocak-mart (kış ayları) arasında, mayıs-kasım(ilkbahar-sonbahar) arasında, Temmuz-Eylül(yaz ayları) arasında fark önemli değildir. Ancak kış ayları, ilkbahar-sonbahar ayları ve yaz aylarının birbiri arasındaki fark önemlidir (Tablo 4.5. Şekil 4.6). Sonuçlar Almus Baraj Gölünde kış durgunluğunun, tabakalaşmanın ve su karışımının gözlemlendiği mevsimlerin birbiri ile benzerlik ve farklılıklarını ortaya koymaktadır. Bu sonuç Almus Baraj Gölü’nün su kalitesi

üzerine çözünmüş oksijenin etkisini açıkça göstermiştir. Zaten Almus Baraj Gölü için yapılan PCA analizine göre de, çözünmüş oksijen gölün su kalitesini etkileyen en önemli parametreler arasında bulunmuştur.

Elektriksel İletkenlik ile ilgili “Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kiriterleri”nde açıklayıcı bir bilgi verilmemiştir. Bu nedenle “Su Ürünleri Standartları ve Yüzeysel Su Kaynaklarının Kirlenmeye Karşı Korunması” hakkındaki protokolde (Uslu ve Türkman 1987) belirtilen değerler (150–500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dikkate alınmıştır (27). Almus Baraj Gölünün yüzey suyu elektriksel iletkenlik ortalaması 304,43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ’dir. Belirtilen protokole göre göl, elektriksel iletkenlik yönünden uygun standartlara sahiptir. Yapılan İki Yönlü Varyans Analizine göre elektriksel iletkenlikte aylar arasında meydana gelen değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($F_{5,40}=35,24$; $p=0.0001$). SNK testi sonucunda yüzey suyu iletkenliği yönünden kış ayları ile yaz aylarının farklılık gösterdiği ve yazı doğru bir azalmanın gözlemlendiği tespit edilmiştir (Tablo 4.7, Şekil 4.10). Ramanathan, A.A.L., 2007 tarafından Pandoh Gölü’nde yapılan çalışmada da, elektriksel iletkenlik kış aylarında yaz aylarına göre yüksek bulunmuştur. Bu durum aynı bilim adamı tarafından; vertikal sıcaklık gradyanı ile açıklanmıştır. Özellikle kış durgunluğunun olduğu dönemlerde yüzeysel su hareketlerinin elektriksel iletkenlik özelliğini belirlemede etkili olduğu belirtilmiştir (96). Bu literatür bilgisi Almus Baraj Gölü için yapılan varyans ve SNK testi sonuçlarıyla örtüşmektedir. Yapılan çalışmada elektriksel iletkenlik Almus Baraj Göl’ünde derinliğe göre bir değişim göstermemiştir (Tablo 4.2, T-Testi). Bennett, D.M. ve arkadaşlarının 2007 yılında yaptıkları bir çalışmada elektriksel iletkenlik ile baraj derinliği arasında güçlü bir ilişki olmadığı tespit edilmiştir (97). Tablo 4.23’de elektriksel iletkenlik ile sıcaklık arasında (-0.816) negatif yönde, elektriksel iletkenlik ve çözünmüş oksijen arasında pozitif yönde yüksek sayılabilecek korelasyon (0.743) mevcuttur. Bu sonuçlar Şekil 4.1’de verilen CBS haritalarıyla uyumlu bulunmuştur.

Almus Baraj Gölü yüzey suyu yıllık pH ortalaması 8.20’dir. Göl, hafif bazik karakterde ve “Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına” göre I. sınıf su kalitesine sahiptir (Tablo 2.2). Çeşitli barajlardaki benzer çalışmalarda yıllık pH değerleri; Özdemir ve ark., (2007) tarafından, Bereket Hidroelektrik Santrali için 7.74-8.60 arasında, Taş, (2006) tarafından, Derbent Barajı için 7.98, Yılmaz, (2004), tarafından Mumcular Barajı için 8.0 bulunmuştur (26,17,98). Çelikkale, 1994’e göre suyun yüksek pH değerleri göstermesi durumunda amonyak ve azot bileşiklerinin zararlı etkileri artar. Bu nedenle de alabalık yetiştiriciliği yapılacak sularda pH değerinin 6.5-8.5 arasında olması gerekir (18). Almus Baraj Gölü’nde bu değer 8.0–8.35 arasındadır. Buna göre pH yönünden göl alabalık yetiştiriciliği için uygun duruma sahiptir. Varyans analizine göre istasyonlar arasında pH açısından fark bulunmuş ancak bu fark 1. istasyon ile diğer istasyonlar arasında tespit edilmiştir (Tablo 4.10, Şekil 4.14). pH ile ilgili bu bulgu Şekil 4.1’de yıllık pH

ortalamasına göre oluşturulmuş CBS haritasıyla uyumludur. PCA analizine göre (Şekil 4.35) II. Aksis (y-ekseni) göl suyundaki fizikokimyasal parametrelerde meydana gelen değişmelerin %17,2 'sini açıklamaktadır. II. Aksiste pH, diğer parametrelere göre belirleyici bir rol oynamış ve bu aksise pH gradyanı denilmiştir. Dalkıran, N., ve ark., tarafından 2006 yılında Uluabat Gölü'nde PCA kullanılarak yapılan çalışmada da benzer sonuçlar elde edilmiş, gölün su kalitesini CO_3^{2-} , HCO_3^- ve pH'ın %28, 6 oranında açıkladığı tespit edilmiştir (99). Almus Baraj Gölü'nde pH'ın etkisinin daha düşük olmasının sebebi Uluabat gölünün ötrofik, Almus Baraj Gölü'nün ise henüz mezotrofik olmasıdır.

