

**T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANA BİLİM DALI**



**KARASU DERESİ'NİN (KASTAMONU) BAZI FİZİKSEL VE
BİYOLOJİK (BENTİK MAKROORGANİZMALAR)
ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ**

ABDULHAMED M. OMAR ETRIEKI

YÜKSEK LİSANS TEZİ


DR. ÖĞR. ÜYESİ İBRAHİM KÜÇÜKBASMACI

HAZİRAN- 2020

KASTAMONU

TAAHHÜTNAME

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu; ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını, bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini bildirir ve taahhüt ederim.



Abdulhamed M. Omar ETRIIEKI

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KARASU DERESİ'NİN (KASTAMONU) BAZI FİZİKSEL VE BİYOLOJİK (BENTİK MAKROOORGANİZMALAR) ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ

ABDULHAMED M. OMAR ETRIEKI

**KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANA BİLİM DALI
DANIŞMAN: DR. ÖĞR. ÜYESİ İBRAHİM KÜÇÜKBASMACI**

Bu çalışma Karasu deresinin (Kastamonu) su kalitesini, fiziksel ve biyolojik parametreler kullanarak değerlendirmek için mevsimlik olarak (Ağustos ve Ekim 2019, Şubat ve Nisan 2020) yapılmıştır. Bu amaçla 16 örnekleme noktası seçilmiş, fiziksel parametreler arazide ölçülmüş ve bentik makroomurgasız örnekleri toplanmış, ayrılmış ve daha sonra laboratuarda teşhis edilmiştir. Su kalitesini değerlendirmek ve belirlemek için biyotik indeksler (İspanyol BMWP, ASPT) ve çeşitlilik indeksleri (SWDI, SDI, EPT indeksi, EP indeksi, % EPT indeksi) uygulanmıştır. Çalışma sonucunda Karasu deresi boyunca 15 istasyondan ve Gökırmak nehrinde 1 istasyondan 14 748 bentik makroomurgasız örneği toplanmış ve 41 takson teşhis edilmiştir. Bu taksonların 13'ü Diptera'ya, 9'u Trichoptera'ya, 5'i Ephemeroptera'ya, 5 takson Plecoptera'ya, 4'ü Coleoptera'ya, 1 takson Odonata, Lepidoptera, Amphipoda, Hirudinea ve Oligochaeta'ya aittir. En fazla örnek S6 örnekleme istasyonunda (1 309 örnek), en az örnek S11 örnekleme istasyonunda (185 örnek) toplanmıştır. Bu çalışma sonucunda, Karasu deresinin su kalitesi T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından verilen Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) kriterlerine göre çok iyi/iyi olarak belirlenmiştir. Ayrıca, İspanyol BMWP ve ASPT biyotik endekslerine göre su kalitesi ya kirlenmemiş/hafif kirli (13 örnekleme istasyonunda) ya orta derecede kirli (S14 ve S15 örnekleme istasyonlarında) ya da S16 örnekleme istasyonunda olduğu gibi kirli/aşırı kirli olarak belirlenmiştir. Karasu deresinin alt kısmındaki nispeten orta ile yüksek kirlilik baskısı izlenmeli ve kirlilik baskısını azaltmak için gerekli önlemlerin alınması gerekmektedir.

ANAHTAR KELİMELER: Karasu deresi, Su Kalitesi, Bentik Makroomurgasızlar, Biyomonitör, Biyotik İndeks

Haziran 2020, 86 Sayfa
Bilim Kodu: 203

ABSTRACT

MSC THESIS

INVESTIGATION OF SOME PHYSICAL AND BIOLOGICAL (BENTHIC MACROINVERTEBRATA) FEATURES OF KARASU STREAM (KASTAMONU)

ABDULHAMED M. OMAR ETRIEKI

KASTAMONU UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE

DEPARTMENT OF BIOLOGY

SUPERVISOR: ASSIST. PROF. DR. İBRAHİM KÜÇÜKBASMACI

This study was carried out to evaluate and determine the water quality of Karasu stream (Kastamonu) in four seasons (August and October 2019, February and April 2020) using physical and biological parameters. For this aim, sixteen sampling points were chosen, physical parameters were measured in the field, and benthic macroinvertebrate samples were collected in the field, conserved, separated, and identified later at laboratory. Biotic indices (Spanish BMWP, ASPT), and diversity indices (SWDI, SDI, EPT index, EP index, %EPT index) were applied to evaluate and determine water quality. As a result of the study, a total of 41 taxa comprising 14 748 individuals were collected and identified in 15 stations along Karasu stream and 1 station in Gökırmak river; 13 of taxa belong to Diptera; 9 taxa belong to Trichoptera; 5 taxa belong to Ephemeroptera; 5 taxa belong to Plecoptera; 4 taxa belong to Coleoptera; 1 taxon belong to each of Odonata, Lepidoptera, Amphipoda, Hirudinea and Oligochaeta. The most individuals were collected at S6 sampling station (1 309 individuals), while the fewest individuals were collected at S11 sampling station (185 individuals). As a result of this study, the water quality of Karasu stream was determined as very good/good according to the Surface Water Quality Management Regulation (SWQMR) criteria given by T.C. Ministry of Forestry and Water Affairs. Moreover, the water quality was determined either as unpolluted/slightly polluted (in 13 sampling stations), as slightly polluted/moderately polluted (in S14 and S15 sampling stations) or as polluted/extremely polluted in S16 sampling station, all of which according to ASPT and Spanish BMWP biotic indices. The relatively moderate to high pollution pressure in the lower section of Karasu stream should be monitored and the required precautions should be taken to decrease pollution pressure.

KEYWORDS: Karasu stream, Water Quality, Benthic Macroinvertebrates, Biomonitoring, Biotic Index

June 2020, 86 Page
Science Code: 203

TEŞEKKÜR

Öncelikle Allah'a ve tez danışmanım Sayın Dr. Öğr. Üyesi İbrahim KÜÇÜKBASMACI'ya teşekkür ederim. Araştırmalarım ve tezimle ilgili sorularım olduğunda veya bunlar ile ilgili bir sorunla karşılaştığım zaman Dr. Öğr. Üyesi İbrahim KÜÇÜKBASMACI'nın kapıları her zaman açıktı. Kendisi bu tezin özgün bir çalışma olmasını sağlarken ihtiyacım olduğu anlarda beni doğru yola yönlendirmiştir.

Ayrıca bu araştırma için toplanan örneklerin teşhis sürecinde yardımlarını esirgemeyen çalışma arkadaşım, doktora öğrencisi Yasemin ÖZALP'e teşekkür ederim. Bu çalışma ÖZALP'in değerli katılımı ve katkıları olmadan yürütülemezdi.

Son olarak, bugüne kadarki çalışmalarım ve bu tezin araştırma ve yazım sürecinde daima katkılarda ve teşviklerde bulunan aileme ve eşime en içten teşekkürlerimi sunarım. Bu başarı onlar olmadan mümkün olamazdı. Teşekkür ederim.

Abdulhamed M. Omar ETRIEKI

Kastamonu, 2020

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TAAHHÜTNAME	ii
ÖZET.....	iii
ABSTRACT	iv
TEŞEKKÜR.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ.....	ix
GRAFİKLER DİZİNİ	x
HARİTALAR DİZİNİ	xi
TABLolar DİZİNİ	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ.....	1
1.1 Su Kirliliği.....	3
1.2 Biyoizlem	4
1.3 Bentik Makroomurgasızlar.....	5
2. LİTERATÜR TARAMASI.....	6
3. MATERYAL VE METOT.....	16
3.1 Araştırma Bölgesi ve Örnekleme İstasyonları.....	16
3.1.1 Karasu Deresi.....	16
3.1.2 Örnekleme İstasyonları.....	18
3.1.2.1 S1 Örnekleme istasyonu.....	18
3.1.2.2 S2 Örnekleme istasyonu.....	18
3.1.2.3 S3 Örnekleme istasyonu.....	19
3.1.2.4 S4 Örnekleme istasyonu.....	20
3.1.2.5 S5 Örnekleme istasyonu.....	21
3.1.2.6 S6 Örnekleme istasyonu.....	21
3.1.2.7 S7 Örnekleme istasyonu.....	22
3.1.2.8 S8 Örnekleme istasyonu.....	23
3.1.2.9 S9 Örnekleme istasyonu.....	24
3.1.2.10 S10 Örnekleme istasyonu.....	24
3.1.2.11 S11 Örnekleme istasyonu.....	25
3.1.2.12 S12 Örnekleme istasyonu.....	25
3.1.2.13 S13 Örnekleme istasyonu.....	26
3.1.2.14 S14 Örnekleme istasyonu.....	27
3.1.2.15 S15 Örnekleme istasyonu.....	28
3.1.2.16 S16 Örnekleme istasyonu.....	28
3.2 Suyun Fiziksel Parametreleri (Ölçme ve Değerlendirme)	29
3.2.1 Suyun Fiziksel Parametre Ölçümü.....	29
3.2.2 Fiziksel Ölçümlerin Değerlendirmesi.....	32
3.3 Biyolojik Parametreler	33
3.3.1 Bentik Makroomurgasız Örneklerinin Toplanması, Saklanması ve Teşhis Edilmesi.....	33
3.3.2 Suyun Kalitesinin Biyolojik Olarak Değerlendirilmesinde Kullanılan Yöntemler	35

3.3.2.1	Biyolojik izleme çalışma grubu-İspanyol versiyonu (İspanyol BMWP).....	35
3.3.2.2	Takson başına ortalama skor (ASPT)	38
3.3.2.3	Toplam takson zenginlik indeksi.....	39
3.3.2.4	EPT takson zenginlik indeksi.....	39
3.3.2.5	EP Takson zenginlik indeksi	39
3.3.2.6	%EPT İndeksi.....	40
3.3.3	İstatistiksel Yöntemler.....	40
3.3.3.1	Baskınlık analizi	40
3.3.3.2	Shannon-wiener çeşitlilik indeksi (SWDI)	41
3.3.3.3	Simpson çeşitlilik indeksi (SDI).....	41
4.	BULGULAR.....	43
4.1	Fiziksel Sonuçlar	43
4.1.1	Ölçülen Fiziksel Parametre Değerleri	43
4.1.1.1	Su sıcaklığı (°C).....	43
4.1.1.2	Çözülmüş oksijen (mg O ₂ /L).....	44
4.1.1.3	Oksijen doygunluğu (%)	45
4.1.1.4	Elektriksel iletkenlik (µS/cm).....	45
4.1.1.5	pH.....	46
4.1.2	Fiziksel Sonuçların Değerlendirilmesi	47
4.2	Biyolojik Sonuçlar	48
4.2.1	İstatistiksel Sonuçlar.....	49
4.2.1.1	Bentik makroomurgasızların istasyonlardaki ve istasyonlar arasındaki baskınlığı.....	49
4.2.1.2	Makroomurgasız tabanlı Shannon-Wiener çeşitlilik indeksleri	56
4.2.1.3	Makroomurgasız tabanlı Simpson çeşitlilik indeksi değerleri.....	57
4.2.2	Biyolojik Bulgular.....	58
4.2.2.1	Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (İspanyol versiyonu) bulguları	58
4.2.2.2	Takson Başına Ortalama Skor İndeksi Bulguları	59
4.2.2.3	Toplam Takson Zenginlik İndeksi.....	60
4.2.2.4	EPT Takson Zenginlik Değeri.....	61
4.2.2.5	EP Takson Zenginlik İndeksi	61
4.2.2.6	%EPT İndeksi.....	61
5.	TARTIŞMA.....	63
5.1	Fiziksel Değerlendirme	63
5.2	Biyolojik (Bentik Makroomurgasız) Değerlendirmesi	67
6.	SONUÇ	74
7.	ÖNERİLER	75
KAYNAKLAR.....		76
ÖZGEÇMİŞ		87

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1 En önemli biyotik indekslerin ve skor sistemlerinin gelişimi8



FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Fotoğraf 3.1 S1 Örnekleme istasyonu.....	19
Fotoğraf 3.2 S2 Örnekleme istasyonu.....	19
Fotoğraf 3.3 S3 Örnekleme istasyonu.....	20
Fotoğraf 3.4 S4 Örnekleme istasyonu.....	21
Fotoğraf 3.5 S5 Örnekleme istasyonu.....	22
Fotoğraf 3.6 S6 Örnekleme istasyonu.....	22
Fotoğraf 3.7 S7 Örnekleme istasyonu.....	23
Fotoğraf 3.8 S8 Örnekleme istasyonu.....	23
Fotoğraf 3.9 S9 Örnekleme istasyonu.....	24
Fotoğraf 3.10 S10 Örnekleme istasyonu.....	25
Fotoğraf 3.11 S11 Örnekleme istasyonu.....	26
Fotoğraf 3.12 S12 Örnekleme istasyonu.....	26
Fotoğraf 3.13 S13 Örnekleme istasyonu.....	27
Fotoğraf 3.14 S14 Örnekleme istasyonu.....	28
Fotoğraf 3.15 S15 Örnekleme istasyonu.....	29
Fotoğraf 3.16 S16 Örnekleme istasyonu.....	29
Fotoğraf 3.17 Arazide kullanılan ölçüm ekipmanları; (a-b) ORION 3 STAR DO taşınabilir Multiparametre ölçüm cihazı; (c) Hanna HI 98127 marka su geçirmez pH metre.....	30
Fotoğraf 3.18 Bentik omurgasız numunelerinin alımı.....	33
Fotoğraf 3.19 Makro omurgasız örneklerini teşhis etmek için kullanılan stereomikroskop	35

GRAFİKLER DİZİNİ

Sayfa

Grafik 4.1	Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama su sıcaklığı değerleri	43
Grafik 4.2	Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama çözünmüş oksijen değerleri.....	44
Grafik 4.3	Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama oksijen doygunluk değerleri.....	45
Grafik 4.4	Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama elektriksel iletkenlik değerleri.....	46
Grafik 4.5	Örnekleme istasyonlarında ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama pH değerleri.....	47
Grafik 4.6	Örnekleme istasyonlarından toplanan makroomurgasız bireylerin dağılımı	49
Grafik 4.7	Taksonların takımlara göre dağılımı	53

HARİTALAR DİZİNİ

Sayfa

Harita 3.1 Karasu deresi boyunca örnekleme istasyonlarının haritası.....17



TABLolar DİZİNİ

Sayfa

Tablo 3.1	Örnekleme istasyonlarının koordinatları (enlem ve boylam) ve rakımı.....	17
Tablo 3.2	Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği 'ne göre su kalitesi kriterleri (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2015).....	32
Tablo 3.3	Su Kalitesi Sınıfları ve Renk Kodları (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2015).....	32
Tablo 3.4	İspanyol BMWP familya skorları (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988).....	37
Tablo 3.5	İspanyol BMWP sınıfları, puanları, kategorileri ve sonuçların yorumlanması (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988).....	38
Tablo 3.6	ASPT indeksine göre su kalite sınıfları (Metcalf, 1989).....	39
Tablo 4.1	Karasu Deresi ve Gökırmak Nehri'ndeki örnekleme istasyonlarının Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği'ne göre fizikokimyasal su kalitesi sınıfları.....	48
Tablo 4.2	Örnekleme istasyonlarında kaydedilen makroomurgasız taksonlarının (familyalarının) dağılım ve % baskınlık değerleri.....	51
Tablo 4.3	Örnekleme istasyonlarında bulunan makroomurgasızların sınıf ve takım olarak dağılım ve (%) baskınlık değerleri.....	54
Tablo 4.4	Örnekleme istasyonlarının bentik makroomurgasızlara dayalı Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi değerleri.....	57
Tablo 4.5	İstasyonların bentik makroomurgasızlara dayalı Simpson Çeşitlilik İndeksi Değerleri.....	58
Tablo 4.6	İstasyonların, bentik makroomurgasızlar açısından İspanyol BMWP değerleri.....	59
Tablo 4.7	İstasyonların bentik makroomurgasızlara dayalı ASPT İndeksi Değerleri.....	60
Tablo 4.8	Bentik makroomurgasızların Toplam Takson, EPT Takson, EP Taksonu, %EPT İndeksi toplam değerleri.....	62
Tablo 5.1	Örnekleme istasyonlarının Çeşitlilik ve Biyotik (su kalitesi) indekslerinin ortalama değerleri.....	72

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

%	: Yüzde
'	: Dakika
°	: Derece
°C	: Santigrad Derece
Cm	: Santimetre
Km	: Kilometre
M	: Metre
K	: Kuzey
D	: Doğu

Kısaltmalar

AFNOR	: Fransa Standart Komitesi
ASPT	: Takson Başına Ortalama Skor
BBI	: Belçika Biyotik İndeksi
BEOL	: Biyolojik Etkili Organik Yükleme
BMWP	: Biyolojik İzleme Çalışma Grubu
BOD	: Biyolojik Oksijen ihtiyacı
CS	: Chandler Skoru
EC	: Elektriksel İletkenlik
EEC	: Avrupa Toplulukları Komisyonu'nun Çevreyi ve Tüketiciyi Koruma Birimi
EPT	: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
ETBI	: Genişletilmiş Trent Biyotik İndeks
FBI	: Familya Biyotik İndeksi
IBPAMP	: Pampean Nehirleri ve Akarsuları Biyotik İndeksi
MDI	: Margalef Çeşitlilik İndeksi
NCBI	: Kuzey Carolina Biyotik İndeksi
Rev.BMWP	: Yeniden Düzenlenmiş Biyolojik İzleme Çalışma Grubu
SDI	: Simpson Çeşitlilik İndeksi
SI	: Saprobi İndeksi
SWDI	: Shannon-Wiener Çeşitlilik İndeksi
SWQMR	: Yüzey Su Kalitesi Yönetim Yönetmeliği
TBI	: Trent Biyotik İndeks
TDS	: Toplam Çözünmüş Katı Madde
TR	: Takson Zenginliği
YSKY	: Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği

1. GİRİŞ

Suyun insan hayatındaki önemi yetişkin bir insanın vücut ağırlığının %70'ini oluşturmasıyla açıklanır. İnsan vücudundaki yüzdeler su değeri cinsiyete, yaşa ve ağırlığa göre değişiklik gösterse de bu değerin insan hayatı boyunca %50'nin üzerinde olması suyu, insan vücudunun temel bileşenlerinden biri haline getirir. Pek çok medeniyet nehirlerin ve göl havzalarının civarında kurulmuştur; suyun kalitesini insan kullanımına uygun düzeyde tutmak için sucul habitatların takibi titizlikle sağlanmalıdır. Dünyadaki nüfus artışı ve artan sanayileşme doğal su kaynaklarını olumsuz etkileyen başlıca sebeplerdir. Ilıman iklimlerde normal bir insan yaklaşık 16 L içme suyuna ihtiyaç duyar; bununla beraber bir evin günlük ihtiyacıysa 110 L'dir. Dünya yüzeyinin yaklaşık %71'i suyla kaplıdır ve deniz suyu (tuzlu su) dünyadaki suların %99'unu oluşturur. Kalan %1'lik küçük kısım 214 nehir ve göl havzasında bulunan tatlı sulardan oluşmaktadır. Bu havzaların 155'i 2 ülke, 36'sı 3 ve 23'ü 12 ülke tarafından paylaşılmaktadır (Kazancı vd., 1997).

Su sıkıntısı yaşayan pek çok ülke, artan talebi deniz suyunu arıtarak karşılamayı planlamaktadır; fakat bu oldukça pahalı bir yöntemdir. Az sayıda su kaynağı bulunan petrol zengini Suudi Arabistan deniz suyu dağıtım şebekeleri sayesinde deniz suyundan günde 13,2 milyon metreküpe kadar tatlı su üretmektedir. Bu yüksek maliyetli yöntemi petrol yönünden fakir ülkelerde uygulamak imkansızdır (Dügel, 1995).

Buna ek olarak, iklim dalgalanmalarının tatlı su kaynakları üzerindeki olumsuz etkileri insanlık için ciddi tehditler oluşturmaktadır. Tatlı su kaynaklarının kendilerini yenileyemediklerini göz önünde bulundurursak, tatlı su kaynaklarının kalitesindeki bozulmalar bu kaynaklar için geri dönüşü olmayan zararlara sebep olabilir. Akarsular çeşitli ekolojik bölgeleri birbirine bağlayan doğal iletişim kanallarıdır ve insanlar tarafından çeşitli amaçlarla kullanılırlar. Bunun sonucu olarak akarsular yapısal değişikliklere ve/veya kirliliğe açık hale gelir.