Almus Baraj Gölü yüzey suyu yıllık ortalama türbidite değeri 6,09 NTU bulunmuştur. Yüzey suyu türbidite değeri istasyonlar arasında farklılık göstermiştir ($F_{8,40} = 6,39$; $p = 0.0001$). 8. İstasyon (9,67 NTU) değeriyle maksimum, 3. İstasyon (2,31 NTU) değeriyle minimum bulunmuştur. 5, 6, 7, 8 ve 9. istasyonlar yüzey suyu türbidite değerleri yönünden farklılık göstermemiştir. Aynı durum 2, 3 ve 4. istasyonlarda da görülmüştür (Tablo 4.4., Şekil 4.17). 2 ve 3. istasyonlar gölün en derin ve en berrak bölgeleridir. Buna karşın 8. istasyon Tozanlı Irmağı'nın göle karıştığı nokta, 5, 6 ve 7. istasyonlar ise bu istasyona en yakın olan istasyonlardır. PCA analizine göre özellikle 7 ve 8. istasyonlar eylül ve kasım ayında türbiditeden en fazla etkilenen istasyonlardır. Bu sonuçlara göre Tozanlı Nehri eylül ve kasım aylarında gölün büyük kısmını türbidite(bulanıklık) yönünden kirletmektedir. Türbidite; kasım ayında 12,27 NTU ile maksimum, ocak ayında ise 2,37 NTU değeri ile minimum tespit edilmiştir. Türbiditenin minimum çıktığı ocak ayında Seki Görünürlüğü (berraklık) maksimum çıkmıştır. Yapılan korelasyon analizinde türbidite ile seki arasında negatif yönde bir ilişki (-0,473) bulunmuş aynı durum PCA analizi ve CBS haritalarıyla da görsel olarak ortaya konulmuştur. Almus Baraj Gölü yıllık ortalama seki derinliği 2,59 m olarak tespit edilmiştir. Yu ve arkadaşları tarafından 2000 yılında Hargus Baraj'ında yapılan bir çalışmada, seki görünürlüğü 2,52 m olarak tespit edilmiştir. Aynı bilim adamları seki görünürlüğünün sebebini sezonsal değişime bağlamış ve bu gölde plankton yoğunluğu ile seki arasında doğrusal bir ilişki tespit etmişlerdir (7). Almus Baraj Gölü için de seki görünürlüğünün benzer çıkması aynı durumun burada da gerçekleşmiş olabileceğini göstermekte ve gölün mezotrofik seviyede olduğuna işaret etmektedir.

Almus Baraj Gölü yıllık toplam amonyak azotu konsantrasyonu 0,28 mg/L'dir. "Kıta içi Su Kaynakları Kalite Kriterleri"nde toplam amonyak azotu ile ilgili bir değer bulunmadığından, karşılaştırma yapmak için EPA tarafından verilen (Eşitlik 2.1) formül kullanılmıştır. Formüle göre Almus Baraj Gölü'nün yıllık pH ortalaması 8,60 ve kritik amonyak azotu konsantrasyonu 0,47 mg/L'dir. Bu değere göre Almus Baraj Gölü amonyak azotu konsantrasyonu kritik değer altındadır. Ancak alabalıklar için toplam amonyak azotu LD_{50}

değeri 0,31 ppm verilmiştir (100). Buna göre Almus Baraj Gölü Amonyak Azotu değeri alabalık yetiştiriciliği için verilen kritik değere yakındır. Yapılan SNK testi sonucunda yüzey suyu amonyak azotu değeri, ocak ve mart aylarında, temmuz, eylül ve kasım aylarına göre daha yüksek bulunmuştur (Tablo 4.13. Şekil 4.19). Almus Baraj Gölü için yapılan korelasyon analizi de bulunan sonuçlarla örtüşmüş ve amonyak azotu ile sıcaklık arasında negatif yönde bir ilişki tespit edilmiştir. PCA analizine göre ocak ayında Almus Baraj Gölü'ndeki bütün istasyonlar amonyak azotunun etkisi altındadır. Buna karşın temmuz ve eylül aylarında amonyağın etkisi en azdır. Kocataş, A., (1993)'e göre de genellikle kış aylarında azot minerali yüzeyde ve derinlerde dominant olup, 100 µg/L' yi geçer, ilkbahar aylarında ise azot konsantrasyonlarında ani bir düşme görülür, zira bu periyotta gelişen fitoplankton mineral azotu absorbe eder. Yaz aylarında ise çok sıcak yüzey tabakalarında mevcut amonyum direkt remineralizasyondan gelir. Nihayet sonbaharda düzenli bir artış görülür (36).

Almus Baraj Gölü'nün yüzey suyu yıllık Nitrit Azotu konsantrasyonu 0,006 mg/L'dir. Göl, nitrit azotu yönünden "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına" göre II. sınıf su kalitesine sahiptir (Tablo 2.2). Benzer çalışmalarda nitrit azotu değeri Derbent Baraj Göl'ünde 0,009 mg/L(17) ; Atatürk Baraj Gölünde 0,07 mg/L(64); Mumcular Baraj Gölünde ise 0,001 mg/L'den daha küçük bulunmuştur (98). Çalışmalar incelendiğinde Atatürk Baraj Gölünde nitrit konsantrasyonunun yüksek çıkmasının sebebi alabalık yetiştiriciliğine bağlanmış, Mumcular Baraj Gölünde nitrit tespit edilememiş olmasının sebebi ise göle herhangi bir organik kirlilik karışmadığı yönünde açıklanmıştır. Almus Baraj Gölünde tespit edilen nitrit azotu konsantrasyonunun sebebi ise; gölde düşük kapasite ile üretim yapan alabalık çiftliklerinin etkisi şeklinde açıklanabilir. Yapılan varyans analizine göre nitrit azotu konsantrasyonu aylar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermiştir. ($F_{5,40}=3,34$; $p=0,0129$). Ayrıca korelasyon analizine göre nitrit azotu ile ortofosfat arasında negatif yönde bir ilişki tespit edilmiştir. PCA analizine göre nitrit azotunun yüksek olduğu aylarda ve istasyonlarda pH'ında etkisi bulunmakta ancak nitratın etkisi bulunmamaktadır. Tüm bu sonuçlar, nitrit iyonunun nitrifikasyon sürecinde kararsız bir ara ürün olmasına ve konsantrasyonunun pH, sıcaklık ve ortamda bulunabilen plankton ve benzeri canlılara bağlı olarak değişebilmesine bağlanabilir.