Akarsulardan yalnızca birinin biyotik veya abiyotik parametresinde meydana gelecek bozulmalar akarsuların ekosistemini son derece olumsuz etkileyebilir. Bu olumsuz

etkiler ve onların etki şekilleri günümüzde hala tam olarak anlaşılmamaktadır. Nehir devamlılığı kavramına göre, sucul canlı türlerinin abiyotik faktörlerin etkilerine verdiği tepkiyi saptamak için balık sayılarının kaydedilmesi ve balık türlerinin izlenmesi yöntemi kullanılabilir. Bu yöntem abiyotik faktörlerdeki değişiklikleri belirlemek için kullanılan yöntemlerden biridir. Araştırmacılar ve bilim insanları güncel durumların, mevsimsel farkların ve değişimlerin keşfedilebilmesi için önceden belirlenmiş örnekleme istasyonlarında düzenli çalışmalarla araştırmalar, gözlemler ve incelemeler yapmalıdır.

Biyolojik parametreler basitçe doğal çevrenin durumunu belirleyen organizmalar olarak tanımlanabilir. Ellenberg vd. (1991),’e göre araştırmalardaki indikatör organizmaların seçiminde organizmaların toplanabilir olması, basitçe teşhis edilebilir olması, iyi bilinen ekolojik gereksinimlere ve kozmopolit dağılıma sahip olmaları, kirliliğe neden olan malzemeleri biriktirebilir olmaları, yapay ortamda üretilebilir olmaları ve iyi bilinen organizmalar olmaları bu organizmaların tercih sebebidir. Bu nedenle balıklar, algler, makrofitler, bakteriler, tek hücreliler ve makroomurgasızlar indikatör organizmalar olarak kabul edilebilirler (Sladeczek, 1973).

Avantaj sağlayan bazı sebeplerden dolayı yukarıda bahsedilen canlı grupları arasından bentik makroomurgasızların araştırmacılara daha fazla yarar sağladığı ve araştırmacılar tarafından daha fazla tercih edildiği kanıtlanmıştır. Bentik makroomurgasızlar diğer gruplara kıyasla daha az hareketliliğe sahiptir ve habitat gereksinimleri sınırlıdır. Olumsuz koşullara maruz kaldıklarında göç etmezler ve topluluk yapılarındaki yani kompozisyonlarındaki değişiklik ve hassas (duyarlı) türlerin yok olması sebebiyle daha kolay izlenebilir. Diğer gruplardan daha kolay toplanabilir, teşhis edilebilir ve tanımlanabilirler. Ayrıca diğer bazı gruplara göre yılın her döneminde bulunabilirler ve yaşam döngüleri de daha uzundur. (Cook, 1976; Pratt ve Coler, 1976; Hellowell, 1977; De Pauw ve Vanhooren, 1983; Metcalfe 1989; Kazancı vd., 1997; Mandaville, 2002; Sallenave, 2015). Sonuç olarak, bentik makroomurgasızlar çevrenin durumunu değerlendirmek için diğer gruplara kıyasla indikatör organizma olarak daha sık kullanılırlar.

1.1 Su Kirliliği

Su kirliliği, s¼rekli olarak değerlendirilmesi gereken ¼nemli bir kozmopolit sorun olarak g¼r¼lmektedir ve su kaynakları politikasının uluslararası d¼zeyden ¼zele (kuyu, eşme, akifer) doğru g¼zden geçirilmesi gerekmektedir. Bazı bilim insanları su kirliliğinin d¼nyadaki hastalık ve ¼l¼mlerin kesinlikle başlıca sebebi olduğunu ve bunun g¼nde yaklaşık olarak 14 000 kişinin ¼l¼m¼ne denk gelen y¼ksek bir ¼l¼m oranına yol açtığını ¼ne s¼rm¼ř¼t¼r. Gelişmekte olan (d¼ř¼k ve orta gelirli) ¼lkeler su kirliliğinin neden olduğu ciddi sorunlardan muzdaripken, sanayileşmiş (y¼ksek gelirli) ¼lkeler su kirliliğine ve su kirliliğinin sebep olduğu kritik sonuçlara hala ¼z¼m bulmaya çalışmaktadırlar. Su kirliliği; suyun antropojenik (insan yapımı veya benzeri) kirletici maddelerle suyun kalitesinin bozulması durumudur; bu durum kirlenmiş suyun, ¼rneđin içme suyunun, fizikokimyasal ¼zelliklerinde belirgin bir değişikliğe uğrayarak insan t¼ketimi için uygunsuz hale gelmesine sebep olur ve bu sucul organizmalar için de elverişsiz bir ortam anlamına gelir. Bununla birlikte, su kirliliğinin diğer antropojenik olmayan (doğal) nedenleri arasında depremler, volkanlar, fırtınalar, alg patlamaları gibi doğal olaylar vardır ve bunlar suyun doğal hali ve kalitesinde ciddi değişikliklere yol açabilmektedir. Buna ek olarak su kirleticilerinin b¼y¼k bir çoğunluğu en sonunda nehirler tarafından denizlere ve okyanuslara aktarılmaktadır. Bu etki, d¼nyanın bazı yerlerinde karmaşık matematiksel modellemeler (hidrolojik taşınım modeli) kullanılarak yapılan çalışmalarla nehir ağzından 160 kilometre mesafeye kadar izlenebilir (Balkis, 2012).

Suyun kirlenmesine sebep olan, çeşitli patojenlerin, kimyasalların, pH seviyesinde veya renkte değişim ve dalgalanmalar gibi duyuşal ve fiziksel değişimlerin ve artan sıcaklıkların dahil olduğu belli başlı kirleticiler bulunmaktadır. D¼zenlenmiř kimyasalların ve maddelerin çoğu (sodyum, demir, kalsiyum, manganez, vb.) doğada bulunduğundan, bu maddelerin konsantrasyonlarının ¼l¼m¼ suyun hangi bileşenin doğal ve hangisinin kirletici olduğuna karar vermek için çok ¼nemlidir. Suda doğal olarak oluşan bileşenlerin y¼ksek miktarda bulunması, sudaki organizmalar (fauna ve flora) ¼zerinde zararlı etkilere yol açabilir. Oksijen t¼keten materyaller doğal maddeler (im ve yapraklar gibi bitki materyali) veya antropojenik kimyasallar olabilmektedir. Diğer insan yapımı ve doğal materyaller, suyun t¼rbiditesinin artışına neden olarak

(çamurlu veya bulanık) ışık geçişine engel olur ve bunun sonucunda bitkilerin büyümesini engeller. Suyun bulanık olması aynı zamanda bazı balık türlerinin solungaçlarının tıkanmasına da sebep olur (Balkis, 2012).

Bazı kimyasal bileşenlerin toksik etkiler ürettiği bilinse de hayvanları ve insanları enfekte eden su kaynaklı hastalıkların sebepleri özellikle patojenlerdir. Suyun kimyasal özelliklerindeki değişiklikler sıcaklık, elektrik iletkenliği ve pH'da değişiklikler ile ötrofikasyonu da kapsar ki bu, su kaynağının nitrat ve fosfat gibi, gübrelerde bulunan ve sucul bitkilerin ve alglerin büyümesini artıran, sudaki çözülmüş besin maddelerinin artmasına sebep olarak ekosistemin birincil verimliliğinin artmasıyla oluşan ve genelde giderek artan bakterilerle oksijenin tükenmesine yol açan bir çevre sorunudur. Oksijen tükenmesi veya anoksi adı verilen bu durum diğer etkilerle birleştiğinde su kalitesini ciddi şekilde bozar, balık ve diğer su hayvanlarını olumsuz etkiler ve yok olmalarına sebep olur.

1.2 Biyoizlem

Biyolojik izleme, diğer bir adıyla biyoizlem, genellikle canlı organizmaların veya canlı organizmaların tepkilerinin yaşadıkları su ortamının durumunu, kalitesini ve bu ortamda meydana gelen değişiklikleri tespit etmek amacıyla kullanılması olarak tanımlanır (Li vd., 2010; Sallenave, 2015). Flüvyal (nehircil) ekosistemlerle ilgili yapılacak değerlendirmelerde herhangi bir düzeydeki bir biyolojik organizasyon (organizmal, suborganizmal, popülasyon, topluluk ve ekosistem) kullanılabilir. Bununla birlikte, ekolojik yöntemlere ve yüksek organizasyon düzeylerine (popülasyonlar, topluluklar ve ekosistemler) odaklanmak bir toplumsal uzlaşma konusu veya gelenek haline gelmiştir (Li vd., 2010).

Markert vd. (1999), biyolojik izlemeyi “dış etkenlerin ekosistemler üzerindeki etkilerini ve bir dönemdeki gelişimlerini gözleme yöntemi veya bir lokasyonla diğer bir lokasyonun farklılıklarını saptama yöntemi” olarak tanımlamaktadır.

Markert vd. (1999, 2003), biyoindikatörü “Çevrenin (veya çevrenin bir bölümünün) kalitesi hakkında bilgi içeren bir organizma (veya organizmanın bir parçası ya da

organizmalar topluluğu) olarak tanımlamıştır. “Tipik” bir biyoindikatör şu özelliklere sahip olmalıdır:

- Taksonomisinin geçerli olması (uzman olmayan biri tarafından kolayca teşhis edilebilirlik);
- Yaygın veya küresel dağılıma sahip olması;
- Yerel bölgesinin durumunu gösteren kısıtlı hareketlilik (yerleşik hayat tarzıyla bağıntılı),
- İyi incelenmiş ve tanınmış ekolojik özelliklere sahiplik;
- Her bölgede yüksek sayıda canlı bulundurması;
- Laboratuvar deneyleri için kolaylık sağlaması;
- Çevresel stres faktörlerine karşı yüksek derecede hassasiyete sahip olması;
- Tür sayısının belirlenebilir, istatistiksel olarak analiz edilebilir ve standart hale getirilebilir olması (Rosenberg ve Resh, 1993; Hilty ve Merenlender, 2000; Füreder ve Reynolds, 2003; Li vd., 2010).

1.3 Bentik Makroomurgasızlar

Genel olarak makroomurgasızlar büyüteç kullanılmadan, çıplak gözle görülecek büyüklükte olan omurgasızlardır. Tatlısu makroomurgasızları, yaşam döngülerinde sucul habitatlarda bulunur ve 200 ile 500 µm boyutlarında bir ağ yardımıyla yakalanabilecek büyüklükte canlılardır. Bunlar, yumuşakçalar, yassı solucanlar, nematodlar, halkalı solucanlar ve çoğunluğunu böceklerin oluşturduğu eklembacaklılar gibi çeşitli şubelerin farklı türlerini içermektedir. Bunların çoğu durmaksızın serbestçe yüzmek yerine, dere, göl veya diğer sabit yüzeylerin alt kesimlerinde yaşamaktadır. Diplerde yaşama eğilimleri nedeniyle, genellikle bentik makro omurgasızlar olarak adlandırılırlar (Mendel, 2014; Sallenave, 2015).

2. LİTERATÜR TARAMASI

Yüzey suyunun kalitesini değerlendirmek için su kirliliğini belirleme çalışmalarında biyolojik indikatörleri kullanmanın temelleri 19. yüzyılda Almanya'da atılmıştır. Daha sonra 50'den fazla farklı teknik ve yöntem geliştirilmiştir (De Pauw ve Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989). Bu teknikler, esas olarak Avrupa habitatlarında yaşayan plankton ve perifiton gruplarının mikroorganizmalarının kullanılmasına dayanan Saprobik sistem ve esas olarak Amerika'da yaşayan makrobentoz gruplarının varlık veya yokluk durumuna bağlı olan teknikler olarak iki kategoriye ayrılabilir. Bahsedilen her iki kategori de kalitatif sistemden kantitatif seviyeye geçerek çok çeşitli saprobi, biyotik ve çeşitlilik indekslerine yol açmıştır. 20. yüzyılın 7. on yıllık diliminde neredeyse bütün Avrupa ülkeleri, saprobi ve çeşitlilik indekslerini çeşitli nedenlerle (hassasiyet eksikliği ve/veya stres altındaki toplulukları hatalı bir şekilde stressiz olarak sınıflandırma) bırakmış ve biyotik indeks ile skor sistemlerinin kullanımına ağırlık vermişlerdir. Bununla beraber Almanya ve Hollanda hala sırasıyla saprobik-temelli Biyolojik Etkili Organik Yükleme (BEOL) (Woodiwiss, 1980) ve Kalite İndeksini (Tolkamp, 1985) kullanmakta ve geliştirmektedir (Metcalfe, 1989).

Biyotik indeks ve skor sistemleri üzerine yapılan araştırmaları geliştirme amacıyla iki büyük girişimde bulunulmuştur. Öncelikle Avrupa Toplulukları Komisyonu'nun Çevreyi ve Tüketiciyi Koruma Birimi (EEC) 1975 yılında kurulmuş ve Batı Almanya, Birleşik Krallık ve İtalya'da yürütülen bir dizi ölçümleme seminerleri ve çalışmaları başlamıştır. Çalışmaların harmonize edilmesi ve kullanılan tekniklerin tektipleştirilmesi ihtiyacı fark edilmiştir. Hâlihazırda doğal ve yapay habitatlardan toplanan makroomurgasızlar ve perifiton, planktonları içeren birbirinden farklı 20'den fazla teknik kullanmışlardır. Bunun sonucunda EEC, İngiltere'nin Trent Biyotik İndeksinden ortaya çıkan Genişletilmiş Biyotik İndeksi referans teknik olarak seçmiştir (Woodiwiss, 1980; Metcalfe, 1989).

İtalya ve Portekiz biyoizlem konusunda pek çok çalışma yapmış olsalar da (Ghetti ve Bonazzi, 1977; De Pauw vd., 1986); Portekiz, Belçika ile ortaklık içerisinde ve bu alanda başta gelen ve öncülük eden ülke Belçika olmuştur. Genişletilmiş Biyotik

İndeks'in kullanımının bırakılmasının ardından 1960'ta Fransa'da ortaya çıkan Indice Biotique'in geliştirilmesiyle "Belçika Biyotik İndeksi" adı verilen yeni bir teknik geliştirilmiş ve Belçika Biyotik İndeksi Tekniğinin geliştirilmesinde kullanılmıştır (Metcalf, 1989).

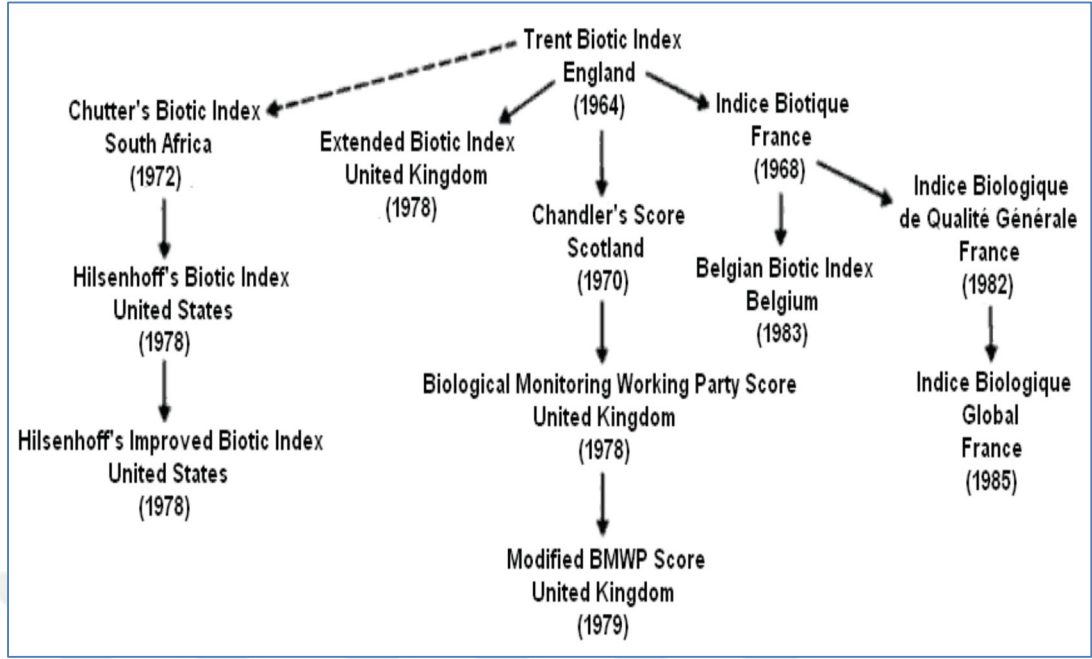
Birleşik Krallık 1976 yılında EEC'nin girişimlerinin bir parçası olarak Biyolojik İzleme Grubu (BMWP) (ISO,1979) kurulmuştur. BMWP, Birleşik Krallık Ulusal Su Konseyi ve Birleşik Krallık Çevre Bakanlığı'nın ortak komitesine bir rapor hazırlamış, Birleşik Krallık'ın biyolojik durumunun değerlendirilmesi için uygun bir sistem geliştirmeye yönelik çabalar koordine etmeyi amaçlayan Su Kalitesi Daimi Teknik Danışma Komitesi'ni kurmuştur.

Yeni sistemlerinin ilk örneği 1978'de, İngiltere'nin Trent Biyotik İndeksi'ne ve İskoçya'da kullanılan Chandler Skoru'na bağlı olarak geliştirilmiştir. O zamandan beri tekrar gözden geçirilmiş, yeniden değerlendirilmiş ve İngiltere'de (Armitage vd., 1983; Pinder vd., 1987), Galler'de (Armitage vd., 1983) ve Hollanda'da (Tolkamp, 1985) denenmiştir. Buna göre Avrupa biri Birleşik Krallık'da diğeryse Belçika'da olmak üzere iki ana sistem geliştirmiştir. Buradan hareketle Avrupa'nın güncel durumu BMWP skoru (Armitage vd., 1983) ve Belçika Biyotik İndeksi kullanılarak temsil edilmiştir (De Pauw ve Vanhooren, 1983).

Bununla birlikte, Fransa'nın "Indice Biologique Global" ismini verdiği, kendisinin üretip geliştirerek Fransa'da kullanılacak standart teknik olarak belirlediği sistem göz önünde bulundurulmalıdır (AFNOR, 1985). Bu sistem, Verneaux vd., (1982)'nin ifade ettiği üzere Indice Biologique de Qualité Générale'in değiştirilmiş bir versiyonudur. Indice Biologique de Qualité Générale, Tuffery ve Verneaux (1968) tarafından Indice Biotique geliştirilerek tasarlanmıştır.

Nitekim birçok farklı ülke ve su idaresi kuruluşları kendi biyotik indekslerini tasarlamışlardır. Bunlara örnek olarak Danimarka (Andersen vd., 1984), İsviçre (Lang ve Reymond, 1995) ve Amerika Birleşik Devletleri (Hilsenhoff, 1987) verilebilir.

Yukarıda listelenen örneklere ek olarak Şekil 2.1. en sık kullanılan biyolojik indeksleri ve skor sistemlerini kronolojik sıralarıyla göstermektedir.



Şekil 2.1 En önemli biyotik indekslerin ve skor sistemlerinin gelişimi (Li vd., 2010)

Türkiye pek çok akarsu kaynağına (nehirler, akarsular, dereler, çaylar ve kanallar gibi nehircil veya lotik ekosistemler) sahip olsa da limnologların çalışmalarının ve araştırmalarının odağında göller ve göletler gibi lentik (gölsel) ekosistemler olmuştur. Bununla birlikte, su kalite değerlendirmesi genellikle fizikokimyasal parametreler kullanılarak yapılmıştır. Türkiye'deki araştırmacılar 1994'ten itibaren sucül çevrelerin analizlerini ve değerlendirmelerini hem fizikokimyasal hem de biyolojik (makroomurgasızlar) karakterler kullanarak yapmaya başlamışlardır. O zamandan bu yana bu alandaki çalışmalar ve araştırmalar Türkiye'de yaygınlaşarak düzenli olarak yapılmaya devam etmiştir (Kazancı ve Dögel, 2000).

Ankara çayının su kalitesi Girgin ve Kazancı (1994) tarafından fizikokimyasal ve biyolojik karakterler kullanılarak değerlendirilmiştir. Her iki araştırmacı da bentik makroomurgasızları cins düzeyine kadar ayırmış ve bulgularını özellikle nehir kenarında veya nehir kollarının yanında bulunan sanayi tesisleri ve binaların atık suyu boşalttığı alanlara odaklanarak Ankara çayındaki su kirliliği seviyesini ölçmek için kullanmışlardır.

Dögel (1995), Yuvarlakçay, Namnam ve Köyceğiz Gölü'ne akan diğer küçük akarsulardaki fizikokimyasal ve biyolojik karakterlerden elde ettiği verileri kullanarak bölgedeki su kalitesini belirlemek amacıyla benzeri bir çalışma gerçekleştirmiştir.

Dügel, bunun yanı sıra Yuvarlakçay'daki alabalık çiftliğini de gözlemleyerek alabalık çiftliğinin bentik makroomurgasızların dağılımında etkili olduğunu ve su kirliliğine sebep olduğunu belirtmiştir.

Girgin ve Kazancı (1996), Kirmir Çay'ındaki bentik makroomurgasızlar üzerine bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Bu çalışmada sulama suyunun kalite sınıflarını kullanarak makrobentoz omurgasızların dağılımını araştırmayı amaçlamışlardır. Çalışmanın sonucunda sulama suyu kalite ölçütünü kullanarak bu organizmaların baskın cinsini tespit etmeyi başarmışlardır.

Girgin ve Kazancı (1997), Ankara Çay'ında yaptıkları başka bir çalışmada çaydaki makrobentik omurgasızlar ile kirlilik parametreleri arasındaki ilişkiyi değerlendirmişler; fizikokimyasal kriterlerin makrobentik türlerin dağılımı üzerindeki etkisini ortaya koymuşlar ve ayrıca çaydaki makrobentik organizmaların dağılımını incelemek için istatistiksel analiz modellerini kullanmışlardır.

Girgin vd. (1997), Ankara Çay'ında gerçekleştirdikleri başka bir çalışmada fiziksel, kimyasal ve biyolojik değerlendirme için çay üzerinde yirmi örnekleme istasyonu belirlemişlerdir. Yetmiş dört cinse ait 8918 canlı toplayıp sulama suyunun kalitesini denetleyerek Türkiye'de Belçika Biyotik İndeksi'ni (BBI) bir akarsu üzerinde uygulayan ilk grup olmuşlardır.

Kazancı ve Dügel (2000) Köyceğiz-Dalyan özel çevre koruma bölgesinde bulunan Yuvarlakçay'ın su kalitesini değerlendirmek için bir çalışmaya katılmışlar, fizikokimyasal ve biyolojik analizler yapmak için çay üzerinde sekiz örnekleme istasyonu seçmişlerdir. Çalışmada biyolojik analiz yapmak için bentik makroomurgasızlar ve Belçika Biyotik İndeksini kullanmışlardır. Bunun sonucunda fizikokimyasal parametreler ve biyolojik veriler suyun kalite sınıflarını belirlemiş ve akarsuyun orta derecede organik kirliliğe maruz kaldığını ortaya koymuşlardır.

İmamoğlu (2000), Dipsiz-Çine Çayı'nın fizikokimyasal ve biyolojik karakterler açısından su kalitesini değerlendirmek için biyolojik karakterlerin değerlendirilmesinde bentik makroomurgasızlardan topladığı örneklere Belçika Biyotik İndeksi (BBI) ve Saprobi İndeksi (SI) uygulayarak bir çalışma

gerçekleştirmiştir. İmamoğlu, Dipsiz-Çine Çayı'nın fizikokimyasal ve biyolojik analizlerin sonucunda akarsuyun düşük kirliliğe ve orta kirlilikte su kalitesine sahip olduğunu tespit etmiştir.

Barlas vd. (2001), tarafından Muğla-Milas'ta yer alan Sarıçay'daki makrozoobentik faunayı incelemek ve ayrıca fizikokimyasal kritere (Klee, 1991) ve biyolojik parametrelere göre (SI ve BMWP skor sistemine göre) su kalitesini değerlendirmek amacıyla bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Çalışma verilerinin analizi, Klee (1991) ve Saprobi İndeksi'ne göre yapılan veri değerlendirme sonuçları seçilen istasyonlarda 3 farklı kirlilik seviyesi ortaya koyarken, BMWP skor sistemini kullanarak yapılan veri analizi iki farklı su kalitesi sınıfı ortaya koymuştur.

Barlas vd. (2002), Tersakan Çayı'nın (Muğla-Dalaman) su kalitesini değerlendirmek için akarsudan bentik makroomurgasızlar toplamışlardır. Yaptıkları bu çalışmada Barlas ve meslektaşları Insecta, Crustacea, Arachnida, Oligochaeta, Hirudinea ve Gastropoda sınıflarına ait 73 makrozoobentik takson tespit etmiş ve Tersakan deresinin su kalitesini belirlemek için bu taksonlardan elde edilen verileri kullanmışlardır.

Yorulmaz vd. (2003), Dalaman Çayı'nın su kalitesini değerlendirmek için biyolojik kriterleri (bentik makroomurgasızlar) kullanmıştır. Çalışma sonucunda büyük olasılıkla Dalaman Çayı'nın yanında ya da civarında fabrika ve endüstriyel tesis olmaması ve çay çevresindeki yerleşimin sınırlı olması sebebiyle Dalaman Çayı'nda henüz ciddi bir kirlilik olmadığını ortaya koymuşlardır.

Duran vd. (2003), tarafından yapılan bir çalışmada Kelkit Çayı'nın Niksar bölgesindeki akarsu üzerinde bulunan on farklı bölgenin su kalitesini değerlendirmek için bazı biyotik indekslerin ve fiziko-kimyasal parametrelerin ölçümü kullanılmış ve bu bölgeler biyolojik zenginlikleri (makro-omurgasız ve fitoplankton toplulukları) açısından incelenmiştir. Yapılan çalışma, biyolojik ve fiziko-kimyasal veri analizi sonuçlarının Kelkit Çayı'ndaki su kalitesi ile uyumlu olduğunu, aynı zamanda nehrin makro omurgasız ve fitoplankton toplulukları açısından zengin olduğunu ortaya koymuştur.

Kiriş (2003) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada Muğla ilindeki Akçay Çayı'nın su kalitesinin değerlendirmesi için fiziksel kimyasal ve biyolojik parametreleri kullanmıştır. Kiriş, biyolojik parametreler için bentik makroomurgasızlardan örnekler toplayarak 3 farklı biyotik indeks kullanmıştır (Saprobi İndeksi, Familya Biyotik İndeksi ve Belçika Biyotik İndeksi). Verilerin analizi Beyağaç bölgesinde bulunan ve evsel atıksuların doğrudan akarsuya döküldüğü alanda bulunan bir örnekleme istasyonu dışında Akçay Çayı'nda yoğun bir kirliliğe rastlanmadığını ortaya koymuştur.

Dügel ve Kazancı (2004) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, Türkiye'nin güneybatısında bulunan Büyük Menderes Nehri üzerinde yer alan 17 bölge, makrozoobentik ve fiziko-kimyasal veriler kullanılarak su kalitesi açısından değerlendirilmiştir. Çalışma sonuçları, makrozoobentik toplulukların, hafif, orta, ağır organik kirlilik nedeniyle Büyük Menderes Nehri boyunca çeşitli topluluklarda bulunduğunu ortaya koymuştur.

Kara ve Çömlekçioğlu (2004), Karaçay Nehri'ndeki kirlilik seviyesini tespit etmek için nehir boyunca seçtikleri üç istasyondan örnekler topladıkları bir çalışma yapmışlardır. Sonuçlar nehrin endüstriyel, tarımsal ve evsel atıklardan kaynaklanan yoğun kirlilik tehlikesiyle karşı karşıya olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, Kara ve Çömlekçioğlu, üçüncü örnekleme istasyonunun nehir üzerindeki en kirli alan olduğunu ve bu nedenle bu alanda neredeyse hiç su canlısı bulunmadığını belirtmiştir.

Külköylüoğlu (2004), ostrakodların Bolu bölgesinde çeşitli sucul ekosistemlerde biyoindikatör olarak kullanılma olasılığını incelemiştir. Külköylüoğlu, çalışmasında ostrakodların çeşitliliğini ve Bolu bölgesinde bulunan on bir farklı sucul habitattaki yedi önemli fizikokimyasal parametrelerle ilişkilerini araştırmıştır. Külköylüoğlu Bolu'nun 11 bozulmuş ve bozulmamış bölgesinden 18 adet denizel olmayan ostrakod türü tespit etmiş ve bozulmuş alanların kozmopolit olmayan ostrakodlarının sayısına kıyasla çok sayıda kozmopolit ostrakoda ev sahipliği yaptığını ortaya koymuştur. Sonuç olarak çok sayıda kozmopolit ostrakod ile düşük su kalitesi arasında bir ilişki olduğunu belirtmiştir.

Öz ve Şengörür (2004), Melen Çayı'nın ve kollarının su kalite seviyesini ve kirliliğini ölçmek için üç biyotik indeks (BMWP, TBI ve BBI) kullanmışlardır. Çalışmanın sonucu pek çok kirleticinin Melen Çayı'nı etkilediğini ve birinci ve beşinci örnekleme noktalarının sırasıyla en yüksek ve en düşük kalite su sınıflarına sahip olduğunu göstermiştir.

Gülboy (2004), Isparta Deresi'nde ve bazı kollarında (Eğrim ve Darıören) mevcut olan su kirliliğinin seviyesini ve suyun kalitesini ölçmek için fizikokimyasal ve biyolojik parametreler kullanmıştır. Bu çalışma, çalışma bölgesinde üç farklı su kalitede su sınıfı (seviyesi) olduğunu ortaya koymuştur. Araştırmacı, su kalitesini biyolojik olarak değerlendirmek için makrozoobentik veri analizinde SI kullanmış ve makromurgasızlardan örnekler almıştır.

Kalyoncu vd. (2005), tarafından yapılan başka bir çalışmada fizikokimyasal ve biyolojik parametreler kullanılarak Aksu Çayı'nın su kalitesi araştırılmıştır. Çalışma sonuçları Aksu Çayı'nda bulunan ikinci ve üçüncü örnekleme istasyonlarının yoğun kirlilik baskısına maruz kaldığına işaret etmiştir, bunun sebebinin büyük bir olasılıkla Isparta ilinde bulunan, atıksuları doğrudan örnekleme noktalarına karışan atık toplama merkezi olduğunu belirtmiştir.

Uyanık vd. (2005), Eğri Çayı'nda biyolojik parametreler (örneklenmiş makroomurgasızlar) ve fizikokimyasal (su kalitesi) parametreler arasındaki ilişkiyi araştırmak ve ayrıca akarsuya karışan kirli suların (endüstriyel atıksu ve evsel atıksu) etkisini belirlemek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Araştırmacılar makroomurgasızların kantifikasyonu için BMWP, TBI ve CS biyotik indekslerini kullanmışlardır. Su kalite değerlendirmesinin ve indeks skorlarının analizi, kirliliğe benzer sonuçlar göstermiş; ilk örnekleme istasyonu organik maddenin kısıtlı mevcudiyetinden dolayı en düşük tür çeşidi sayısına ve en yüksek su kalitesine sahip olduğunu göstermiştir.

Duran (2006), Türkiye'de bulunan Behzat Deresi'nin suyunun kalitesini değerlendirmek ve deredeki makrozoobentik topluluk yapısının çevreleri ile arasındaki ilişkiyi özellikle ele alarak deredeki biyolojik çeşitliliği araştırmak için bir

çalışma gerçekleştirmiştir. Çalışma derenin 2 farklı kısmında (yukarı ve aşağı), 5 farklı örnekleme istasyonunda, 4 biyotik indeks (CS, ETBI, BBI ve Rev.BMWP) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Akarsuyun yukarı kısmında aşağı kısımdan daha çeşitli bir topluluğa sahip olan 52 makroomurgasız taksonunu olduğu kaydedilmiştir. Behzat Deresi'nin su kalitesinin iyi bir durumda olduğu belirtilmiş olsa da özellikle alt kısmının an itibariyle antropojenik (insan kaynaklı) bozulmalarla tehdit altında olduğu belirtilmiştir.

Benzer bir çalışma Duran ve Suicmez (2007) tarafından Çekerek Çayı (Tokat, Türkiye) üzerinde bulunan on farklı yerdeki suyun kalitesini ölçmek amacıyla biyolojik parametreler (bentik makroomurgasızlar) ve fizikokimyasal parametreler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Araştırmacılar makroomurgasızların örneklerini incelerken 5 farklı biyotik indeks (CS, Rev.BMWP, ETBI, BBI ve NCBI) kullanmışlardır. Çalışma 55 bentik makroomurgasız taksonu kaydetmiş ve biyolojik ve fizikokimyasal sonuçların su kalitesi açısından uyumlu olduğunu ortaya koymuştur. Çalışma sonucunda Çekerek Çayı'nın su kalitesinin I. ve II. kalite su sınıflarına dahil olduğu kaydedilmiştir.

Kalyoncu vd. (2008), Türkiye'nin Muğla ilinde bulunan Gökova Körfezi'nin iki önemli akarsuyunda (Akçapınar ve Akyaka Kadın Azmağı dereleri) yaşayan gastropodlar üzerine bir çalışma gerçekleştirmiş ve su kalite parametreleriyle aralarındaki ilişkiyi incelemiştir. Birinci ve ikinci derelerde sırasıyla 7 takson ve 2 takson tespit edilmiştir. Sonuçlar, suyun fizikokimyasal parametrelerindeki değişikliklerin sudaki sucül gastropoda canlılarının gelişimlerinin ve dağılımlarının üzerinde etkili olduğunu göstermiştir.

Kalyoncu ve Gülboy (2009), Darıören ve Isparta derelerinde (Isparta, Türkiye) 6 örnekleme istasyonunda kirliliğin makroomurgasız toplulukların üzerindeki etkisini araştırmak için bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Bentik makroomurgasız örneklerini incelemek için çok değişkenli analiz, çeşitlilik (MDI ve SWDI) ve aile biyotik indeksleri ve tür zenginliği ekolojik yöntemleri kullanılmıştır. Sonuçlar 1, 2, 3, 4 ve 5 numaralı örnekleme istasyonlarının su kalitelerinin iyi durumda olduğu ve 3 ve 6

numaralı örnekleme istasyonlarının Isparta ilinden bu yerlere dökülen atık sudan dolayı ileri seviye kirlenmiş olduğunu ortaya koymuştur.

Girgin (2010), su kalitesini araştırmak için Belçika Biyotik İndeksi'ni (BBI) kullanarak Keşap Çayı üzerinde bulunan 6 alanda bentik makroomurgasızların dağılımını araştırmıştır. BBI'ya göre Keşap Çayı'nda II, III ve IV seviye (sırasıyla hafif, orta ve ileri derecede kirlenmiş) olmak üzere 3 su kalite sınıfı olduğu belirlenmiştir. Kesimhanenin bulunduğu alan 6 numaralı alan kesimhanenin atıksuyunun tayininden dolayı en kirli alan olarak belirlenmiştir.

Girgin ve Kazancı (2010), Ova Çayı üzerinde bulunan 4 alanın su kalitesini biyolojik parametreler (numune alınan bentik makroomurgasızlar ve ilgili Belçika Biyotik İnteksi) ve kimyasal değişkenler kullanarak değerlendirmiştir. Çalışmanın sonucu Ova Çayı'nın, artan sanayileşme ve kentleşmeden dolayı yoğun bir kirlilik baskısıyla yüzleştiğini ve kirliliğe dayanıklı makroomurgasız gruplarına ev sahipliği yaptığını ortaya koymuştur.

Kalyoncu ve Zeybek (2010), Çukurca ve Isparta çaylarının su kalitesini değerlendirmek için makroomurgasızların fizikokimyasal değişkenlerle ilişkisine bağlı kalarak, çeşitli biyotik indeksleri (ASPT, BMWP, FBI, BBI, EBI, SI ve IBPAMP), çeşitlilik indekslerini (Simpson-SDI, Shannon ve Weaver-SWDI, Margalef-MDI Çeşitlilik İndeksleri), ve %EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), %EPT/Chironomus, kullanarak bir çalışma gerçekleştirmiştir. Çalışma sonuçları her iki çayın da düşük ile çok iyi arasında değişen, farklı su kalitelerine sahip olduğunu ortaya koymuştur.

Ogleni ve Topal (2011), evsel ve endüstriyel kirleticilerin Mudurnu Çayı'nın su kalitesi üzerindeki etkilerini fizikokimyasal parametreler ve biyolojik kriterler (BMWP, ASPT, TBI, BBI, MDI, SWDI ve SDI) kullanarak değerlendirmiştir. Kimyasal ve biyolojik parametrelerin verileri arasındaki ilişkiyi araştırmak için istatistiksel metotları kullanmışlar ve Mudurnu Çayı'nın su kalitesiyle ilgili yaptıkları tahminlerde %67'lik bir başarı sağlamışlardır.

Yorulmaz vd. (2015), Türkiye'nin güneybatısında bulunan Eşen Çayı'nın su kalitesini değerlendirmek için beş biyotik indeks (BMWP, ASPT, BBI, FBI ve SI) ve bentik makroomurgasız faunasından alınan örneklerini kullanmışlardır. Ayrıca, çayın su kalitesini ölçmek için alınan su numunelerinin analizinde fizikokimyasal parametreler de kullanmışlardır. Çalışmalarının sonucu Eşen Çayı'nın düşük ve yüksek ekolojik duruma sahip olduğunu ortaya koymuştur.

Zeybek (2017), Antalya'daki Kargı Çayı'nın su kalitesini fizikokimyasal parametreler ve biyolojik indekslere göre değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmıştır. Zeybek, çay üzerinde seçilen yedi istasyondan makrozoobentik omurgasız örnekleri ve su örnekleri almış ve BMWP, BBI, ASPT ve tür çeşitlilik indekslerini su kalitesini değerlendirmek için kullanmıştır. Kargı Çayı'nın su kalitesinin kirlenmiş/az kirlenmiş durumda olduğu görülmüştür.

Akarsuların ve göllerin su kalitelerinin tespit edilmesi ve gözlemlenmesi ve bu doğal, sucul habitatlardaki fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değerlendirerek su kaynağı oluşturmak üzerine yapılan çalışmalar temiz ve çevresel su kalitesini iyi seviyede tutmak için son derece yararlı ve gerekli olmuştur. Öyle ki, Avrupa'da su kalitesini ölçmek için 1980'lerin başından beri perifiton, plankton ve makroomurgasızların da dahil olduğu 20'den fazla farklı teknik kullanılmıştır.