Almus Baraj Gölü'nün yüzey suyu yıllık Nitrat Azotu konsantrasyonu 1,31 mg/L'dir. Göl, nitrat azotu yönünden "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına" göre I. sınıf su kalitesine sahiptir (Tablo 2.2.). Tomezsek ve ark.(2007), tarafından yapılan çalışmalarda; Rzeszow Barajında nitrat azotu konsantrasyonu 1.3-1.4 mg/L arasında ; Solina Barajında 1.4-1.6 mg/L arasında ölçülmüştür (101). Nitrat azotu miktarı yurdumuzda araştırılan baraj göllerinden Suat Uğurlu'da 2.8-15 mg/L, Keban'da 0.32-0.65 mg/L, Kurtboğazi'nde 0.004-2.55 mg/L, Çubuk Baraj Göl'ünde 0.019 mg/L ve Altınapa'da 0.07 mg/L olarak tespit edilmiş (17), Ömerli Baraj

Gölü'nde 0,69-3,90 mg/L (102), Mumcular Barajında ise 10-25 mg/L arasında değişim göstermiştir (98). Almus Baraj Gölünde ölçülen nitrat azotu değeri WHO (World Health Organization), 1984.'de temiz göller için belirtilen sınır değerler arasındadır. Tores, A.C., ve ark. 1998, tarafından oligotrofik özellikteki Meksika Gölü'nde yapılan çalışmada ise nitrat azotu konsantrasyonu 0,015 mg/L bulunmuştur (103). Bu literatür bilgisi ışığında Almus Baraj Gölü'nün oligotrofik bir özellikte olmadığı sonucuna varılabilir. Ancak göldeki nitrat azotu konsantrasyonu, Edmondson, 1991' de verilen tatlı su balıkları için geçerli su kalitesi kriterine sahiptir (104). Almus Baraj Gölü'nde Nitrat Azotu konsantrasyonu yağışlı aylarda hafif bir artış gösterse de, yapılan varyans analizine göre (Tablo 4.17) mevsimler arasında önemli bir fark bulunamamıştır. Ancak istasyonlar arasındaki fark anlamlı bulunmuştur (Tablo 4.18). SNK testine göre 2. İstasyon 1,59 mg/L maksimum değeriyle, 1,09 ve 1,07 minimum değerlerine sahip, 8. (Tozanlı Irmağı) ve 9. (Yeşil Irmak) istasyonlardan farklılık göstermiş, diğer istasyonlar arasında ise önemli bir fark bulunamamıştır (Tablo 4.18; Şekil 4.26). Gupta G., ve ark., 2003, tarafından Qarun Gölü'nde yapılan çalışmada da, Qarun Gölü ile Nil Nehri'nin su kaliteleri karşılaştırılmış, gölün iç kısımlarındaki nitrat azotu konsantrasyonlarının, ırmağa yakın olan bölgelerdekinden çok daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (100). Bu durum Almus Baraj Gölü'nde elde edilen sonuçla örtüşmektedir. Almus Baraj Gölü için yapılan korelasyon analizinde nitrat azotu ile ortofosfat arasında pozitif yönlü ilişki bulunmuş, aynı ilişki yıllık ortalama değerlere göre oluşturulan CBS haritasında da (Şekil 4.1) gözlenmiştir. Yine PCA analizine göre gölde nitrat azotunun yüksek çıktığı ay ve istasyonlarda ortofosfat konsantrasyonu da yüksek çıkmıştır. Aynı ilişki Jensen, H.S., 1992, tarafından yapılan çalışmada da tespit edilmiştir (40).

Almus Baraj Gölü yüzey suyu yıllık Ortofosfat konsantrasyonu 0.16 mg/L'dir. Göl, yüzey suyu ortofosfat konsantrasyonu açısından "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına" göre II. sınıf su kalitesine sahiptir (Tablo 2.2.). Dip suyu ortofosfat konsantrasyonu 0.23 mg/L ile yüzey suyu konsantrasyonundan yüksek çıkmıştır. Yüzey suyu ile dip suyu arasındaki fark T-testine göre anlamlıdır ($p < 0.05$). De Medina, H.L., ve ark. 2003' e göre yüksek pH'da metal fosfatlar yüzeyden sedimente doğru çökerler (105). Almus Baraj Gölü'nün pH değeri 8.20 değerine sahiptir ve bu nedenle de yüzeydeki ortofosfat konsantrasyonu, dip (sediment) suyundaki ortofosfat konsantrasyonundan daha düşüktür. Aynı durum Dalkıran ve ark., 2006.'da Uluabat Gölü'nde yapılan çalışmada da belirtilmiştir (99). Almus Baraj Gölü yüzey suyunda yapılan SNK testi sonucuna göre ortofosfat konsantrasyonu en yüksek mart ayında tespit edilmiştir. Ve mart ayı ile diğer aylar arasındaki fark istatistiksel açıdan anlamlı bulunmuştur (Tablo 4.19). Bu durum pH değişimi ile açıklanabilir. Çalışma periyodunda en düşük pH değeri mart ayında tespit edilmiştir. Bu nedenle en düşük pH'ın olduğu mart ayında yüzeyden dipe doğru fosfat

çökmesi en az olmuş ve en yüksek ortofosfat konsantrasyonu bu ayda gözlenmiştir. Korelasyon analizine göre de pH ile ortofosfat arasında negatif yönde yüksek bir ilişki tespit edilmiştir (Tablo 23). Yine ortofosfat ile türbidite ve nitrat arasında pozitif, seki arasında ise negatif ilişkiler mevcuttur. PCA analizinde de benzer sonuçlar elde edilmiştir. Ortofosfat, nitrat ve türbidite yönünden benzer özellik gösteren gruplar bir arada, seki görünürlüğü ve pH yönünden benzer özellik gösteren gruplar ise bir arada fakat zıt yönde toplanmıştır (Şekil 4.35). Buna göre ortofosfat gölün su kalitesini etkileyen parametreler arasında sıcaklık ve pH ile birlikte ön sıralarda yer almaktadır.

Almus Baraj Gölü yüzey suyu yıllık Toplam Fosfor konsantrasyonu 0.3 mg/L'dir. Göl, yüzey suyu toplam fosfor konsantrasyonu açısından "Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına" göre II. sınıf su kalitesine sahiptir (Tablo 2.2). OECD, 1982'ye göre Almus Baraj Gölü, toplam fosfor konsantrasyonuna göre yapılan ötrofikasyon sınıflandırmasında mezotrofik aşamadır. EPA, (1999) farklı özellikteki göller için yaptığı çalışmada, ortalama toplam fosfor konsantrasyonu 33µg/L olan gölleri mezotrofik ve ötrofik olarak sınıflandırmıştır (106). Ortalama yüzey suyu toplam fosfor değeri temmuz ayında 0.038 mg/L değeriyle maksimum, ocak ayında ise 0.022mg/L ortalama ile minimum değerine ulaşmıştır. Genellikle toplam fosfor konsantrasyonunun yaz aylarında kış aylarından daha yüksek olduğu bilinmektedir (107, 108).

Yapılan çalışmanın I. aşamasında her bir fiziksel ve kimyasal parametre için türetilen CBS haritaları gölün ölçüm yapılmayan noktalarının bile su kalitesini tahmin etmemizi sağlamıştır. Korelasyon analizi veya diğer istatistiksel analizler ile elde edilen bilgiler ve ilişkiler CBS haritalarıyla kolaylıkla ortaya konulabilmektedir. CBS ve UA (Uzaktan Algılama) kullanılarak göllerin su kalitesini açıklayan birçok çalışma tespit edilmiştir. Bu çalışmalara bazı örnekler; Dwiwedi, R.M. ve ark., 1987, Tran K.C., ve ark., 2002., Nitin Kumar Tripathi, 2000., Wang, F., ve ark., 2006, Lathrop, R.G., 1992, Cocker, M.D., ve ark., 1999., şeklindedir (58, 61, 57, 59,60).

Almus Baraj Gölü'nde temel bileşen analizine göre su kalitesine etki eden en önemli parametrelerin; sıcaklık, çözünmüş oksijen, elektriksel iletkenlik, seki görünürlüğü (berraklık), pH, ortofosfat ve toplam fosfor olduğu tespit edilmiştir. Bu parametrelere göre Almus Baraj Gölü sıcaklık, çözünmüş oksijen, elektriksel iletkenlik açısından I.Sınıf; ortofosfat ve toplam fosfor açısından ise II. Sınıf su kalitesine sahiptir. Kıta İçi Su Kaynaklarına göre o gruba ait en düşük kalite, o grubun sınıfını belirlediğinden, Almus Baraj Gölü II. Sınıf kalitede bir su olarak kabul edilebilir. Nutrientler açısından sınırlayıcı element toplam fosfor kabul edildiğinden göl bu açıdan mezotrofik, ancak seki açısından ise ötrofiktir.

Tüm bu değerlendirmeler ışığında, Almus Baraj Gölünün, şu an itibari ile kirli olmayan fakat belirli parametreler için sınır değerlerde dolaşan, bir su kalitesine sahip olduğu yorumu

yapılabilir. Bu nedenle de Almus Baraj Gölü'nün nutrient yüklenmesi ile ilgili sonuçlar barajın geleceği ile ilgili çok büyük bir önem taşımaktadır.

Bu amaçla çalışmanın II. aşamasında Almus Baraj Gölü'nün Fosfor Taşıma Kapasitesi hesaplanmıştır. Fosfor Taşıma Kapasitesi sonucunda gölde ötrofikasyon değerini aşmadan ne kadar alabalık yetiştiriciliği yapılabileceği belirlenmiştir.

Bu modelin çalışmada tercih edilmesinin nedeni, performans ölçütlerinin ($r = 0,86$; $SE = 0,20$), Jones ve Bachman (1976)'in geliştirdiği modelden ($r = 0,65$; $SE = 0,37$) daha iyi olmasıdır. Hesaplanan taşıma kapasitesine bağlı yıllık balık miktarı, Almus Baraj Gölünden çıkan yıllık su miktarı ve FCR değeriyle doğrudan ilişkilidir. Bu amaçla Almus EUAŞ Santral Müdürlüğünden Ocak 2008-Ocak 2009 tarihleri arasında gölden çıkan toplam su hacmi ($Q = 732460835 \text{ m}^3/\text{yıl}$) alınmıştır. Çevrenin maksimum korunması dikkate alınarak FCR değeri 1,0:1,0 ile 1,5:-1,0 kabul edilmiştir. Yapılan hesaplamalara göre Almus Baraj Gölü Fosfor Taşıma Kapasitesi (L) $2275,21 \text{ mg/m}^2\text{yıl} = 2,275 \times 10^{-6} \text{ ton/m}^2\text{yıl}$ olarak hesaplanmıştır. Gölün toplam yüzey alanı ve FCR değerleri dikkate alındığında, Almus Baraj Gölünde yıllık yetiştiriciliği yapılabilecek maksimum balık miktarı 6981,76 ton ile 4023,33 ton arasında değişmektedir. Hakanson ve ark., 1998, yaptıkları çalışmada, Vollenweider (1968) tarafından tanımlanan ve 1984 yılında Beveridge tarafından balık çiftliklerinin çevresel etkilerini tespit etmek için kullanılan, fosfor taşıma kapasitesi modeline benzer bir model (LEEDS modeli) kullanmışlardır (78). Söz konusu çalışmanın sonucunda İsviçre'deki Southern Bullaren Gölü'nde ortalama toplam fosfor konsantrasyonu $36 \mu\text{g/L}$ bulunmuş ve bu gölde yıllık olarak 500 ton alabalık yetiştirildiği takdirde göl suyunun kendini yenileyebileceği ve ötrofikasyon için sınır değerini aşmayacağı sonucu bulunmuştur. Hakanson ve arkadaşlarının çalıştığı gölün toplam alanı $8,37 \text{ km}^2$, maksimum derinliği 26,2 m, göl hacmi $79,7 \text{ km}^3$ olarak belirtilmiştir. Almus Baraj Gölünün toplam alanı $31,3 \text{ km}^2$ ve göl hacmi 950 km^3 'tür. Bu oranlar dikkate alındığında Almus Baraj Gölü için bulunan değerlerin normal ve kullanılan modelin de tutarlı olduğu görülebilmektedir. Ülkemizde fosfor taşıma kapasitesi modelinin kullanıldığı çalışmalara örnekler; Verpe ve ark., 2003, Uzungöl'ün genel hidrografik özellikleri ve taşıma kapasitesi üzerine yaptıkları çalışma, Pulatsu, 2002, Kesikköprü Baraj Gölü için taşıma kapasitesinin tahmini üzerine yaptığı çalışma, Oğuz ve ark., 1995, Sapanca Gölü için taşıma kapasitesinin tahmini üzerine yaptığı çalışma şeklinde verilebilir (84,82,83).