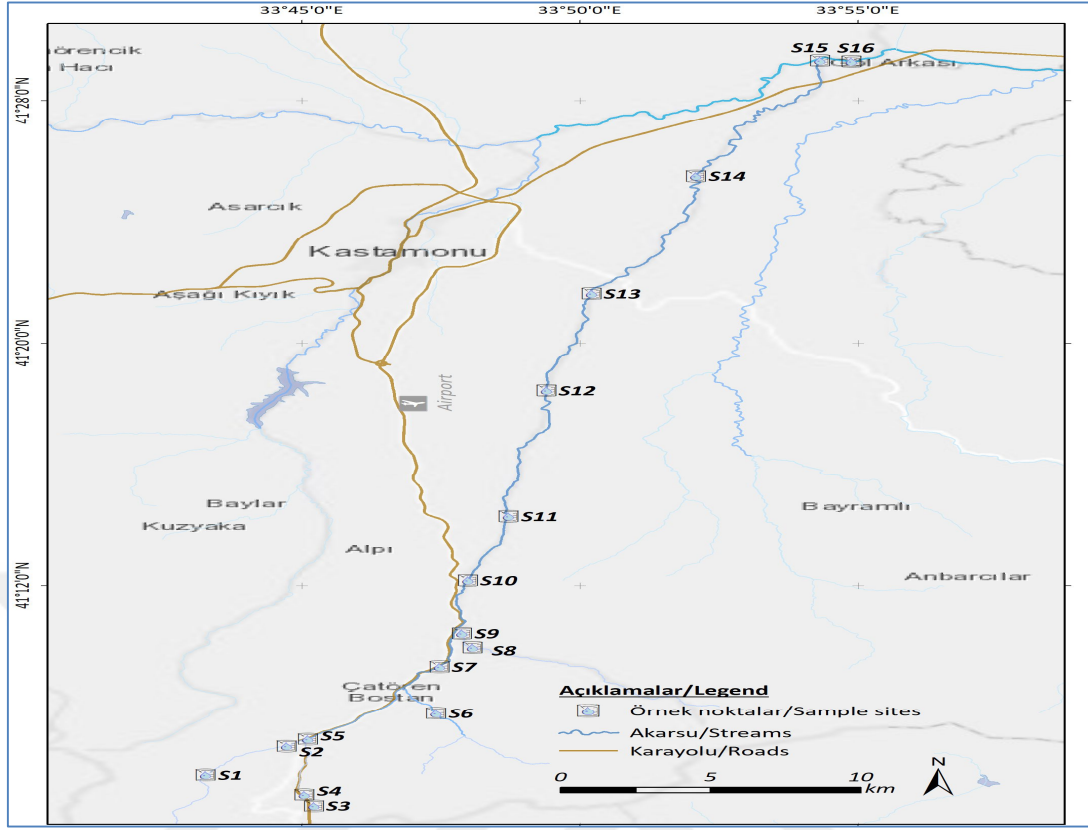
Çalışmamız Kastamonu ilinin başlıca nehirlerinden biri olan Karasu Deresi'nde Ağustos 2019 ile Nisan 2020 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmanın amacı fiziksel özellikler ve biyolojik (bentik makroomurgasızlar) parametreler kullanılarak derenin su kalitesini ölçmektir. Çalışmamızda çeşitlilik ve biyotik indeksleri kullanılmıştır. Bildiğimiz kadarıyla çalışmamız Karasu Deresi'nin su kalitesinin ölçülmesi için fiziksel ve biyolojik yöntemlerin kullanıldığı ilk çalışmadır. Bu çalışma Karasu Deresi'ni olumsuz etkileyebilecek faktörlerin (antropojenik-şehirselleşmiş, endüstriyel ve tarımsal faaliyetler, organik kirlenme, asitlenme ve akarsuda bozulmaya sebep olan diğer faktörler) tespit edilmesine yardımcı olacak; bu da gelecekte araştırmacıların akarsuyu daha iyi izlemelerine imkân sağlayacak ve yerel makamların incelenen akarsu üzerinde doğru işlemleri (kirlilik kontrolü/yönetimi) yapmaları konusunda yarar sağlayacaktır.

3. MATERYAL VE METOT

3.1 Araştırma Bölgesi ve Örnekleme İstasyonları

3.1.1 Karasu Deresi

Karasu Deresi, Türkiye'nin Batı Karadeniz bölgesinde yer alan Kastamonu ilindedir. Kastamonu il merkezi ile ilişkili en önemli dört akarsuyundan (diğer üç akarsu; Daday, Karaçomak ve Gökırmak'tır) biridir. Karasu Deresi'nin uzunluğu yaklaşık 48 kilometredir. Kastamonu şehir merkezinin 33,5 km güneyinden Ilgaz Dağları eteklerinden başlar. Bir doğa koruma alanı olan Ilgaz Dağı Milli Parkı'ndan başlayan akarsuyun kollarından biri Ilgaz 15 Temmuz İstiklal Tüneli'nin doğu tarafında, diğeri ilk kolun 3,7 km batısında olmak üzere iki kolu vardır. Biri bir alabalık çiftliği ve restoran (Kastamonu Baldıran Alabalık Çiftliği) olan bir mekânın içinden uzanan, kaynaklardan çıkan iki kol kuzeye doğru akmakta ve S2 ve S5 örnekleme noktaları arasında kalan Çankırı-Kastamonu karayolunun doğusunda birleşmektedir. Karasu Deresi, Çankırı-Kastamonu karayolunun yanından kuzey yönünde akmaktadır. Dere, yolun doğusunda başka bir alabalık çiftliği ve restoranının içinden (Set Alabalık Restoranı) gelen koldan beslenerek, Kastamonu havaalanının yanından ve Kastamonu ilinin bazı köylerinin (Kırık, Terziköy, Seremittin, Aşağıyuva, Çorumlu, Yukarıelyakut, Aşağıelyakut, Etyemez, Sırasöğütler ve Hatipköy) yanından akmaktadır. Dere, batıdan akan ve Gökırmak'ı oluşturan Daday Çayı, Karasu Deresi ve Gökırmak nehri birleşme noktasına ulaşmadan önce iki yolun (Çorum-Kastamonu karayolu ve Kastamonu-Sinop karayolu) altından geçmektedir. Birleşim noktası Kastamonu'nun 11 km kuzeydoğusunda, Kastamonu-Sinop karayolunun kuzeyindedir (Harita 3. 1.).



Harita 3.1 Karasu deresi boyunca örnekleme istasyonlarının haritası

Tablo 3.1 Örnekleme istasyonlarının koordinatları (enlem ve boylam) ve rakımı

Örnekleme İstasyon	Enlem	Boylam	Rakım
S1	41°05'42,0"K	33°43'15,4"D	1432 m
S2	41°06'41,9"K	33°44'46,2"D	1315 m
S3	41°04'38,7"K	33°45'13,2"D	1616 m
S4	41°05'02,3"K	33°45'01,8"D	1545 m
S5	41°06'54,2"K	33°45'05,7"D	1288 m
S6	41°07'44,1"K	33°47'27,1"D	1288 m
S7	41°09'18,8"K	33°47'26,7"D	1140 m
S8	41°09'56,6"K	33°48'03,6"D	1150 m
S9	41°10'41,1"K	33°47'52,7"D	1084 m
S10	41°12'12,9"K	33°47'59,7"D	1018 m
S11	41°14'16,0"K	33°48'42,8"D	963 m
S12	41°18'25,4"K	33°49'23,2"D	870 m
S13	41°21'37,6"K	33°50'12,5"D	811 m
S14	41°25'30,0"K	33°52'05,1"D	738 m
S15	41°29'19,7"K	33°54'19,0"D	669 m
S16	41°29'18,0"K	33°54'51,1"D	664 m

3.1.2 Örnekleme İstasyonları

Bu çalışmada Karasu Deresi boyunca 15 ve Gökırmak Nehrinde 1 örnekleme istasyonu belirlenmiştir. İstasyonların enlem, boylam ve rakımları Tablo 3.1’de verilmiştir.

3.1.2.1 S1 Örnekleme istasyonu

Karasu Deresi’nin kaynağına en yakın noktalardan biridir ve su akışı yıl boyunca devam eder. Akarsu genişliği yaklaşık 4-5 m’dir ve derinlik yaklaşık 25 cm’dir. Taban yapısı genellikle kum, iri çakıllar, büyük kayalar ve taşlar ve küçük çakıllardan oluşmaktadır. Su az bulanık, kokusuz, yüksek debilidir. Bu istasyonun %60 dalgalı akışı ve %40 düz akışı vardır ve herhangi bir kıyı bitkisi veya bentik bitkiye rastlanmamış olsa da bazı hayvanların bu istasyondan su içtiği ve çevresinde beslendikleri dışkı ve izlerinden tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 1.).

3.1.2.2 S2 Örnekleme istasyonu

Kastamonu şehir merkezinin 32 km güneyinde, Çankırı-Kastamonu karayoluna çok yakın bir yerdedir. Bu istasyondaki akarsu genişliği ve derinliği sırasıyla 4-5 m ve 50 cm dir. Akarsu yatağı genellikle taşlardan, büyük kayalardan ve farklı boyutlarda çakıllar içeren kumdan oluşmaktadır. Bu bölge %40 düz akışa ve %10’luk bir havuza sahiptir. Akarsu kıyısı bazı bitkilere sahip olsa da bentik bitkilere rastlanmamıştır. Bu örnekleme noktasında gözlemlenen boşaltım borusunun yanı sıra plastik kutular, şişeler ve insana ait atıklar bulunmuştur. Bu istasyonda suyun az bulanık, kokusuz ve hızlı akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3.2.).



Fotoğraf 3.1 S1 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.2 S2 Örnekleme istasyonu

3.1.2.3 S3 Örnekleme istasyonu

Bu istasyon Ilgaz tünelinin doğusunda, akarsu kaynağı ile alabalık çiftliği ve restoran olan bir yerin arasındadır. Karasu Deresi'nin kaynağına en yakın istasyonlardan biri olsa da alan Ekim ayında kuru olmuştur. Bunun sebebi yüksek olasılıkla kuraklık, yüksek sıcaklık ve buharlaşma olmuştur. İstasyonun derinliği 25 cm ve genişliği 2 m dir; akarsu yatağı başlıca kayalardan, büyük taşlardan, iri çakıllardan ve küçük çakıllar ile kumdan oluşmaktadır. Bu istasyonda herhangi bir kıyıcil veya bentik bitki örtüsüne

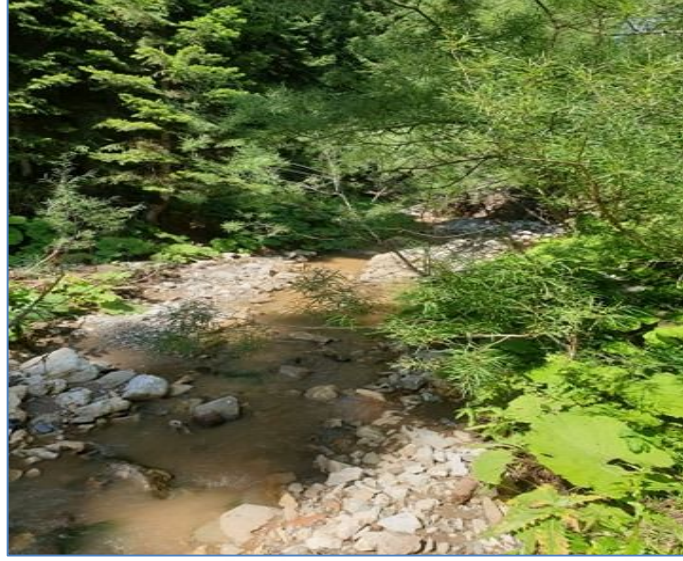
rastlanmamıştır. Bu istasyonda suyun, daha az bulanık, kokusuz ve yavaş akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 3.).

3.1.2.4 S4 Örnekleme istasyonu

Bu örnekleme noktası da Ilgaz tünelinin doğusunda, Kastamonu Baldıran alabalık çiftliği ve restoranının aşağısında bulunmaktadır. Yıl boyunca su akışı vardır ve ayrıca balık çeşitliliğinin su kalitesi üzerine ve akarsudaki makroomurgasızların çeşitliliği üzerine etkisini araştırmak için seçilmiştir. Bu istasyonun derinliği 50 cm, genişliği 2 m'dir. Bu istasyon aynı zamanda S3 ile neredeyse benzer özelliklere sahiptir (akarsu yatağı, bitki örtüsü olmaması, bulanıklık, akış hızı) (Fotoğraf 3. 4.).



Fotoğraf 3.3 S3 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.4 S4 Örnekleme istasyonu

3.1.2.5 S5 Örnekleme istasyonu

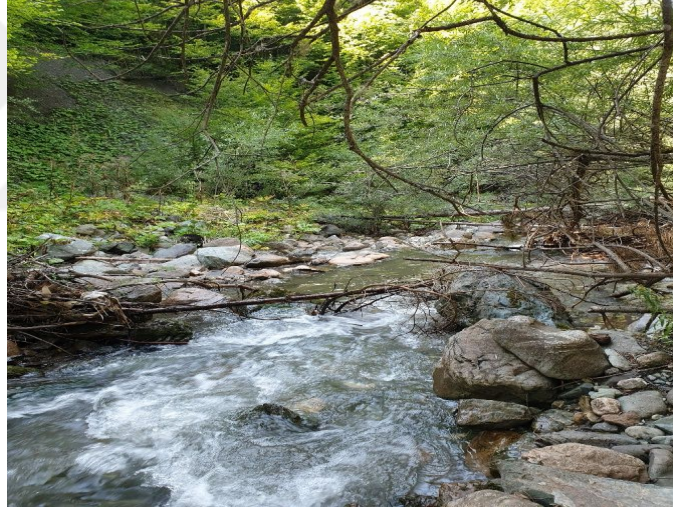
Çankırı-Kastamonu karayolunun kenarındadır. Derinliği 50 cm ve genişliği 5 mdir. Bu alanın akarsu yatağı genellikle taşlar, boyu küçükle büyük arasında değişen çakıllar ve kumdan oluşmaktadır. Bu bölgede kıyı bitkisine veya taban bitkilerine rastlanmamıştır. Bölgedeki suyun renksiz, kokusuz ve hızlı akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 5.).

3.1.2.6 S6 Örnekleme istasyonu

S5 istasyonunun akış yönünün aşağısında, Çankırı-Kastamonu karayolunun 1,5 km doğusundadır. Bu alanın genişliği ve derinliği sırasıyla 5 m ve 0,5-1 m'dir. Taban yapısı genellikle kayalardan, iri taşlar ve çakıllar ile kumdan oluşan taban yapısı, oluşmaktadır. İstasyon morfolojisinin %70'ini oluşturan sığ bir uzantı (riffle) yaratarak dalgalı (kırık) su akışının oluşmasına sebep olmaktadır. Suyun berrak, kokusuz, hızlı akışlı olduğu tespit edilmiş; kıyıcıl veya dip bitki örtüsüne rastlanmamıştır (Fotoğraf 3. 6.).



Fotoğraf 3.5 S5 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.6 S6 Örnekleme istasyonu

3.1.2.7 S7 Örnekleme istasyonu

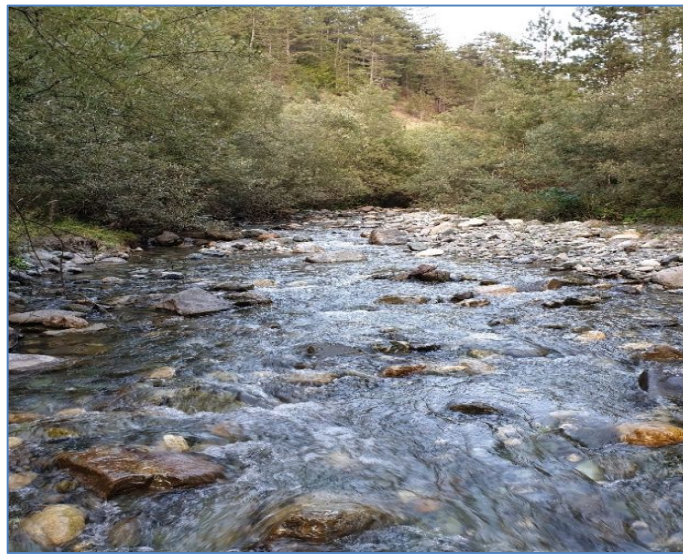
Doğu tarafında Çankırı-Kastamonu karayoluna çok yakın bir noktada ve Set alabalık çiftliği ve restoranının yukarısında yer almaktadır. İstasyonun genişliği 9 ile 10 m arasındadır, derinliğiyse yaklaşık 1 m'dir. Bu alandaki akarsu yatağını oluşturan başlıca öğeler genellikle iri taşlar, çakıl ve kumdur. Bu alanda kıyıcıl ve bentik bitkilere rastlanmamış ve suyun berrak, renksiz, kokusuz ve hızlı akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 7.).

3.1.2.8 S8 Örnekleme istasyonu

Bu örnekleme noktası Set alabalık çiftliği ve restoranın yukarısında, S7 istasyonunun akış yönünün aşağısındadır. Bu alanın derinliği yaklaşık 1 m'dir ve genişliği 5m'dir. Ayrıca S7 istasyonu ile aynı akarsu yatağı yapısına, akarsu morfolojisine, su özelliklerine ve akış hızına sahiptir (Fotoğraf 3. 8.).



Fotoğraf 3.7 S7 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.8 S8 Örnekleme istasyonu

3.1.2.9 S9 Örnekleme istasyonu

Bu istasyon da Çankırı-Kastamonu karayolunun doğusunda, Set alabalık çiftliği ve restoranının aşağısındadır. İstasyon genişliği yaklaşık 5 m'dir ve derinliği yaklaşık 75 cm'dir. Alanda kıyı ve dip bitki örtüsünün bulunmamasının yanı sıra S7 ve S8 ile benzer taban yapısına, akarsu morfolojisine ve su özelliklerine sahiptir (Fotoğraf 3. 9.).

3.1.2.10 S10 Örnekleme istasyonu

Çankırı-Kastamonu karayolunun yaklaşık 0,3 km doğusundadır. Bu alanın genişliği 6 m ile 8 m arasındadır ve derinliği 50 cm ile 1 m arasındadır. Akarsu yatağını oluşturan temel unsurlar büyük taşlar, boyutları çok küçük ile büyük arasında değişen çakıllar ve kumdur. Dip bitki örtüsünün izlerine rastlansa da bu alanda kıyı bitkisi gözlemlenmemiştir. Suyun berrak, kokusuz ve hızlı akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 10.).



Fotoğraf 3.9 S9 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.10 S10 Örnekleme istasyonu

3.1.2.11 S11 Örnekleme istasyonu

Bu istasyon Kastamonu'nun Terziköy köyündeki Çankırı-Kastamonu karayolunun 1,7 km doğusundadır. Akarsuyun genişliği ve derinliği sırasıyla 8-10 m ve 0,5-1 m arasındadır. Taban yapısı kum, büyük taşlar, küçük, orta ve büyük çakıllar bu alanda eşit miktarda bulunmaktadır. Bu istasyon %90 düz akışa (run) ve %10 dalgalı akışa (riffle) sahiptir. Akarsu kıyısında bitki gözlenmemiş olmasına ve dip bitki örtüsüne rastlanmazken, akarsuyun yakınında tarım ve hayvancılık alanları bulunmuştur. Kıyı, değiştirilmiş (doğal olmayan) bir yapıdadır ve suyun berrak, renksiz, kokusuz, hızlı akışlı olduğu tespit edilmiştir (Fotoğraf 3. 11.).

3.1.2.12 S12 Örnekleme istasyonu

Kastamonu ilinin Keremli (kuzeyde) ve Yolkonak (güneyde) köyleri arasında, havaalanının doğusundadır. Akarsuyun genişliği 8 ile 10 m arasındadır ve derinliği 0,5 ile 1 m arasındadır. Bu istasyon S12 istasyonundaki kıyının doğal yapısı dışında (Fotoğraf 3. 12.), S11 istasyonu ile neredeyse aynı özelliklere (taban yapısı, akarsu morfolojisi, kıyı ve dip bitki örtüsünün olmayışı, su özellikleri ve tarımsal faaliyetler ile hayvancılık faaliyetleri yapılan yerlerin varlığı) sahiptir.



Fotoğraf 3.11 S11 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.12 S12 Örnekleme istasyonu

3.1.2.13 S13 Örnekleme istasyonu

Çorum Kastamonu yolunun 1 km batısında, Kastamonu ilinin Yukarıelyakut (kuzeyde) ve Çorumlu (güney) köyleri arasındadır. İstasyon genişliği 8 ile 10 m arasındayken istasyon derinliği 50 cm civarındadır. Taban yapısını oluşturan temel unsur kumdur ve onun ardından büyük taşlarla boyutları küçük ve iri arasında değişen

çakıllar gelmektedir. Akarsunun morfolojisi çoğunlukla düz akış (%90) ve biraz dalgalı akıştan (%10) oluşmaktadır. Su berrak, kokusuz ve hızlı akışlıdır; bu alanda kıyı bitkisine ve bentik bitkilere rastlanmamıştır. Akarsuya yanlarından yapılan su deşarjının yanı sıra istasyon civarında tarım ve hayvancılık alanları bulunmaktadır (Fotoğraf 3. 13).

3.1.2.14 S14 Örnekleme istasyonu

Bu istasyon Kastamonu il merkezine bağlı Sırasöğütler (kuzeyde) ve Etyemez (güneyde) köyleri arasında, Kastamonu Sinop yolunun 3 km güneydoğusundadır. Bu alanın genişliği ve derinliği sırasıyla 8 ile 10 m arasında ve 50 cm'dir. Taban yapısı eşit miktarda iri kayalardan, boyutları küçük, orta ve büyük çakıllardan ve kumdan oluşmaktadır. İstasyonun diğer özellikleri (akarsu morfolojisi, kıyı ve bentik bitki örtüsünün bulunmayışı, su özellikleri ve akışı) S13 istasyonuna benzerdir. Bu bölgede besi hayvanları ile çöp ve atık olduğu gözlenmiştir; ayrıca bu alanda bir de köprü yer almaktadır (Fotoğraf 3.14).



Fotoğraf 3.13 S13 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.14 S14 Örnekleme istasyonu

3.1.2.15 S15 Örnekleme istasyonu

Akarsu Daday Çayı'yla birleşip Gökırmak'ı oluşturmadan önceki son istasyondur, Kastamonu-Sinop yolunun ve Bükköy Köyü'nün kuzeyinde yer almaktadır. Akarsu genişliği ve derinliği sırasıyla 5 m ve 50 cm dir. Akarsu yatağını oluşturan temel unsur kumdur ve onun ardından büyük taşlar ve çeşitli boyutlarda çakıllar gelmektedir. Akarsu morfolojisi biraz dalgalı (%10), genel olarak düz akışlıdır (%90). Bu istasyonda kıyı veya bentik bitki örtüsüne rastlanmamıştır. Kıyı doğal yapıda, su daha az bulanık, kokusuz, renksiz ve hızlı akışlı. Bu alanda bir atık yeri bulunduğu, hayvancılık yapıldığı ve akarsuyun kenarlarına gübre döküldüğü gözlenmiştir (Fotoğraf 3. 15.).

3.1.2.16 S16 Örnekleme istasyonu

S15 istasyonunun yaklaşık 800 m doğusunda yer alan ve Karasu deresi dışında Gökırmak'tan örnekleme yapılan tek istasyondur. İstasyon genişliği 5 m ve derinliği 50 cm dir. Tabanında bitki örtüsü olarak algerin bulunması, kötü bir kokuya ve açık kahverengi su rengine sahip olması dışında S15 istasyonu ile neredeyse aynı akarsu özelliklerine sahiptir. Akarsuya deşarj edildiği tespit edilen lağım suyunun yanı sıra istasyonun yanlarında çöp ve atık gözlemlenmiştir (Fotoğraf 3. 16).



Fotoğraf 3.15 S15 Örnekleme istasyonu



Fotoğraf 3.16 S16 Örnekleme istasyonu

3.2 Suyun Fiziksel Parametreleri (Ölçme ve Değerlendirme)

3.2.1 Suyun Fiziksel Parametre Ölçümü

Su ölçüm süreci Karasu Deresi'nde bulunan on beş ve Gökırmak Nehri'nde bulunan bir örnekleme istasyonunun her birinde ayda bir kere (Ağustos ve Ekim, 2019 ; Şubat

ve Nisan, 2020) gerçekleştirilmiştir. Buna karşın mevsimsel değişiklikler ve akarsuyun yapısı sebebiyle bazı örnekleme istasyonlarından örnek toplanamamıştır.

Belirlenen istasyonlardaki Su Sıcaklığı (°C), Çözünmüş Oksijen (DO mg/L), Oksijen Doygunluğu (%), ve elektrik iletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ORION 3 STAR DO Taşınabilir Multiparametre ölçüm cihazı ile ve pH Hanna HI 98127 marka su geçirmez pH metre ile arazide ölçülmüştür (Fotoğraf 3. 17).



Fotoğraf 3.17 Arazide kullanılan ölçüm ekipmanları; (a-b) ORION 3 STAR DO taşınabilir Multiparametre ölçüm cihazı; (c) Hanna HI 98127 marka su geçirmez pH metre

- Su Sıcaklığı (°C): Suyun sıcaklığı, akarsu ekolojisi üzerinde doğrudan veya dolaylı bir etkiye sahip olmuştur. Örneğin, sudaki çözünmüş oksijen miktarı suyun sıcaklığına göre değişir (düşük su sıcaklığıyla artar ve yüksek su sıcaklığıyla azalır). Bu sebeple akarsu kaynağındaki soğuk su, oksijen çözünme kapasitesinden dolayı akarsuyun yüksek sıcaklıktaki diğer kısımlarına kıyasla daha fazla sucul omurgasız barındırır. Buna bağlı olarak yakınlardaki diğer akarsu bölgeleri ve akarsu kaynağındaki soğuk su, çok fazla çözünmüş oksijene ihtiyaç duyan (örn. balık) canlılar için elverişli bir ortam olarak kabul edilmiştir. Akarsudaki su sıcaklığı, bentik makroomurgasızların üreme ve büyüme davranışlarını etkileyen önemli bir kriter olduğu için, su sıcaklığında oluşacak beklenmedik değişimler yer değiştirmelere (bir habitattan diğerine geçiş) sebep olarak, makroomurgasızların habitatlarının değişimiyle sonuçlanmıştır.

- Çözünmüş Oksijen (DO mg/L): Sudaki çözünmüş oksijen miktarı, sucul habitatlarda bulunan tüm su organizmaları için önemli kriterlerden biri olmuştur. Nehirlerdeki ve derelerdeki oksijen dağılımının sucul organizmaların büyümelerinde, davranışlarında ve çokluğu üzerinde olası bir etkisi vardır. Oksijen rüzgârların havalandırıcı etkisi (atmosfer) ve sucul bitki fotosentezinin yan ürünü olarak oluşan oksijen olmak üzere iki kaynaktan suda çözünmüş oksijene dönüşür. Akarsulardaki çözünmüş oksijen miktarı sulak alanların organik madde yükü ve akarsuyun deşarjı ve akış hızı gibi bazı faktörlerden etkilenmiştir.
- pH: Sulak alanlarda yaşayan birçok bitki ve hayvan, ortamlarındaki belirli bir pH aralığına bağlı kalmış ve bu aralığa uyum sağlayarak yaşamlarına devam etmişlerdir. Aslında, bitkilerin büyümeleri ve hayvanların hayatta kalmaları büyük ölçüde onlara uygun pH koşullarının mevcudiyetine bağlı olmuştur. pH aralığındaki küçük bir değişiklik dahi bu canlıların hayatını etkilemektedir. Örneğin, düşük pH değerleri (asidik su) balık yumurtalarına ve suda yaşayan böceklerin solungaçlarına zarar verebilir. Çok yüksek veya çok düşük pH değerleri ölümcül olmaktadır, ancak bu değerler pH değerleri için sıra dışı değerlerdir ve birkaç canlı bu değerlere dayanıklılık gösterebilir.
- Elektriksel İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$): Elektriksel iletkenlik, suyun elektrik akımını iletme kapasitesinin bir ölçüsüdür ve elektriksel iletkenlik aynı zamanda suda bulunan toplam çözünmüş katı madde miktarını da ölçer (TDS (*toplam çözünmüş katı maddeler*): ppm veya mg/l kullanılarak ölçülür). Elektriksel iletkenlik suda çözünen tuzların (TDS) derişimi ile doğrudan ilgili olmuştur. Tuzlar, elektriği ileten pozitif ve negatif yüklü iyonlara dönüşür; tuzluluk arttıkça iletkenlik artar. Yağ gibi organik bileşenler elektrik akımını iyi iletmediklerinden suda düşük iletkenliğe sahiptirler. Suyun elektriksel iletkenliği suyun sıcaklığına bağlıdır, sıcaklık ne kadar yüksekse elektrik iletkenlik de o kadar yüksek olur. Suyun kirlenmesiyle oluşan, elektrik iletkenliği değerlerindeki önemli bir artış (veya azalma) akarsuya yapılan deşarjların göstergesidir. Elektrik iletkenliğini etkileyen diğer önemli parametrelerse akarsuyun tortu yapısı, akarsu genişliği, atmosferik iyon girdisi, buharlaşma ve su akışıdır.

3.2.2 Fiziksel Ölçümlerin Değerlendirmesi





Ölçümü yapılan fiziksel kalite parametreleri, T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)" (Resmi Gazete, 2015) kriterine göre değerlendirilmiş ve sınıflandırılmıştır.

Yerüstü su kaynaklarının ekolojik kalite sınıfları Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre 4 seviyeye ayrılmıştır (Tablo 3. 2). Kalite sınıflarının anlamları (yorumlamaları) Tablo 3. 3' de verilmiştir.

Tablo 3.2 Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği 'ne göre su kalitesi kriterleri (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2015)

Su Kalitesi Parametreleri	Su Kalitesi Sınıfları			
	I	II	III	IV
Su sıcaklığı (°C)	≤25	≤25	≤30	>30
Çözünmüş oksijen (mg/L)	>8	6	3	<3
Oksijen doygunluğu (%)	>90	70	40	<40
pH	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,0 – 9,0	< 6,0 or > 9,0
Elektriksel iletkenlik (µS/cm)	< 400	1000	3000	> 3000

Tablo 3.3 Su Kalitesi Sınıfları ve Renk Kodları (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2015)

Su kalitesi	Renk	Ekolojik Durum
Sınıf I		Çok iyi
Sınıf II		İyi
Sınıf III		Orta
Sınıf IV		Kötü

3.3 Biyolojik Parametreler

3.3.1 Bentik Makroomurgasız Örneklerinin Toplanması, Saklanması ve Teşhis Edilmesi

Genellikle akarsu yatağı bileşenleri (taşlar, kayalar, çakıllar, kum ve su bitkileri) arasında bulunan makroomurgasız topluluklarının örnekleri 4 ayda (Ağustos ve Ekim 2019 ve Şubat ve Nisan 2020) 16 istasyonda dip kepçesi (500 μ ağ) ve kick-net örnekleme yöntemi kullanılarak (akış yukarı yürürken 3 dakika tekmeleme) alınmıştır (Fotoğraf 3. 18.). Numuneler, bütün istasyonlardaki olası mikrohabitatları dahil edebilmek için 100m²'lik bir alandan toplanmıştır.



Fotoğraf 3.18 Bentik omurgasız numunelerinin alımı

Toplama süreci, dip kepçesinin ağzı akış yukarı bakacak şekilde, akarsu tabanındaki canlıları ağın içinde toplayabilmek için akarsu tabanına yerleştirip, kepçeyi dik bir şekilde tutarken kepçenin önündeki taşları hafifçe iterek gerçekleştirilmiştir. Buna ek olarak, sabit olmayan taşlar elle alınıp, kepçenin önünde yıkanarak taşların altında

bulunan (saklanan) canlılar ağda toplanmıştır. Bu işlem, suda yürüyerek farklı noktalarda 3 dakika boyunca tekrarlanmıştır. Makroomurgasız örnekleri sahada küçük boyutlu çakıl, kum, bitki kısımlarından (yapraklar, dallar, atıklar, detritus) ve diğer yabancı maddelerden pens ve elekler (500 µ ağ gözü) kullanılarak ayrılmıştır. Toplanan bütün organizmalar %70 etil alkol içeren plastik şişelere doldurulup, daha sonrasında ayrıştırılıp teşhis edilmek üzere laboratuvara götürülmüştür.

Toplanan makroomurgasız örnekleri, Kastamonu Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji Araştırma Laboratuvarı'nda ayrıştırılmıştır. Örnekler stereomikroskop (LEICA S8AP0, Germany) kullanılarak mümkün olan en düşük takson seviyesinde (familya seviyesine) teşhis edilmiş ve sayılmıştır (Fotoğraf 3. 19.).

Örneklenen bentik makroomurgasızların teşhis edilmesi için Bouchard (2004), Türkmen ve Kazancı (2013), Salur, Darılmaz ve Bauernfeind (2016), Hamada, Thorp ve Rogers (2018) gibi çeşitli kaynaklara başvurulmuştur. Thorp ve Rogers (2011, 2015, 2016, 2019) Ephemeroptera takımının teşhisinde kullanılmıştır. Bouchard (2004), Kazancı (2012), Darılmaz, Salur, Murányi ve Vinçon (2016), Hamada vd., (2018), Thorp ve Rogers (2011, 2015, 2016, 2019) Plecoptera takımının teşhisinde kullanılmıştır. Bouchard (2004), Sundermann, Lohse, Beck ve Haase (2007), Dobson (2013), Hamada vd., (2018), Thorp ve Rogers (2011, 2015, 2016, 2019) Diptera takımının teşhisinde kullanılmıştır. Bouchard (2004), Pescador, Rasmussen ve Harris (2004), Darılmaz ve Salur (2015), Hamada vd., (2018), Thorp ve Rogers (2011, 2015, 2016, 2019) Trichoptera takımının teşhisinde kullanılmıştır. Bouchard (2004), Hamada vd., (2018), Thorp ve Rogers (2011, 2015, 2016, 2019) Coleoptera, Odonata ve Amphipoda gruplarının teşhisinde kullanılmıştır.



Fotoğraf 3.19 Makro omurgasız örneklerini teşhis etmek için kullanılan stereomikroskop

3.3.2 Suyun Kalitesinin Biyolojik Olarak Değerlendirilmesinde Kullanılan Yöntemler

3.3.2.1 Biyolojik izleme çalışma grubu-İspanyol versiyonu (İspanyol BMWP)

Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP) skor sistemi (BMWP, 1978; Chesters, 1980; Hawkes, 1997), Birleşik Krallık'ta İngiltere ve Galler'deki akarsu için su kalite indeksi sağlamak amacıyla sucul makroomurgasızları baz alarak kullanılmaya başlanmıştır. Her bir taksona verilen skor, taksonların organik kirliliğe duyarlılığı konusunda deneyimli olan akarsu uzmanları tarafından belirlenmiştir (Paisley vd., 2014).

BMWP sistemi omurgasızların kirliliğe olan duyarlılığını dikkate almıştır; familyalar buna göre 1 ile 10 arasında puanlandırılmıştır (kirliliğe toleranslı familyalara düşük puanlar verilirken kirliliğe toleranssız familyalara yüksek puanlar verilir). Toplam BMWP puanı örnekleme veya çalışma alanında bulunan bütün familyaların değerlerinin toplamıdır. Bir örnekleme veya çalışma alanı için verilen toplam puan, su kalitesinin “iyi” ile “çok tehlikeli” arasında bir kategoride olduğuna işaret eder;

100'den büyük değerler temiz akarsular için kullanılırken ciddi şekilde kirlenmiş akarsulara verilen puanlar 10'dan küçüktür (Zeybek vd., 2014).

BMWP indeksi makroomurgasızların farklı coğrafi dağılımları ve akarsular arasındaki biyotipoloji farklılıklarının olması, bazı makroomurgasız familyalarının ilgili alanda bulunmayıp onların yerlerine farklı taksonların bulunması ve familyaların kirlilik toleranslarının bölgeden bölgeye değişmesinden dolayı diğer bölgelerde uygulanacak şekilde uyarlanmıştır. Bu indeks Kanada, İspanya, Arjantin, Tayland ve Polonya gibi farklı ülkelerde başarıyla uygulanmış ve Türkiye'de ilk kez 1992 yılında kullanılmıştır (Zeybek vd., 2014).

Bu çalışmada, sağladığı pek çok avantajdan dolayı BMWP'nin İspanyol Versiyonu kullanılmıştır. Bu avantajlar:

- Kolay uygulanabilir olması,
- Az çaba gerektirmesi ve maliyetleri büyük ölçüde düşürmesi,
- Omurgasızların sadece familya düzeyinde taksonomik olarak sınıflandırılmasını gerektirmesi ve bazı grupların tür ve sınıf seviyelerini kabul edebilir olması,
- Orijinal BMWP tablosuna dahil edilmemiş pek çok makroomurgasız içermesi,
- Çevresel izlemenin bilimsel olarak geçerli ve tekrarlanabilir sonuçlarını üretmesi şeklinde sıralanabilir (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988; Uherek ve Gouveia, 2014).

Tablo 3. 4. toplam İspanyol BMWP skorunu tespit etmek için çalışma bölgesinde bulunan farklı sucul makroomurgasız familyalarına verilen BMWP skorlarını göstermektedir. Tablo 3. 5. ise toplam İspanyol BMWP skorlarına göre su kalitesi sınıfı, puanlaması, gruplandırması ve sonuçların yorumlanmasını göstermektedir (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988).

Tablo 3.4 İspanyol BMWP familya skorları (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988)

TAKSONLAR	SAYI
Ephemeroptera: Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Plecoptera: Chloroperlidae, Perlodidae, Perlidae, Leuctridae, Taeniopterygidae, Capniidae. Hemiptera: Aphelocheiridae. Trichoptera: Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae. Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae. Diptera: Athericidae, Blephariceridae.	10
Decapoda: Astacidae. Odonata: Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae. Corduliidae, Libellulidae. Trichoptera: Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae.	8
Ephemeroptera: Ephemerellidae. Plecoptera: Nemouridae. Trichoptera: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae.	7
Mollusca (Gastropoda): Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae. Trichoptera: Hydroptilidae. Mollusca: Unionidae. Crustacea (Amphipoda): Corophiidae, Gammaridae. Odonata: Platycnemididae, Coenagriidae.	6
Ephemeroptera; Oligoneuriidae. Coleoptera: Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae. Trichoptera: Hydropsychidae. Diptera: Tipulidae, Simuliidae. Platyhelminthes (Tricelidida): Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae.	5
Ephemeroptera: Baetidae, Caenidae. Coleoptera: Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae. Diptera: Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae. Megaloptera: Sialidae. Annelidae: Piscicolidae. Arachnida: Hidracarina.	4
Hemiptera: Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae. Coleoptera: Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae. Mollusca: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae. Annelidae: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae. Crustacea: Asellidae, Ostracoda.	3
Diptera: Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae.	2
Annelida: Oligochaeta.	1

Tablo 3.5 İspanyol BMWP sınıfları, puanları, kategorileri ve sonuçların yorumlanması (Alba-Tercedor ve Sánchez-Ortega, 1988)

Sınıf	İspanyolca BMWP skoru	Kategori	Yorumlama
I	>150 101-120	İyi	Çok temiz su, etkilenmemiş Temiz veya önemli ölçüde değiştirilmemiş
II	61-100	Uygun sayılabilir	Temiz fakat biraz etkilenmiş
III	36-60	Şüpheli	Biraz etkilenmiş
IV	16-35	Tehlikeli	Kirlenmiş veya etkilenmiş
V	< 15	Çok tehlikeli	Son derece kirlenmiş

3.3.2.2 Takson başına ortalama skor (ASPT)

Takson Başına Ortalama Skor (ASPT) bir topluluktaki, örneklemden veya alandaki taksonların (familyaların) ortalama tolerans skorunu ifade eder ve toplam BMWP skorunun (değerinin), örneklemden temsil edilen taksonların (familyaların) sayısına bölünmesiyle hesaplanır; örneklemden/örnek alandaki suyun kalitesi bu değere göre değerlendirilir.

ASPT versiyonu bütün değerleri 1-10 arasında sınırlandırdığı, indeks değerinin sayılan taksonlardan (familya zenginliğinden) bağımsız olduğu ve örneklem büyüklüğü, örnekleme tekniği, mevsimsel değişiklikler ve omurgasızların yaşam döngülerinden nispeten bağımsız olduğu için su kalitesi indeksinde istenen pek çok özelliğe sahiptir ve bu sebeple daha çok tercih edilmiştir (Pinder vd., 1987; Metcalfe, 1989). ASPT'ye göre belirlenen su kalitesi sınıfları Tablo 3. 6'da gösterilmiştir.

$$ASPT = (Total Ti)/n \quad (3.1)$$

Ti = Taksonların toplam tolerans değeri (toplam BMWP değeri)

n = Taksonların toplam sayısı (familyalar).