Yapılan çalışma, yer aldığı konum ve doğal güzelliği ile Türkiye'nin önemli baraj göllerinden biri olan, suları ile Yeşil Irmağı besleyen ve Kazova'yı sulayan, Almus Baraj Gölünde su kalitesi anlamında ki ilk bilimsel çalışmadır. Çalışma ile CBS kullanılarak, Almus Baraj Gölü için detaylı haritalar üretilmiş, fiziksel ve kimyasal parametreler arasındaki ilişkiler incelenmiş, sonuçlar CBS haritalarıyla karşılaştırılmıştır. Böylelikle Türkiye'de bulunan diğer

baraj göllerine örnek teşkil edecek şekilde bir bilimsel çalışma gerçekleştirilmiş, ayrıca Almus Baraj Gölü için Taşıma Kapasitesi hesaplanmış ve barajın geleceğine ışık tutulmuştur.

KAYNAKLAR

1. Sunlu, U., 1998, *Su Kirliliğinin Oluş Nedenleri*, E.Ü. Çevre Sorunları Uygulama ve Araştırma Merkezi, Karaburun-İzmir.
2. Gündüz, T., 1998, *Çevre Sorunları Kitabı*, A.Ü. Fen Fakültesi, Kimya Bölümü, Gazi Büro Kitabevi Tic.Ltd.Şti., Ankara, 73-83s.
3. Beveridge, M.C.M., 1984, Cage and Pen Fish Farming Carrying Capacity Models and Environmental Impact, *FAO Fisheries Technical Paper*, 255, 130-132.
4. Yaramaz, Ö., 1992, *Çevre ve Su Kirliliği*, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, Bornova-İzmir, 42, 7-9s.
5. Cirik, S., Cirik, Ş, 1991, *Limnoloji Ders Kitabı*, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Yüksekokulu Yayınları No:21, Bornova, İzmir, 25s.
6. Ünlü, A., Uslu, G., 1999, Hazar Gölü Su Kalitesinin Değerlendirilmesi, *Ekoloji*, No:8, 32, 7-13.
7. Yu, N., Culver, D.A., 2000. Can Zebra Mussels Change Stratification patterns in a small reservoir? *Hydrobiologia*, 431, 175-184.
8. Mazumder, A., W.D.Taylor, 1994, Thermal Structure of Lakes Varying in Size and Water Clarity, *Limnol. Oceanogr*, 39, 968-976.
9. Mazumder, A., 1990. Ripple Effects: How Lake Dwellers Control The Temperature and Clarity Of their Habitat, *The Sciences* , 30(6), 38-42.
10. Mazumder, A., W.D.Taylor, D.J.Mc Queen&D.R.S.Lean, 1990. Effects of Fish and Plankton on Lake Temperature and Mixing Depth, *The Science* 247, 312-315.
11. Hutchinson, G. E., 1967, *A Treatise on Limnology, Vol. II. Introduction to Lake Biology and The Limnoplankto*, New York: J. Wiley, 1115 pp.
12. Şengül F., Müezzinoğlu A., 1993, *Çevre Kimyası*., Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, İzmir.
13. Tepe,Y., Ateş, A., Mutlu, E., Töre, Y., 2006, Hasan Çayı (Erzin-Hatay) Su Kalitesi Özellikleri ve Aylık Değişimleri, *E.Ü. Journal of Fisheries&Aquatic Sciences*, Cilt/Volum/suppi.(1/1), 149-150.
14. Şişli, M.N., 1999, *Çevre Bilim Ekoloji*, 2. Baskı, Gazi Büro Kitabevi, Tic.Ltd.Şti. Ankara.
15. Goldman, C.R., Horne, A.J., 1983, *Limnology*, ToshoPrinting Co., Ltd. Tokyo-Japon.
16. Mutluay, H., Demirok, A., 1996, *Su Kimyası*, Beta Basım Yayın Dağıtım A.Ş., No: 624, 57, 74-76s.