Tablo 3.6 ASPT indeksine göre su kalite sınıfları (Metcalf, 1989)

Kirlilik sınıfları	ASPT değeri	Kirlilik seviyeleri (su kalitesi değerlendirmesi)
I	>6	Kirlenmemiş (temiz su)
II	5-6	Biraz kirlenmiş (şüpheli kalite)
III	4-5	Orta derecede kirlenmiş (olası orta kirlilik)
IV	< 4	Aşırı kirlenmiş (olası aşırı kirlilik)

3.3.2.3 Toplam takson zenginlik indeksi

Takson Zenginlik İndeksi (TR), bir topluluğun sağlığını topluluğun çeşitliliği ile gösterir ve artan habitat çeşitliliği, uygunluğu ve su kalitesi ile artar (Plafkin vd., 1989). TR, örneklem içinde temsil edilen toplam takson sayısına eşittir. Topluluk ne kadar sağlıklı olursa, o toplulukta bulunan takson sayısı da o kadar fazla olur.

3.3.2.4 EPT takson zenginlik indeksi

Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT) indeksi, kirliliğe duyarlı olduğu düşünülen böcek grupları içindeki takson zenginliğini gösterir, bu sebeple artan su kalitesi ile artmalıdır. Başlangıçta tür düzeyinde teşhisler için geliştirilmiş olan bu indeks, aile düzeyinde teşhisler için geçerli olmuştur (Plafkin vd., 1989). EPT takson zenginlik indeksi, örneklemdeki bu üç takımdan temsil edilen familyaların toplam sayısına eşittir.

3.3.2.5 EP Takson zenginlik indeksi

Ephemeroptera ve Plecoptera, (EP) indeksi ise kirliliğe duyarlı (toleranssız) olduğu düşünülen ve su kalitesi arttıkça sayısının da artacağı düşünülen böcek gruplarının içindeki taksonların zenginliğini gösteren benzer bir indekstir. Öncelikle tür düzeyinde teşhisler için geliştirilmiş olsa da bu indeks de aile düzeyinde kullanılabilir (Plafkin vd., 1989). EP takson zenginlik indeksi, örneklemdeki Ephemeroptera ve Plecoptera takımlarında temsil edilen toplam aile sayısına eşittir.

3.3.2.6 %EPT İndeksi

Çalışmaya %EPT indeksi de dahil edilebilir. %EPT indeksi (%EPT = Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera bireylerinin, örneklemeden toplanan makroomurgasızların toplam sayısına bölünüp 100 ile çarpılmasıyla bulunur (Lewin vd., 2013; Savić, vd., 2017).

3.3.3 İstatistiksel Yöntemler

3.3.3.1 Baskınlık analizi

Eğer bir tür (takson) toplumun diğer türlerine (taksonlarına) kıyasla oransal kontrol kabiliyetine sahipse bu türe baskın tür adı verilmiştir. Baskın türler, topluluğun en önde gelen organizmaları olmuştur. Baskınlık, bir türe ait birey sayısı (takson) ile tüm türlere ait toplam birey sayısı (taksonlar) arasındaki orandır, % (yüzde) ile ifade edilmiştir (Kocataş, 1997). Baskınlık analizinde kullanılan formül:

$$\text{Baskınlık} = \text{NA/NN} \times 100 \quad (3.2)$$

Burada:

NA = A türünden bireylerin sayısı

NN = Tüm örneklerin birey sayısı

Berger-Parker indeksi d, sezgisel olarak basit bir baskınlık ölçüsüdür (Berger ve Parker, 1970; May, 1975). Aynı zamanda hesaplaması kolaydır. Berger-Parker indeksi en bol türün oransal olarak önemini ifade eder.

$$d = \text{Nmax/N} \quad (3.3)$$

Burada Nmax = en bol türün birey sayısını göstermektedir. Simpson indeksinde olduğu gibi, Berger-Parker indeksinde de indeks değerindeki bir artışın çeşitlilikte bir artışa ve baskınlıkta bir azalmaya denk gelmesi için indeksin karşıt formu

kullanılmıştır. Bu indeks örneklem büyüklüğünden etkilenir. May (1975), bu indeksin mevcut olan en tatmin edici çeşitlilik ölçülerinden biri olduğunu ifade etmiştir.

3.3.3.2 Shannon-wiener çeşitlilik indeksi (SWDI)

Çeşitliliğin en yaygın kullanılan ölçüleri (Shannon-Wiener Çeşitlilik İndeksi de dahil) bilgi teorisi indeksleridir. Bu indeksler, doğal bir sistemdeki çeşitliliğin veya bilginin, bir kod veya mesajda yer alan bilgilere benzer şekilde ölçülebileceği mantığına dayanmıştır. Shannon ve Wiener, Shannon çeşitlilik indeksi olarak bilinen işlevi bağımsız olarak türetmiştir. Shannon indeksi bireylerin rastgele, “belirsiz büyüklükte” (etkili bir şekilde sonsuz) bir popülasyondan örneklediğini varsaymıştır. Ayrıca, indeks bütün türlerin örnekte temsil edildiğini varsaymıştır. (Magurran, 1988). Şu denklemlerle hesaplanır:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i \quad (3.4)$$

Burada,

H = İndeks değeri

n = Bir topluluktaki toplam takson sayısı

pi = topluluktaki i. türdeki bireylerin oranı

Sucul ve karasal biyoçeşitliliği hesaplamak için Shannon-Wiener Çeşitlilik indeksini (H) sık sık kullanan Gerritsen vd., (1998), taksonların topluluk içindeki sayısı ve dağılımı (biyoçeşitlilik) arttıkça “H” değerinin de arttığından bahsetmiştir. Özellikle su uzmanları başta olmak üzere bilgi teorisi çeşitlilik sistemlerini kullanan pek çok ekoloji uzmanı, hesaplamada sağladığı basitlik sebebiyle Shannon indeksini tercih etmiştir.

3.3.3.3 Simpson çeşitlilik indeksi (SDI)

Zaman zaman Yule indeksi olarak da anılan Simpson Çeşitlilik İndeksi, baskınlık ölçülerinin (tür zenginliğini dikkate alan heterojenite indekslerinin) en iyi bilinen

örneklerinden biri olmuştur. Çünkü tür çeşitliliğine dair bir ölçü sağlamak yerine en yaygın türlerin bolluğuna ağırlık vermiştir (Southwood, 1978; Magurran, 1988). Simpson (1949), farklı türlere ait sonsuz büyük bir topluluktan rastgele seçilen iki bireyin olasılığını şöyle ifade etmiştir:

$$D = \sum_{i=1}^S (p_i)^2 = \left[\frac{N_i}{N_T} \right]^2 \quad (3.5)$$

P_i = örnekte (toplulukta) i 'ninci türdeki bireylerin (takson) oranı

S = topluluktaki toplam tür (takson) sayısı

N_i = bir türe ait birey sayısı (takson)

N_T = örnekteki toplam birey sayısı.

D arttıkça çeşitlilik azalır ve Simpson İndeksi genellikle $1-D$ veya $1/D$ şeklinde ifade edilir. Simpson indeksi nadir türlere nispeten daha az ağırlık vermiş ve tür zenginliğine karşı daha az duyarlı olmakla birlikte, örnekteki en bol (yaygın) türe ağırlık vermiştir. Değerleri, düşük bir çeşitlilik seviyesini temsil eden 0 ile maksimum $1-1/s$ 'ye kadar değişir (Magurran, 1988; Southwood ve Henderson, 2000; Mandaville, 2002).

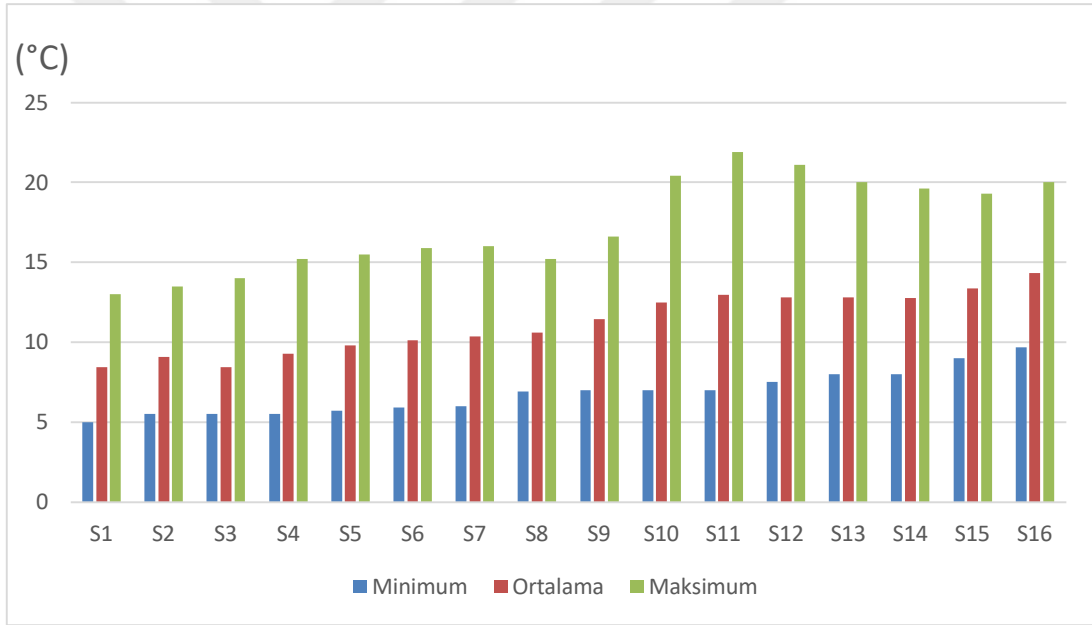
4. BULGULAR

4.1 Fiziksel Sonuçlar

4.1.1 Ölçülen Fiziksel Parametre Değerleri

4.1.1.1 Su sıcaklığı (°C)

Karasu Deresi'nde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'nde 1 örnekleme istasyonunda yapılan saha çalışmalarında belirlenen en düşük, en yüksek ve ortalama su sıcaklığı verileri Grafik 4.1'de gösterilmiştir.



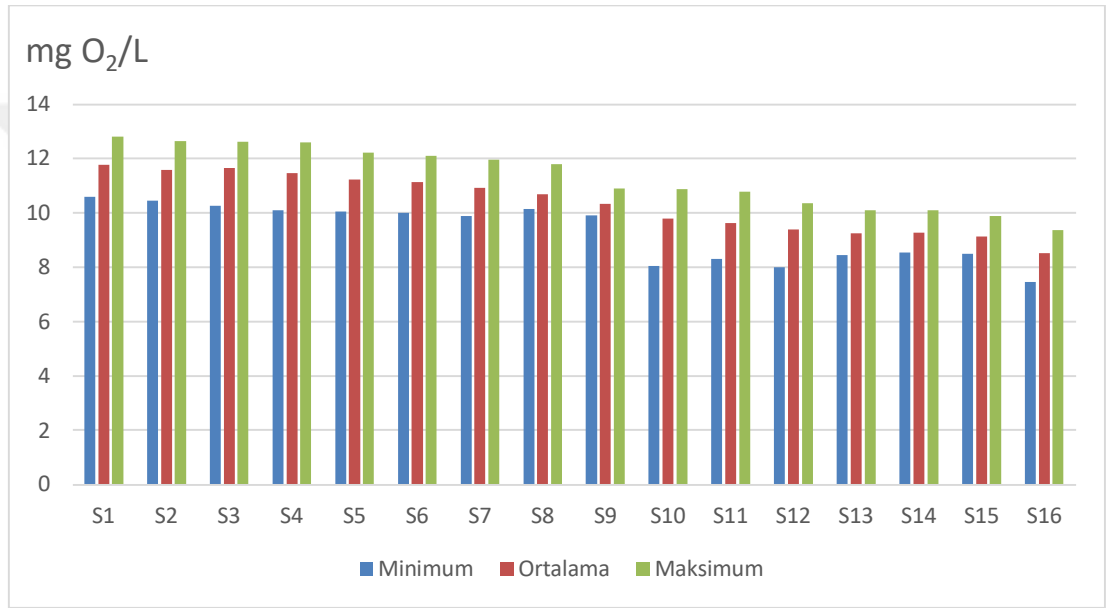
Grafik 4.1 Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama su sıcaklığı değerleri

Karasu Deresi'nde yapılan saha çalışmaları esnasında, örnekleme istasyonlarının hepsinin su sıcaklığı mevsim koşullarından etkilenmiştir. En yüksek su sıcaklığı Ağustos 2019'da S11 istasyonunda (21,9°C) kaydedilirken, en düşük su sıcaklığı Şubat 2020'de S1 istasyonunda (5°C) Şubat 2020 kaydedilmiştir. En yüksek ortalama su sıcaklığı değeri Gökırmak Nehri'ndeki tek istasyon olan S16 örnekleme noktasında

14,3 °C, en düşük ortalama su sıcaklığı değeri S1 ve S3 örnekleme noktalarında 8,4 °C olarak kaydedilmiştir (Grafik 4.1.).

4.1.1.2 Çözünmüş oksijen (mg O₂/L)

Çalışmamızda belirlediğimiz 16 istasyonda yapılan saha çalışmalarında tespit edilen çözünmüş oksijen miktarı (en yüksek, en düşük ve ortalama değerler) ile ilgili veriler Grafik 4.2’de gösterilmiştir.

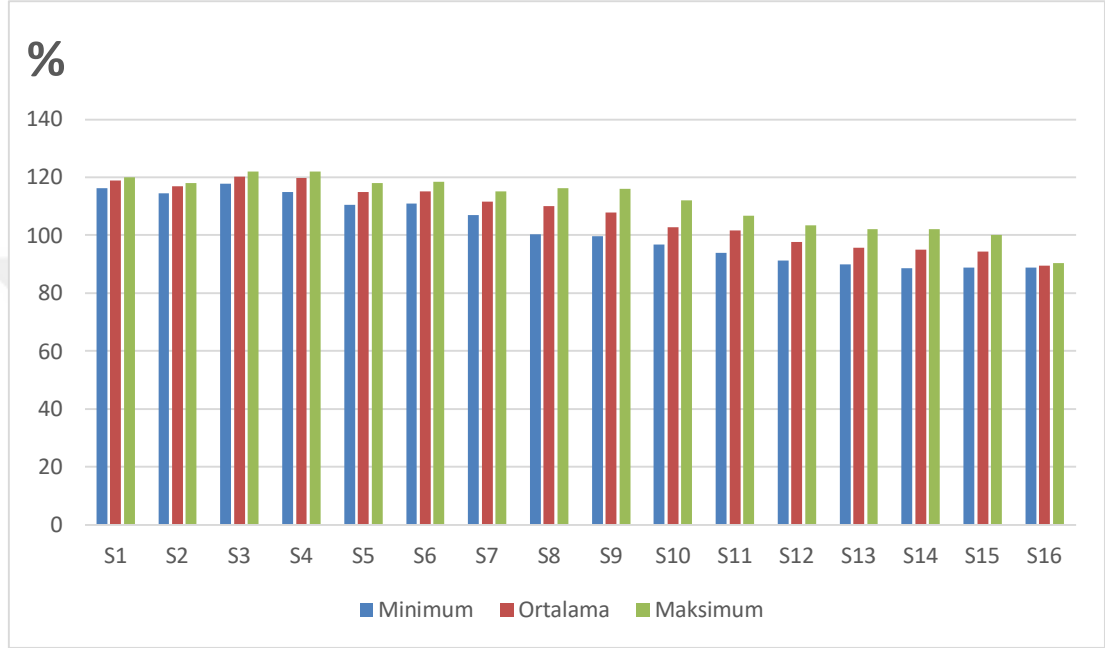


Grafik 4.2 Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama çözünmüş oksijen değerleri

Yapılan saha çalışmaları sırasında, en yüksek çözünmüş oksijen değeri Şubat 2020’de S1 örnekleme noktasında (12,8 mg O₂/L) kaydedilirken, en düşük çözünmüş oksijen değeri Ağustos 2019’da S16 örnekleme noktasında (7,45 mg O₂/L) kaydedilmiştir. En yüksek çözünmüş oksijen miktarı S1 örnekleme noktasında 11,76 mg O₂/L olarak kaydedilirken, en düşük çözünmüş oksijen miktarı ortalaması S16 örnekleme noktasında 8,51 mg O₂/L olarak kaydedilmiştir (Grafik 4.2.). Ekim 2019’da gerçekleştirilen saha çalışması esnasında S3 noktasının kurumuş olması sebebiyle akarsunun o noktasında ölçüm yapılamamıştır.

4.1.1.3 Oksijen doygunluğu (%)

Karasu Deresi'nde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'nde 1 örnekleme istasyonunda yapılan saha çalışmalarında kaydedilen (en yüksek, en düşük ve ortalama) oksijen doygunluğuyla ilgili veriler Grafik 4.3'te gösterilmiştir.

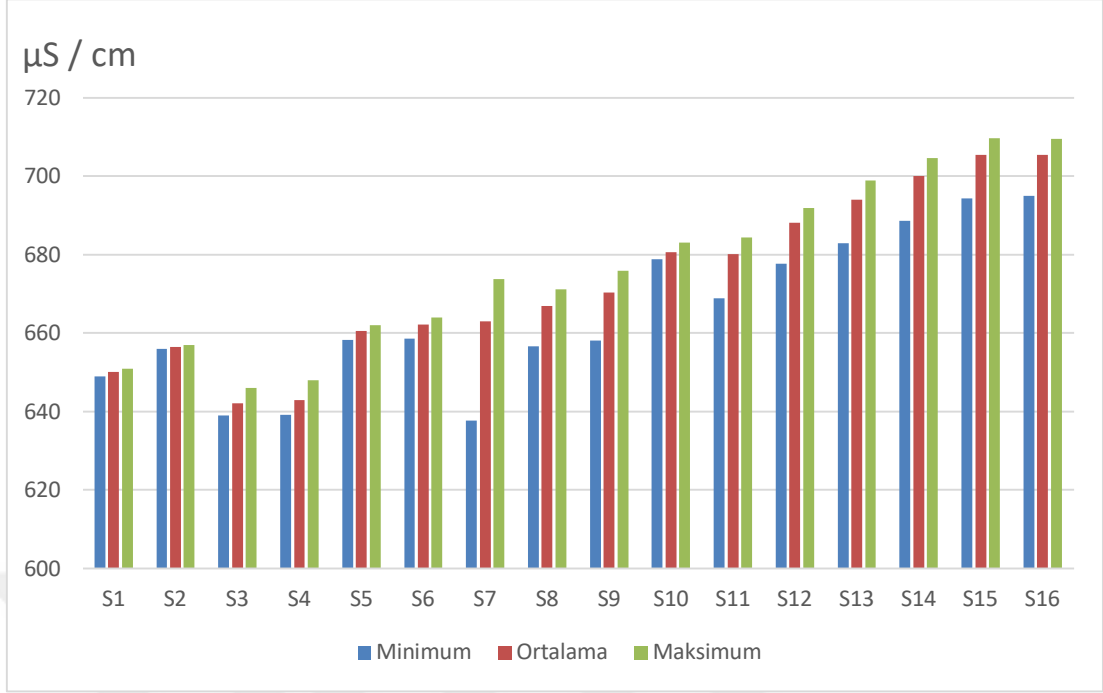


Grafik 4.3 Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama oksijen doygunluk değerleri

Karasu Deresi'ndeki en yüksek oksijen doygunluğu yüzdesi Şubat 2020'de S3 örnekleme noktasında (%121,89) ölçülürken en düşük oksijen doygunluğu Nisan 2020'de S14 örnekleme noktasında (%88,57) kaydedilmiştir. Oksijen doygunluğunun en yüksek ortalama yüzdesi S3 örnekleme istasyonunda %120,3 olarak kaydedilirken en düşük ortalama oksijen doygunluğu S16 örnekleme noktasında %89,45 olarak kaydedilmiştir (Grafik 4.3.)

4.1.1.4 Elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

16 istasyonda yapılan saha çalışmalarında kaydedilen (en yüksek, en düşük ve ortalama) elektriksel iletkenlik ile ilgili veriler Grafik 4.4.'te gösterilmiştir.