17. Taş, B., 2006, Derbent Baraj Gölü (Samsun) Su Kalitesinin İncelenmesi, *Ekoloji*, No : 61, 6-15.
18. Çelikkale, M.S., 1994, *İçsu Balıkları ve Yetiştiriciliği*, Cilt 1, Karadeniz Teknik Üniversitesi Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi Yayınları, Trabzon.
19. Boyd, C.E., 1992, Water Quality Management for Pond Fish Culture. *Der. In. Aqua. And Fish.Sci.*, 9, Elsevier Science Pub. Netherland.
20. Yanık, T., Çiltaş, A., Aras, M., 2001, Balık Yetiştiriciliğinde Su Kalitesine Giriş, *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Ders Yayınları*, No:225, Erzurum,132s.
21. Akbulut, A., Yıldız, K., 2001, Mogan Gölü (Ankara) Planktonik Bacillariophyta Üyeleri ve Dağılımları, *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, No: 14, 4, 1081-1093.
22. Karahan, H., Başkan, M.B., 2007, Baraj göllerinde Su Kalitesinin Matematik Model Yardımıyla Belirlenmesi ve Gökpınar Barajı (Denizli) İçin Bir Örnek, *V. Ulusal Hidroloji Kongresi*, 5-7 Eylül, ODTÜ, Ankara.
23. Göksu, M.Z.L., 2003, *Su Kirliliği*, Nobel Kitabevi Balcalı-Adana, 14-18s.
24. Atay, D., 1987, *İçsu Balıkları ve Üretim Tekniği*, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, No: 1035, 17-21 s.
25. Anonymous, 1995, *19th., Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association*, Washington.
26. Özdemir, N., Yılmaz, F., Yorulmaz, B., 2007, Dalaman Çayı Üzerindeki Bereket Hidro-Elektrik Santrali Baraj Gölü Suyunun Bazı Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin ve Balık Faunasının Araştırılması, *Ekoloji*, No: 16, 62, 30-36.
27. Uslu, O., Türkmen, A., 1987, *Su Kirliliği ve Kontrolü*, T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Eğitim Dizisi, 1, Ankara, 81-85, 94-95, 142, 145, 159s.
28. Temponeras, M., Kritiansen, J., Moustaka, G.M., 2000. Seasonal Variation in Phytoplankton Composition and Physical-Chemical Features of the Shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece, *Hydrobiologia*, 424, 109-122.
29. Erdlandsson, C.P., Stigebrandt, A., 2005, Increased Utility of the Secchi Disk to Assess Eutrophication in Coastal Waters with Freshwater Run-Off, *Journal Of Marine Systems*, Doi: 10.1016/j.jmarys.2005.12.001.
30. Piazena, H., Perez-Rodrigues, E., Haeder, D.P., Lopez-Figueroa, F., 2002, Penetration of Solar Radiation into The Water Column of The Central Subtropical Atlantic Ocean- Optical Properties And Possible Biological Consequences, *Deep-Sea Res.(II Top. Stud. Oceanogr.)*, 49 (17), 3513-3528.

31. Löffler, H., Schiller, E., Kusel, E & Kraill, H., 1998, Lake Prespa, a European Natural Monument, Endangered by Irrigation and Eutrophication? ,*Hydrobiologia*, 384, 69-74.
32. Sanden, P., Hakansson, B., 1996, Long-Term Trends in Secchi Depth in The Baltic Sea, *Limnol. Oceanogr*, 41 (2), 346-351.
33. Bjorkman, D.G., Smayda, T.J., 1998, Long-Term Trends In Water Clarity Revealed By Secchi-Disk Measurements In Lower Narragansett Bay, *J.Mar.Sci*, 55, 668-679.
34. Tanyolaç, J., 1993, *Limnoloji*, Hatiboğlu Yayınları, Ankara, 52-72.
35. Koçer, M., 1998, Sularda Azot ve Tayin Metotları, *Yüksek Lisans Semineri*, F.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.
36. Kocataş, A., 1993, *Oseanoloji*, Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi, No: 114, İzmir, 109-122.
37. OECD, 1982, *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*, Paris, 153-155p.
38. Vollenweider, R.A., 1968, Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Refer Nitrogen and Phosphorus as factors of Eutrophication, *OECD Technical Report (BAS/SU/68.27)*, 240-251p.
39. Champbell, J.B., 1996, *Introduction to Remote Sensing*, Second Edition, New York-London, The Guilferd Pres.
40. Jensen, J.R., 1996, *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*, Second Edition (Englewood Cliffs. New Jersey: Prentice-Hall).
41. Sabins, F.F.J., 1987, *Remote Sensing Principles and Interpretation*, Second Edition, New York: W.H. Freeman&Co.
42. Tosun, F., 2004, Uydu Görüntüsü Ürünleri ve Uzaktan Algılama Yöntemiyle Yükseklik Analizi Çalışmalarına Bakış, *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Gebze.
43. Demers, M.N., 1997, *Fundamentals of Geographic Information Systems*, John Wiley Sons, Inc. New York.
44. ESRI, 2004, ArcGIS 9, Geoprocessing in ArcGIS, *Environmental Systems Research Institute*, Redlands, California, U.S.A.
45. ESRI, 2005, ArcGIS 9, What is in ArcGIS 9.1., *Environmental Systems Research Institute*, Redlands, California, U.S.A.
46. Burrough, P.A., 1986, *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*, Monographs on Soil and Resources Survey, No:12, Oxford Science Publications, London.

47. Şehsuvaroğlu, H., 1991, Harita Genel Komutanlığında Kullanılan ARC/INFO, ARCVIEW ve MGE Coğrafi Bilgi Sistemleri Yazılımlarının Uygulamalı Olarak Karşılaştırılması, *Harita Yüksek Teknik Okulu Bitirme Tezi*, Ankara.
48. İşlem, 2004, *ArcGIS-9 Uygulama Dökümanı*, İşlem Şirketler Grubu Eğitim Dökümanları, Ankara.
49. Yerebakan M., 1999, Türkiyede İçme Suyu Sektörü, Sorunları ve Çözüm Önerileri, *İstanbul Ticaret Odası*, Yayın No: 56, İstanbul.
50. Susam, T., 2006, Yüzey Suları Coğrafi Bilgi Sistemi: Tokat İli Örneği, *Elektronik Sosyal Bilimler Dergisi* www.e-sosder.com ISSN: 1304-0278, C.5, No: 16, 57-67.
51. Nişancı, R., Yıldırım, V., Yıldırım, A., 2007, Su Havzalarına Yönelik CBS Veri Tabanı Modellemesi: Trabzon Galyan Vadisi Örneği, *TMMOB Harita ve Kadastro Mühendisleri Odası Ulusal Coğrafi Bilgi Sistemleri Kongresi*, KTÜ, Trabzon.
52. Durdu Ö.F., 2005, Nesneye Dayalı (Object-Oriented) Programlama Tekniklerinin Entegre Su Kaynakları Yönetiminde Uygulamaları, *Akademik Bilişim*, Gaziantep Üniversitesi.
53. Kurar, H., Aygün, M.T., 1992, Haliç ve İstanbul Boğazı Su Kirliliğinin Uydu Verileriyle İzlenmesi, *Ekoloji*, No: 4, 4-2.
54. Tripathi, N.K., Singh, P., 2000. Integrated GIS and Remote Sensing Approach to Map Pollution in Upper Lake, Bhopal, India, *Geocarto International*, Vol.15, No: 4.
55. Han, L., and D.C. Rundquist, 1994. The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: preliminary results, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60. 1463-1471.
56. Lathrop, G.R., and T.M.Lillesand, 1989. Monitoring water quality and river plume transport in gren bay, lake Michigan with SPOT-1 imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55, 349-354.
57. Wang, F., Han, L., Kung, H.T., Arsdale, B.V., 2006, Applications of Landsat-5 TM imageny in Assessing and Mapping Water Quality in Reelfoot Lake, Tennessee, *International Journal of Remote Sensing*, Vol.27, No.23.
58. Dwiwedi, R.M. and Narin, A., 1987, Remote Sensing of Phytoplankton, an attempt from the Landsat Thematic Mapper, *International Journal of Remote Sensing*, 8, 1563-1569.
59. Lathrop, R.G., 1992, Landsat Thematic Mapper Monitoring of Turbid Inland Water Quality, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 58, 465-470.
60. Cocker, M.D., Shapiro, E.A., 1999, The Continental Margins Program in Georgia, *Marine Georesources and Geotechnology*, 17, 199-209.

61. Tran, K.C., Valdes, D., Euan, J., Real, E., Gil, E., 2002, Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State, Mexico, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5(2), 173-189.
62. Demirci, A., Mc Adams, M.A., Alagha, O., Karakuyu, M., 2006, The Relationship between Land Use Change and Water Quality in Küçükçekmece Lake Watershed, 4. *Coğrafi Bilgi Sistemleri Bilişim Günleri*, İstanbul, Türkiye.
63. Şener, E., Davraz, A., İsmailov, T., 2005, Burdur Gölü Seviye Değişimlerinin Çok Zamanlı Uydu Görüntüleri İle İzlenmesi, *Türkiye Kuvaterner Sempozyumu*, İTÜ Avrasya Yer Bilimleri Enstitüsü, 148-156s.
64. Atasoy, A.D.S., 2004, Atatürk Baraj Gölünde Alabalık Üretiminin Oluşturulduğu Kirlilik Yükünün Araştırılması, *Ekoloji*, No: 14, 53, 9-17.
65. Gowen, R.J. and Bradbury, N.B., 1987, The Ecology Impact of Salmonid Farming in Coastal Waters, *A Review. Oceaorg.Mar.Biol.Ann.Rev*, 25,563-575.
66. Enell, M., 1982, *Changes in Sediment Dynamics Caused by Cage Culture Activites*, In: Proceedings of The 10. Nordich Symposium on Sediments(eds. I. Bergstromm, J. Kettunen and M. Stenmark) Finland, 72-88.
67. Tucholski, S., Kok, J. and Wojno, T., 1980. Studies on Removal of Waste Produced During Cage Rearing of Rainbow Trout (*Salmo Gairdneri* Richardson) in Lakes, 1. *Chemical Compositions of Wastes*, *Rocz. Nauk Roln.*, 82, 3-15.
68. Coche, A.G., 1978, The Cultivation of Fish in Cages, A Bibliography FAO Fish.Circ.714, 43p.
69. Philips, M.J., 1985, The Environmental Impact of Cage on Scottish Freshwater Lochs, *Report to Highlands and Island Development Board*, Institute of Aquaculture, Universty of Stirling.
70. Koçer, M.A., Türkgülü, İ., 2004, *İçsularda Kafes Kültürünün Çevresel Etkisinin Belirlenmesi ve Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesi (Atatürk Barajı Üzerine Bir Ön Çalışma)*, Tarım ve Köy işleri Bakanlığı, Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Elazığ.
71. Penczak, T., Galicka, W. And Molinski, E., 1982, The Enrichment of a Mesotrophic Lake by Carbon, Phosphorus and Nitrogen From The Cage Aquaculture of Rainbow, *Salmo Gairdneri*, *Journal of Applied Ecology*, 19, 371-393.
72. GESAMP, 1997, Towards Safe and Effective Use of Chemicals in Coastal Aquaculture, Rep.Stud., *IMO/FAO/UNESCO/EHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspectsef Marine Pullution*, 65, 39-41.

73. Jorgensen, S.F., 1980. Water Development, Supply and Management, *Lake Management*, Pergamon Press, Oxford, Vol.14, 166-168.
74. Bonnet, M.P. and Wessen, K., 2001, Elmo, A 3-D Water Quality Model for Nutrients and Chlorophyll: First Application on A Lacustrine Ecosystem, *Ecological Modelling*, Vol. 141, 19-33 p.
75. Straskraba, M., 1982, The Application of Predictive Mathematical Models of Reservoir Ecology and Water Quality, *Water Res. J.*, 7, 283-318.
76. Kiachner, W.B. and Dillon, P., 1975, an Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lakes, *Water Res.*, 11, 182-183.
77. Jones, J.R., and Bachmann, R.W., 1976, Predictions of Phosphorus and Chlorophyll Levels in Lakes, *Journal of the Water Pollutions Control Federation*, 48, 2176-2182.
78. Hakanson, L., Carlsson, L., 1998, Fish Farming in Lakes and Acceptable Total Phosphorus Loads: Calibrations, Simulations and Predictions Using the LEEDS Model in Lake Southern Bullaren, Sweden, *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1. 1-24.
79. Janse, J.H., Domis, L.N.D., Scheffer, M., Lijklema, L., Liere, L. V., Klinge, M., Mooij, W. M., 2008, Critical Phosphorus Loading of Different Types of Shallow Lakes and The Consequences for Management Estimated with the Ecosystem Model PC, *Limnologica*, 38, 203-219.
80. Chen, S., Chen, X., Peng, Y., Peng, K., 2008, A Mathematical Model of the Effect of Nitrogen and Phosphorus on the Growth of Blue-Green Algae Population, *Applied Mathematical Modelling*, 33, 1097-1106.
81. EPA, 1999, *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs*, EPA-822-D-99-001.
82. Pulatsu, S., 2002. the Application of a Phosphorus Budget Model Estimating the Carrying Capacity of Kesikköprü Dam Lake, *Turkish Journal of Veterinerian and Animal Science*, 27, 1127-1130.
83. Oğuz, M., Oğuz M., 1995, Development of a Phosphorus Loading Model for Sapanca Lake, *International Journal of Environmental Studies*, 6, 87-103.
84. Verep, B., Çelikkale, M.S., Düzgüneş, E., Okumuş, İ., 2003, Uzungöl'ün Genel Hidrografik Özellikleri ve Taşıma Kapasitesi, *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, TÜDAV, Ankara, 148-157.
85. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, *Barajlar ve Hidroelektrik Santraller Dairesi Başkanlığı*, Ankara.