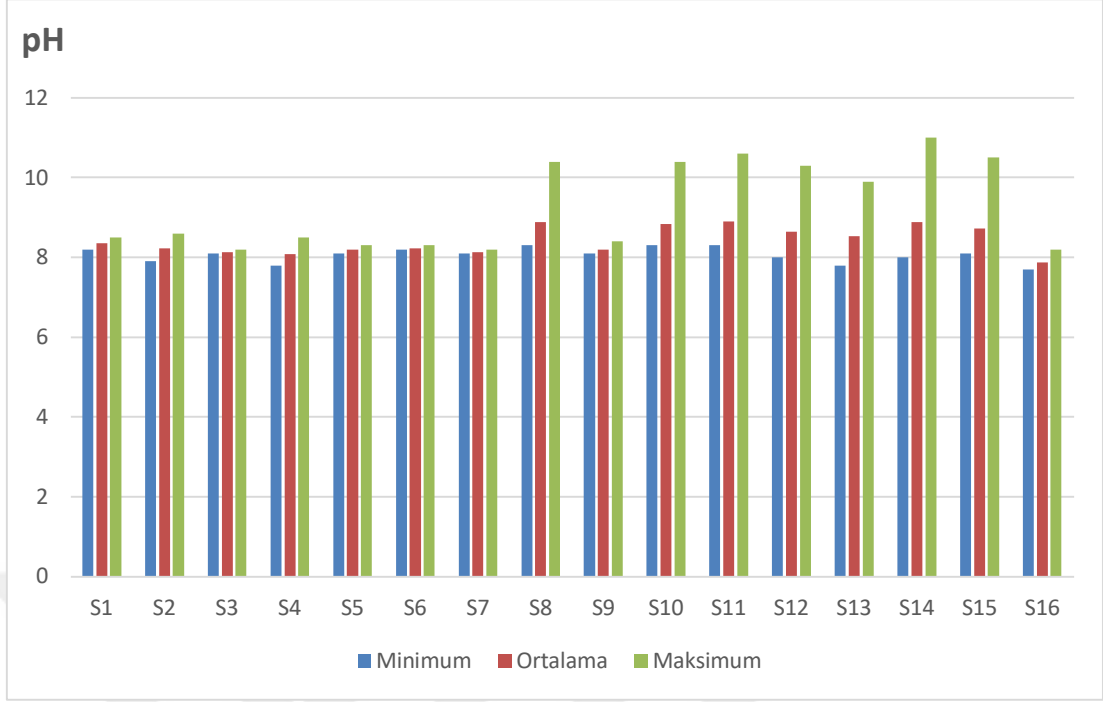


Grafik 4.4 Örnekleme istasyonlarındaki en düşük, en yüksek ve ortalama elektriksel iletkenlik değerleri

Karasu Deresi'nde gerçekleştirilen saha çalışmalarında kaydedilen en yüksek elektriksel iletkenlik değeri Ağustos 2019'da S15 örnekleme noktasında 709,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak kaydedilirken, en düşük elektriksel iletkenlik değeri Ağustos 2019'da S7 örnekleme noktasında (637,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$) olarak kaydedilmiştir. En yüksek ortalama elektriksel iletkenlik ortalaması S15 örnekleme noktasında 705,48 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak kaydedilirken en düşük ortalama elektriksel iletkenlik değeri S3 örnekleme noktasında 642 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak kaydedilmiştir (Grafik 4. 4.).

4.1.1.5 pH

Karasu Deresi'nde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'nde 1 örnekleme istasyonunda yapılan saha çalışmaları sırasında kaydedilen en düşük, en yüksek ve ortalama pH değerleri Grafik 4.5' de gösterilmiştir.



Grafik 4.5 Örnekleme istasyonlarında ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama pH değerleri

Karasu Deresi'nde gerçekleştirilen saha çalışmalarında, en yüksek pH değeri Ağustos 2019'da S14 örnekleme noktasında 11 olarak kaydedilirken, en düşük pH değeri Ağustos 2019'da S16 örnekleme noktasında 7,7 olarak kaydedilmiştir. En yüksek ortalama pH değeri S8, S11 ve S14 örnekleme noktalarında 8,9 olarak kaydedilirken, en düşük ortalama pH değeri S16 örnekleme noktasında 7,9 olarak kaydedilmiştir (Grafik 4. 5.). pH değerleri çalışmamız süresince farklı örnekleme istasyonlarında ve farklı mevsimlerde değişiklik gösterebilir de bu farklılıklar (değişimler) yüksek aralıklarda değildir. Ayrıca, pH değerleri genellikle yazın azalırken ve kışın artarken, çalışmamız süresince bu değişimler yüksek aralıklarda gerçekleşmemiştir.

4.1.2 Fiziksel Sonuçların Değerlendirilmesi

Örnekleme istasyonlarında ölçülen fiziksel parametreler T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği'nde (YSKY) belirtilen ölçütlere göre değerlendirilmiş ve sınıflandırılmıştır (Resmi Gazete, 2015).

Karasu Deresi'ndeki örnekleme istasyonlarının Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği'ne göre ekolojik su kalitesi sınıfları Tablo 4.1.'de gösterilmiştir.

Tablo 4.1 Karasu Deresi ve Gökırmak Nehri'ndeki örnekleme istasyonlarının Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği'ne göre fizikokimyasal su kalitesi sınıfları

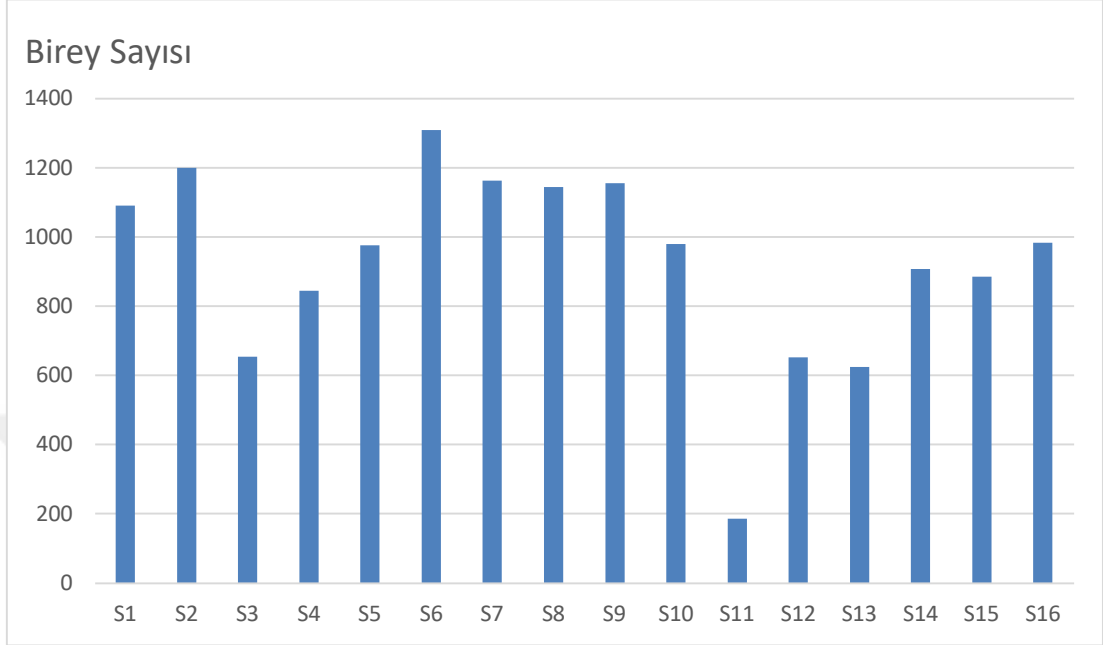
Örnekleme Tarihi	Ağustos 2019		Ekim 2019		Şubat 2020		Nisan 2020	
İstasyon	Sınıf	Renk	Sınıf	Renk	Sınıf	Renk	Sınıf	Renk
S1	I	■	I	■	I	■	I	■
S2	I	■	I	■	I	■	I	■
S3	I	■	I	■	I	■	I	■
S4	I	■	I	■	I	■	I	■
S5	I	■	I	■	I	■	I	■
S6	I	■	I	■	I	■	I	■
S7	I	■	I	■	I	■	I	■
S8	I	■	I	■	I	■	I	■
S9	I	■	I	■	I	■	I	■
S10	I	■	I	■	I	■	I	■
S11	I	■	I	■	I	■	I	■
S12	I	■	I	■	I	■	I	■
S13	I	■	I	■	I	■	I	■
S14	I	■	I	■	I	■	I	■
S15	I	■	I	■	I	■	I	■
S16	II	■	II	■	II	■	II	■

T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın Yerüstü Su Kalite Yönetmeliği'ne dayalı değerlendirme sonucunda örnekleme istasyonlarının hepsinde bütün tarihlerde yapılan örnekleme sonuçlarında su kalitesinin (S16 örnekleme noktası dışında) I. kalite su sınıfına (çok iyi kalite) sahip olduğu görülürken S16 örnekleme istasyonunun su kalitesinin bütün örnekleme tarihlerinde II. kalite su sınıfına (iyi kalite) sahip olduğu görülmektedir.

4.2 Biyolojik Sonuçlar

Ağustos, Ekim 2019 ve Şubat, Nisan 2020 aylarında gerçekleştirilen çalışmamızda, Karasu Deresi'nde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'nde bulunan 1 örnekleme istasyonundan toplanan 14 748 bireyden oluşan 41 takson toplanmıştır. En çok sayıda

birey (1 309 birey ile) S6 örnekleme istasyonundan örnekleştir. En az sayıda birey (185 birey) S11 örnekleme istasyonundan toplanmıştır (Grafik 4. 6).



Grafik 4.6 Örnekleme istasyonlarından toplanan makroomurgasız bireylerin dağılımı

Örnekleme istasyonlarından toplam 14 748 bireyden 41 takson teşhis edilmiştir (Tablo 4. 2.). Toplanan bireylerin Arthropoda ve Annelida olmak üzere iki şubeye ait olduğu saptanmıştır. Toplanan örnekler Anthropoda şubesinin Hexapoda alt şubesinin İnsekta sınıfına ait 7 takıma (Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata ve Lepidoptera) ait 38 familya ve Crustacea alt şubesinin Malacostraca sınıfına ait 1 takıma (Amphipoda) ait 1 familyaya aittir. Ayrıca Annelida şubesinden Hirudinea ve Oligochaeta olmak üzere iki takson tespit edilmiştir.

4.2.1 İstatistiksel Sonuçlar

4.2.1.1 Bentik makroomurgasızların istasyonlardaki ve istasyonlar arasındaki baskınlığı

Örnekleme istasyonlarından toplanan bireyler Insecta (7 takımdan oluşan 38 takson), Malacostraca (1 takson), Hirudinea (1 takson) ve Oligochaeta (1 takson) bireylerinden

oluşmaktadır. Kaydedilen bentik makroomurgasız taksonlarının (familyelerinin) listesi ile dağılım ve (%) baskınlık değerleri Tablo 4.2’de verilmiştir.



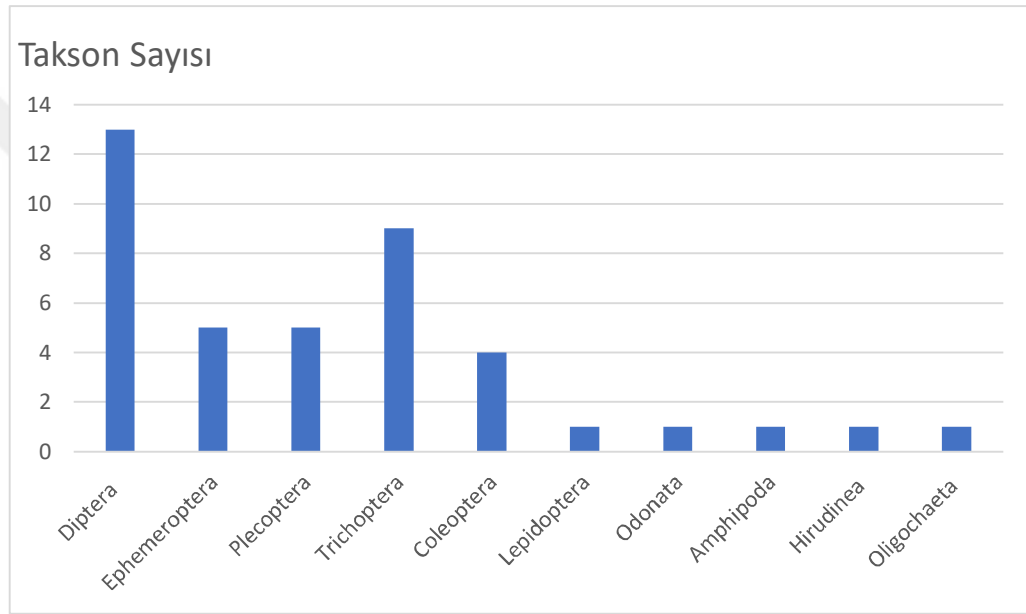
Tablo 4.2 Örnekleme istasyonlarında kaydedilen makroomurgasız taksonlarının (familyalarının) dağılım ve % baskınlık değerleri

Takson	Örnekleme İstasyonu															
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
INSECTA																
Diptera																
Athericidae	2,29	0,58	2,45	1,3	0,92	0,99	0,95	1,05	2,43	4,49	5,41	0,92				
Blephariceridae	0,37		0,61			0,84	0,95		0,43		3,24					
Ceratopogonidae	0,18	0,33	0,77	3,67												
Chironomidae	0,46	6,26	0,77	10,31	3,08	2,06	1,2	1,84	1,99	2,35	5,95	2,45	7,84	16,1	25,42	57,88
Dixidae	0,18	0,17			0,51											
Empididae	0,27	0,17	0,31	0,83	0,41		0,34	0,35	0,17	0,41		0,31			0,45	
Limoniidae	0,55	0,83	1,53	0,12	1,33		0,86	0,7	0,95	2,35	2,7	1,38	1,28	1,32		
Pediciidae	0,27		0,31	1,07	0,21	0,23	0,17	0,17		1,63						
Psychodidae			0,15	0,12	0,72						1,08					0,51
Simuliidae	16,5	27,27		3,91	13,85	22,54	16,17	14,35	4,85		2,16	7,06	9,76	35,28	12,43	0,92
Stratiomyidae			1,07			0,23										
Tabanidae	0,09							0,09								
Tipulidae				0,24					0,09		1,08		0,16	0,33	1,81	0,2
Ephemeroptera																
Baetidae	36,66	52,29	51,3	38,03	34,56	26,36	33,45	23,01	32,32	30,51	30,27	51,69	47,36	29	49,94	27,26
Caenidae			0,46													0,31
Ephemerellidae	0,64	1,08	0,46	0,95	2,15		1,03		1,3		2,7	0,15	1,6	0,44	0,56	0,2
Heptageniidae	19,7	1	4,44	8,06	12,31	11,08	15,22	10,41	9,53	12,65	7,03	16,87	20,8	1,32	0,11	
Leptophlepiidae	1,19			0,12				1,84	1,3		2,7	0,31	0,16			
Chloroperlidae	0,09		0,92		0,72	1,45		1,75	0,87	1,12						
Leuctridae			0,77	4,74	4	4,28	6,19	6,21	9,62	6,22	20	2,15	1,76	1,76	0,56	
Nemouridae	2,38		10,57	11,61	9,03	11,54	7,05	5,6	6,07	5,71	2,16					
Perlidae	2,11	0,25	3,06	0,71	0,62	0,38	1,46	0,79	0,87	1,43	2,16	4,75	1,92			
Perlodidae	1,1	0,75	3,52	1,18	1,54	3,59	3,18	2,8	5,37	6,22	2,7	1,53	0,64			
Trichoptera																
Brachycentridae	0,09					0,15										
Glossosomatidae			0,77	0,24		0,38	0,26	0,7	0,35							
Goeridae	0,09								0,17							

Tablo 4.2. Devamı...

Taxon	Örnekleme İstasyonu															
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
Hydropsychidae	10,91	2,59	5,05	3,55	9,33	7,79	5,85	7,26	7,97	6,12	5,95	6,9	3,68	13,23	3,16	0,51
Lepidostomatidae					0,31											
Limnephilidae				0,24					0,69							0,34
Philopotamidae						0,23										
Rhyacophilidae	3,94	1,17	3,52	2,37	3,59	3,36	2,49	2,8	4,16	6,33		2,61	2,08	0,55		
Sericostomatidae							0,26	0,09	0,09							
Coleoptera																
Dytiscidae			1,07	0,71	0,21		0,26		0,35					0,11	1,47	
Elmidae	0,27	2,75	2,14	0,12	0,21	0,31	0,95	2,45	1,65	2,35	1,62					
Gyrinidae													0,32			
Hydraenidae			0,15	0,71	0,1	0,53		1,75		4,29						
Odonata																
Gomphidae												0,77	0,64	0,55		0,1
Lepidoptera																
Geometridae							0,09									
MALACOSTRACA																
Amphipoda																
Gammaridae	0,27	1,58	3,83	5,09	0,1	1,68	1,55	14	6,41	5,82	1,08				3,73	0,31
HIRUDINEA																
Hirudinea		0,92			0,21							0,15				1,42
OLIGOCHAETA																
Oligochaeta							0,09									10,38

İstasyonlarda tespit edilen taksonların 38'i Insecta sınıfına aittir (7 takım: Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata ve Lepidoptera). En çok taksona sahip olan takım (13 familya ile) Diptera olmuştur. Bunu 9 taksonlu Trichoptera ve her biri 5'er takson içeren Ephemeroptera ve Plecoptera ve 4 takson içeren Coleoptera izlemiştir. Her birinde sadece 1'er takson bulunan Odonata ve Lepidoptera en az taksona sahiptir. İstasyonda kaydedilen diğer 3 takson Amphipoda'dan 1, Hirudinea'dan 1 ve Oligochaeta'dan 1 takson içermektedir (Grafik 4. 7.).



Grafik 4.7 Taksonların takımlara göre dağılımı

Tablo 4.3 örnekleme istasyonlarında kaydedilen makroomurgasız takımlarının ve sınıflarının (%) baskınlık değerini göstermektedir. Fiziksel özellikleri ve sedimanları (akarsu yatağı) benzerlik gösteren örnekleme istasyonlarında aynı makroomurgasız gruplarının baskın olduğu sonucu gözlenmektedir.

Tablo 4.3 Örnekleme istasyonlarında bulunan makroomurgasızların sınıf ve takım olarak dağılım ve (%) baskınlık değerleri

Takson	Örnekleme İstasyonu															
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
Diptera	21,17	35,61	7,96	21,56	21,03	26,89	20,64	18,55	10,92	11,22	21,61	12,12	19,04	53,03	40,11	59,51
Ephemeroptera	57,56	54,38	56,66	47,16	49,03	37,43	49,7	35,26	44,45	43,16	42,7	69,02	69,92	30,76	50,62	27,77
Plecoptera	5,68	1	18,84	18,25	15,9	21,24	17,88	17,15	22,79	20,71	27,03	8,44	4,32	1,76	0,56	
Trichoptera	15,03	3,75	9,34	6,4	13,23	11,92	8,86	10,85	13,43	12,45	5,95	9,51	5,76	13,78	3,5	0,51
Coleoptera	0,27	2,75	3,37	1,54	0,51	0,84	1,2	4,2	1,99	6,63	1,62		0,32	0,11	1,47	
Odonata												0,77	0,64	0,55		0,1
Lepidoptera							0,09									
Amphipoda	0,27	1,58	3,83	5,09	0,1	1,68	1,55	14	6,41	5,82	1,08				3,73	0,31
Hirudinea		0,92			0,21							0,15				1,42
Oligochaeta							0,09									10,38

Baskınlık analizinin sonuçlarına göre S3 ve S4 örnekleme istasyonlarının baskın taksonlar, takson tipleri ve makro-omurgasız birey sayısı bakımından benzer olduğu, S6, S7, S8 ve S9 örnekleme istasyonlarının da benzer alanlar olarak değerlendirilebileceği görülmüştür. Aynı şekilde S12 ve S13 ile S14 ve S16 örnekleme istasyonları da benzerlik göstermektedir.