86. EPA, 1984, the Code of Federal Regulations, “*Method Detection Limit 49 FR 43431*, 40 CFR, Part 136, Appendix B.
87. EPA, 2007, *Federal Register*, Rules and Regulations ,Vol. 72, No:47.
88. APHA, AWWA, WPCF, *Standart Methods For the Examination of Water and Wastewater*, 1989.
89. US EPA, 1979, Manuel Entitled, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, “EPA-600/4-79-020. Revised 3/83, Method 365.2(p.365.2-1-6).
90. EPA, 1979, *Federal Register*, 44(85), 25505, (may 1,1979), Hach 8507 method.
91. EPA, 1979, *Federal Register*, 44(85), 25505, (may 1,1979), Hach 8039 method.
92. Sokal, R.R., Rolf, F.J., 1998, *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. W.H. Freeman and Company, New York, 850pp.
93. Dillon, P. J. & Rigler, F. H., 1974. the phosphorus-chlorophyll. relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.
94. Larsen, D.P. and Mercier, H.T., 1976, Phosphorus Retention Capacity of Lakes, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33, 1742-1750.
95. Nahimana, David., Brion, Natacha., Baeyens, Willy, and Ntakimazi, Gaspard., 2008, General Nutrient Distribution in Water Column of Northern Lake Tanganyika, *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, 11(1), 8-15.
96. Ramanathan, A.A.L., 2007, Seasonal Variation in The Major Ion of Pandoh Chemistry of Pandoh Lake, Mandi District, Himachal Pradesh, India, *Applied Geochemistry*, 22, 1736-1747.
97. Bennet, D.M., Fritz, S.C., Holz, J.C., Holz, A.A., Zlotnik, V.A., 2007, Evaluating Climatic and Non-Climatic Influences on Ion Chemistry in Natural and Man-Made Lakes of Nebreska, USA, *Hydrobiologia*, 591, 103-115.
98. Yılmaz, F., 2004, Mumcular Barajı (Muğla-Bodrum)’nın Fiziko-Kimyasal Özellikleri, *Ekoloji*, 13, 50. 10-17.
99. Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere Ş., Şentürk, E., Torunoğlu, T., 2006, Factors Affecting The Current Status of a Eutrophic Shallow Lake (Lake Uluabat, Turkey): Relationships Between Water Pysical and Chemical Variables, *Chemistry and Ecology*, Vol. 22, No: 4, 279-298
100. Gupta, G., El-Hamid, Z.ABD., Water Quality of Qarun, Egypt, *Intern. J. Environ. Studies*, Vol. 60(6), 651-657.
101. Tomaszek, J.A. Gruca, R.R., 2007, Rates of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in two Polish Reservoirs: Impacts of Tempurature, Organic Matter Content, and Nitrate Concentration, *Environmental Technology*, Vol. 28, 771-778.

102. Kayhan, F.E., 2004, İstanbul Ömerli Baraj Gölü Doğal Su Kalitesinin Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerinin İncelenmesi ve Biyoverimliliğe Etkisi, *Kırsal Çevre ve Ormancılık Sorunları Araştırma Derneği Yayını*, Ankara, 110-121s.
103. Tores, A.C., Monge, R.C., 1998, Water Quality Characteristics of a High Altitude Oligotrophic Mexican Lake, *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, 1, 237-243.
104. Edmondson, j., 1991. Environment and Fish Health Water Quality for Aquaculture, *MEDRAP-II Mediterranean Regional Aquaculture Project Basic Level Training Course on Disease, diagnosis and Prevention for Aquatic Species*, Bodrum, Turkey, 32 p.
105. De Medina, H.L., Martin, J.C., Gutierrez, E., Morales, J., 2003, Nitrogen Mobility at The Sediment-Water Interface of Lake Maracaibo, Venezuela, *Water Air Soil Pollut*, 145, 341.
106. EPA, 1999, National Recommended Water Quality Criteria-Correction, *United States Environmental Protection Agency Office of Water*, 4304 EPA 822-Z-99-001.
107. Sondegaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E., 1999, Internal Phosphorus Loading in Shallow Danish Lakes, *Hydrobiologia*, 145, 408-409.
108. Sondegaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E., 2001, Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes, *Scient. World J.*, 1, 427.
109. Vollenweider, R.A. and Kerekes, J.J. 1982, Eutrophication of Wters: Monitoring Assessment and Control, *OECD*, Paris.
110. Wetzel, R.g. 1975, *Limnology*, Saunders.

ÖZGEÇMİŞ

1978 yılında Elazığ’ da doğdu. Orta ve Lise öğrenimini Elazığ’ da tamamladı. 1997 yılında Fırat Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümünde başladığı öğrenimini 2001 yılında tamamladı. Aynı yıl Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Analitik Kimya Anabilim Dalında Yüksek Lisans öğrenimine başladı. 2003 yılında Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı. 2003 yılı Bahar Döneminde Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Analitik Kimya Anabilim Dalında Doktora öğrenimine başladı.