Ephemeroptera, S13, S12, S1 ve S3 örnekleme istasyonlarında sırasıyla %69.92, %69.02, %57.56, %56.66 ile neredeyse tüm örnekleme istasyonlarında (S14 ve S16 örnekleme alanları hariç) en baskın grup olarak saptanmıştır. En baskın ikinci grup olarak Ephemeroptera takımına S14 (%30,76) ve S16 (%27,77) istasyonlarında rastlanmıştır (Tablo 4.3.).

Diptera, 10 örnekleme istasyonunda, S15, S2 ve S6 örnekleme istasyonlarında sırasıyla % 40.11, %35.61 ve %26.89'luk bir değerle en baskın ikinci grup olmuştur. Diptera S16 (%59.51) ve S14 (%53.03) istasyonlarında en baskın grup olmuştur. Bu takım S11 (%21.62) istasyonunda en baskın üçüncü grup, S10 (%11.22), S9 (%10.92) ve S3 (%7.96) istasyonlarında en baskın dördüncü grup olmuştur.

Plecoptera, 4 örnekleme istasyonunda en baskın olan ikinci grup, S11 (%27.3), S9 (%22.79), S10 (%20.71), S3 (%18.84) tür. Bu tür 5 istasyonda en baskın üçüncü grup ve 4 istasyonda en baskın dördüncü grup olmuştur (Tablo 4.3).

Trichoptera, %15.03, %13.78 ve %13.43 değerleri ile sırasıyla S1, S14 ve S9 örnekleme istasyonlarında, 8 istasyonda, en baskın üçüncü grup olmuştur. Trichoptera, S5 ve S6 örnekleme noktalarında sırasıyla %13.23 ve %11.29'luk bir değerle 6 istasyonda en baskın dördüncü grup olmuştur. (Tablo 4.3.)

Familya düzeyinde baskınlık analizi uyguladığımızda, Baetidae'nin S2, S12 ve S3 örnekleme istasyonlarında sahip olduğu sırasıyla %52.29, %51.69, %51.30'luk baskınlık değerleriyle neredeyse bütün istasyonlarda (S14 ve S16 örnekleme istasyonları dışında) en baskın takson sayısına sahip olduğu görülmüştür (Tablo 4.2.)

Simuliidae, S14 istasyonunda (% 35.28) en baskın taksondu ve bunu Baetidae (% 29) ve Chironomidae (% 16.1) izlemiştir. Simuliidae, S2, S6 ve S7 istasyonlarında sahip

olduğu %27.27, %22.54, %16.17'lik baskınlık değeriyle 5 istasyonda en baskın ikinci takson olmuştur. Bu familya 4 istasyondaki en baskın üçüncü takson olmuştur; S1 (%16.5), S15 (%12.43), S13 (%9.76), ve S12 (%7.06) (Tablo 4.2.).

Heptageniidae, 4 örnekleme istasyonunda, S13 (%20.8), S1 (%19.07), S12 (%16.87), S10 (%12,65), en baskın ikinci takson ve S7 (%15.22), S5 (%12.31), S9 (%9.53) ve S11 (%7.03) istasyonlarında en baskın üçüncü takson olarak tespit edilmiştir (Tablo 4. 2.).

Chironomidae, S16 örnekleme istasyonunda en baskın takson (%57.88) olarak tespit edilmiştir. Bunu Baetidae (%27.26) ve Oligochaeta (%10.38) taksonlarının takip ettiği görülmüştür. Chironomidae, S15'te en yaygın olan ikinci takson (%25.42) ve S14 (%16.1), S4 (%10.31), ve S2 (%6.26)'deki en yaygın üçüncü takson olmuştur (Tablo 4.2.).

4.2.1.2 Makroomurgasız tabanlı Shannon-Wiener çeşitlilik indeksleri

Karasu Deresi'nde bulunan istasyonların makroomurgasız tabanlı Shannon-Wiener Çeşitlilik İndeksi Tablo 4. 4.'de gösterilmiştir.

Çeşitlilik indeksinin en yüksek değeri Nisan 2020'de (2,512) S8 örnekleme istasyonunda kaydedilirken, en düşük çeşitlilik değeri Ekim 2019'da (0,24) S16 örnekleme istasyonunda kaydedilmiştir.

En yüksek ortalama çeşitlilik değerleri S10 örnekleme istasyonunda (2,223) ve hem S8 hem de S9 örnekleme noktalarında (2,182), en düşük ortalama çeşitlilik değeriyse S16 örnekleme istasyonunda (0,989) kaydedilmiştir (Tablo 4.4.).

Tablo 4.4 Örnekleme istasyonlarının bentik makroomurgasızlara dayalı Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi değerleri

Örnekleme Tarihi	Ağustos	Ekim	Şubat	Nisan	Ortalama
İstasyon	2019	2019	2020	2020	
S1	1,525	1,756	1,814	1,864	1,74
S2	1,463	1,053	1,589	1,668	1,443
S3	1,936		1,764	1,925	1,875
S4	2,245	1,673	1,997	2,097	2,003
S5	1,672	1,913	1,806	2,187	1,895
S6	1,755	1,801	2,214	2,23	2
S7	1,865	1,848	1,974	2,32	2,002
S8	1,801	2,235	2,18	2,512	2,182
S9	1,954	2,002	2,268	2,502	2,182
S10	1,983	2,14	2,314	2,453	2,223
S11	2,303	1,450	1,98	1,915	1,912
S12	1,943	0,858	1,526	1,859	1,547
S13	1,587	1,390	1,351	1,999	1,582
S14	1,335	1,285	1,204	1,3	1,281
S15	1,361	1,578	1,175	1,173	1,322
S16	1,068	0,24	1,311	1,338	0,989

4.2.1.3 Makroomurgasız tabanlı Simpson çeşitlilik indeksi değerleri

Karasu Deresi'ndeki istasyonların makroomurgasız tabanlı çeşitlilik indeksi değerleri Tablo 4.5' de gösterilmiştir.

Çeşitlilik indeksinin en yüksek değerleri S8 ve S9 örnekleme istasyonlarında Nisan ayında (0,897) kaydedilirken, en düşük değerleri S16 örnekleme istasyonunda Ekim 2019'da (0,095) kaydedilmiştir. En yüksek ortalama çeşitlilik değeri S10 örnekleme istasyonunda (0,839) ve S8 örnekleme istasyonunda (0,494) olarak kaydedilmiştir (Tablo 4.5.).

Tablo 4.5 İstasyonların bentik makroomurgasızlara dayalı Simpson Çeşitlilik İndeksi Değerleri

Örnekleme Tarihi	Ağustos	Ekim	Şubat	Nisan	Ortalama
İstasyon	2019	2019	2020	2020	
S1	0,682	0,76	0,749	0,736	0,732
S2	0,657	0,44	0,682	0,717	0,624
S3	0,744		0,65	0,711	0,702
S4	0,868	0,724	0,788	0,783	0,791
S5	0,757	0,823	0,708	0,831	0,780
S6	0,76	0,762	0,866	0,855	0,811
S7	0,767	0,77	0,815	0,848	0,8
S8	0,742	0,824	0,852	0,897	0,829
S9	0,774	0,735	0,868	0,897	0,819
S10	0,788	0,8	0,873	0,894	0,839
S11	0,864	0,648	0,823	0,78	0,779
S12	0,819	0,384	0,682	0,804	0,672
S13	0,67	0,611	0,644	0,834	0,69
S14	0,558	0,636	0,642	0,61	0,612
S15	0,677	0,729	0,506	0,596	0,627
S16	0,528	0,095	0,682	0,671	0,494

4.2.2 Biyolojik Bulgular

4.2.2.1 Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (İspanyol versiyonu) bulguları

Çalışılan istasyonların BMWP (İspanyol version) indeks değerleri Tablo 4.6.'da gösterilmiştir.

En yüksek BMWP indeksi değeri Şubat 2020'de S9 örnekleme istasyonunda (125) kaydedilirken, en düşük BMWP indeksi değeri Ekim 2019'da S16 örnekleme istasyonunda (18) kaydedilmiştir.

En yüksek ortalama BMWP değeri S9 örnekleme istasyonunda (127) kaydedilirken, en düşük BMWP değeri S16 örnekleme istasyonunda (29) kaydedilmiştir; (Tablo 4.6.).

Tablo 4.6 İstasyonların, bentik makroomurgasızlar açısından İspanyol BMWP değerleri

Örnekleme tarihi	Ağustos 2019		Ekim 2019		Şubat 2020		Nisan 2020		Ortalama	
İstasyon	Skor	Sınıf	Skor	Sınıf	Skor	Sınıf	Sınıf	Skor	Skor	Sınıf
S1	106	I	110	I	106	I	120	I	110	I
S2	82	II	89	II	96	II	82	II	87	II
S3	106	I			121	I	117	I	114	I
S4	90	II	87	II	96	II	112	I	96	II
S5	79	II	86	II	99	II	121	I	96	II
S6	102	I	100	II	103	I	111	I	104	I
S7	122	I	93	II	93	II	137	I	111	I
S8	107	I	119	I	100	II	123	I	112	I
S9	122	I	120	I	125	I	144	I	127	I
S10	71	II	88	II	85	II	90	II	83	II
S11	96	II	45	III	76	II	91	II	77	II
S12	73	II	43	III	92	II	99	II	76	II
S13	72	II	79	II	56	III	75	II	70	II
S14	57	III	50	III	37	III	62	II	51	III
S15	37	III	40	III	47	III	51	III	43	III
S16	39	III	18	IV	25	IV	34	IV	29	IV

BMWP'nin İspanyol versiyonuna göre örnekleme istasyonlarının çoğunluğu etkilenmemiş (kirlenmemiş), (I. kalite su sınıfına sahip) veya çok az etkilenmiş (II. kalite su sınıfına sahip) olarak belirlenmiştir. Bununla birlikte, S11 ve S12 örnekleme istasyonları (Ekim 2019'da) orta derecede etkilenmiş (orta derecede kirlenmiş) (su kalitesi sınıfı III) olarak belirlenmiştir. Orta derecede etkilenen (su kalitesi sınıfı III) istasyonlar olarak sınıflandırılan diğer istasyonlar, Şubat 2020'de S13 istasyonu, Ağustos, Ekim 2019 ve Şubat 2020'de S14 istasyonu, tüm örnekleme tarihlerinde S15 istasyonu ve Ağustos 2019'da S16 istasyonudur. İspanyol BMWP'ye göre, Ekim 2019 ve Şubat, Nisan 2020' da kirlenmiş (etkilenmiş) (IV. seviye su kalitesine sahip) olarak sınıflandırılan S16 örnekleme istasyonu bu şekilde sınıflandırılan tek alan olmuştur.

4.2.2.2 Takson Başına Ortalama Skor İndeksi Bulguları

Karasu Deresi'nde bulunan istasyonların ASPT indeksleri Tablo 4.7.'de gösterilmiştir. En yüksek ASPT indeksi değerleri Ağustos 2019'da S10 örnekleme istasyonunda (7,89) kaydedilirken, en düşük ASPT indeks değeri S16 örnekleme istasyonunda Şubat 2020'de (3.57) kaydedilmiştir.

En yüksek ortalama ASPT değeri S6 örnekleme istasyonunda (7,34), en düşük ortalama ASPT değeri S16 örnekleme istasyonunda (3,82) kaydedilmiştir (Tablo 4. 7.)

Tablo 4.7 İstasyonların bentik makroomurgasızlara dayalı ASPT İndeksi Değerleri

Örnekleme Tarihi	Ağustos 2019		Ekim 2019		Şubat 2020		Nisan 2020		Ortalama	
	İstasyon	Skor	Sınıf	Skor	Sınıf	Skor	Sınıf	Skor	Sınıf	Skor
S1	6,63	I	7,33	I	6,63	I	6,67	I	6,81	I
S2	5,86	II	5,93	II	6	II	5,86	II	5,91	II
S3	7,07	I			6,37	I	6,5	I	6,64	I
S4	6,43	I	6,21	I	6,86	I	6,59	I	6,52	I
S5	6,08	I	6,62	I	7,07	I	6,37	I	6,53	I
S6	7,85	I	7,69	I	6,87	I	6,94	I	7,34	I
S7	7,18	I	6,2	I	6,64	I	6,85	I	6,72	I
S8	7,64	I	7	I	7,142	I	7,24	I	7,26	I
S9	7,18	I	7,5	I	6,94	I	6,86	I	7,12	I
S10	7,89	I	7,33	I	7,08	I	6,92	I	7,31	I
S11	6,86	I	6,43	I	7,6	I	6,5	I	6,85	I
S12	7,3	I	6,14	I	6,57	I	7,07	I	6,77	I
S13	6,55	I	6,58	I	6,22	I	6,25	I	6,4	I
S14	5,7	II	5,56	II	5,29	II	6,2	I	5,69	II
S15	5,29	II	5	III	5,22	II	5,1	II	5,15	II
S16	4,33	III	3,6	IV	3,57	IV	3,78	IV	3,82	IV

ASPT İndeksi' ne göre, örnekleme istasyonlarının çoğu kirlenmemiş (I. kalite su sınıfına sahip) veya hafif kirlenmiş (II. kalite su sınıfına sahip) alanlar olarak sınıflandırılmıştır. Buna karşın, S15 alanı (Ekim 2019'da) ve S16 alanı (Ağustos 2019'da) (III. kalite su sınıfına sahip) orta derecede kirli alan olarak sınıflandırılmıştır. S16 örnekleme istasyonu, Ekim 2019, Şubat, Nisan 2020'de aşırı derecede kirlenmiş (IV. kalite su sınıfına sahip) olarak sınıflandırılan tek alan olmuştur.

4.2.2.3 Toplam Takson Zenginlik İndeksi

Örnekleme istasyonlarındaki Toplam Takson Zenginlik İndeksi Tablo 4.8.'de gösterilmiştir.

En yüksek takson zenginliği değeri 25 familya ile S3, S4 ve S9 örnekleme istasyonlarında kaydedilirken en düşük takson zenginlik indeks değeri 11 familyayla S16 örnekleme noktasında kaydedilmiştir.

4.2.2.4 EPT Takson Zenginlik Değeri

Çalışmamızda belirlenen örnekleme istasyonlarındaki EPT Takson Zenginlik indeks değerleri Tablo 4.8.'de gösterilmiştir.

EPT Takson Zenginlik İndeksinin toplam değerleri (EPT Takson sayıları) 4 ile 13 arasında değişmiştir. En düşük EPT takson sayısı 4 familya ile S16 örnekleme istasyonunda kaydedilirken en yüksek EPT Takson değeri 15 familyayla S9 örnekleme noktasında kaydedilmiştir.

4.2.2.5 EP Takson Zenginlik İndeksi

Örnekleme noktalarındaki EP Takson Zenginlik İndeksi değerleri Tablo 4. 8'de gösterilmiştir.

EP Takson Zenginlik İndeksi'nin (yani EP Taksa sayılarının) toplam değeri 3 ile 9 arasında değişmektedir. En düşük EP taksa sayısı 3 familya ile S16 örnekleme noktasında kaydedilirken, en yüksek EP Taksa sayısı 9 familya ile S3 ve S9 noktalarında kaydedilmiştir.

4.2.2.6 %EPT İndeksi

Karasu Deresi'ndeki ve Gökırmak Nehri'ndeki örnekleme istasyonlarında bulunan %EPT İndeks değeri Tablo 4.8.'de gösterilmiştir.

En düşük %EPT İndeksi değerleri sırasıyla %28.28, %46.31 ve %54.69 olarak S16, S14 ve S15 örnekleme noktalarında kaydedilmiştir. Buna karşın, en yüksek %EPT İndeksi değerleri sırasıyla %86.96, %84.84 ve %80.68 olarak S12, S3 ve S9 örnekleme noktalarında kaydedilmiştir.

S12 örnekleme istasyonundaki beklenmedik yüksek %EPT indeks değeri, çoğu örnekleme istasyonunda en baskın tür olan ve nispeten kirliliğe toleranslı Baetidae familyasından çok sayıda bireyin varlığından (51,6) kaynaklanmıştır.

Tablo 4.8 Bentik makroomurgasızların Toplam Takson, EPT Takson, EP Taksonu, %EPT İndeksi toplam değerleri

Metrik	Toplam Takson Sayısı	EPT Takson	EP Taxa	%EPT İndeksi
İstasyon				
S1	24	12	8	%78,28
S2	17	7	5	%59,13
S3	25	12	9	%84,84
S4	25	12	8	%71,8
S5	24	11	8	%78,15
S6	21	12	7	%70,59
S7	23	11	7	%76,44
S8	22	12	8	%63,25
S9	25	15	9	%80,68
S10	17	9	7	%76,33
S11	18	9	8	%76,76
S12	16	9	7	%86,96
S13	15	9	7	%80
S14	12	6	4	%46,31
S15	12	6	4	%54,69
S16	11	4	3	%28,28

5. TARTIŞMA

5.1 Fiziksel Değerlendirme

Bu alışma Karasu Deresi'nin su kalitesinin değerlendirmek amacıyla fiziksel ve biyolojik parametreler kullanılarak Ağustos 2019 ve Nisan 2020 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla Karasu Deresi üzerinden 15 ve Gökırmak Nehri'nden 1 örnekleme istasyonu belirlenerek; bu istasyonlardaki suyun fiziksel parametreleri sahada ölçülmüş, bentik makroomurgasız rnemleri (biyolojik parametreler) alınarak sonrasında teşhisi yapılmak üzere laboratuvara gtrlmştir.

Barlas ve Kiriş (2004) ve Erdinç (2010)'e göre, suda meydana gelen biyokimyasal reaksiyonların oranı su sıcaklığından etkilenmekte; su sıcaklığındaki herhangi bir artışı sucul canlıların biyolojik ve fizyolojik faaliyetlerinde bir artış takip etmektedir. Bundan dolayı su sıcaklığı, sucul ortamlarda yaşayan sucul canlıların üremelerini, büyümelerini ve metabolizmalarını etkilemektedir. Barlas ve Kiriş (2004), ayrıca çeşitli ekolojik faktörlerin (atmosferik koşullar, iklim, rakım, akarsu eğimi, akarsu yatağı yapısı ve genişlemesi, debi ve bitki örtüsü) akarsudaki farklı su sıcaklıklarının sebebi olduğunu belirtmişlerdir. Atay ve Pulatsü (2000), suda meydana gelen biyokimyasal olayların su sıcaklığından etkilendiğini teyit etmişler ve su sıcaklığında meydana gelen 10 C'lik artışın suda meydana gelen biyokimyasal reaksiyonlarda bir artışa yol açtığını belirtmişlerdir. Atay ve Pulatsü aynı zamanda 30 C su sıcaklığında yaşayan yenilebilir sucul canlıların, 20 C sıcaklıkta yaşayanlara oranla iki kat daha fazla çözünmüş oksijene gereksinim duyduğunu belirtmişlerdir. Akarsuyun veya nehrin özellikleri kaynaktan (yukarı yönde) ağıza (aşağı yönde) doğru yaptığı yolculuk sırasında değişmektedir. Örneğin, su sıcaklığı kaynakta ağızda olduğundan daha soğuktur; ayrıca su daha temizdir, daha yüksek oksijen seviyelerine sahiptir ve burada alabalık gibi tatlısu balıklarına rastlanmıştır. Akarsuyun ortalarına doğru tür çeşitliliği gibi genişlik de artmaktadır. Burada çok sayıda sucul yeşil bitki ve yosun bulunabilir. Akarsuyun ağız kısmına yaklaştığı su, akışın yukarısında kalan kısımdan taşıdığı tortularla (alüvyon) bulanıklaşır ve suya nüfuz eden ışık miktarının azalmasına sebep olur. Işığın daha az olması sebebiyle flora çeşitliliği de azdır, düşük oksijen

seviyelerinden dolayı yayın balığı ve sazan balığı gibi daha az oksijene ihtiyaç duyan balıklara rastlanabilir (Speight, 2019). Çalışma sonuçlarımız bu bulguları destekler niteliktedir; en düşük su sıcaklığı şubat ayında S1 istasyonunda 5 °C olarak kaydedilirken en yüksek su sıcaklığı ağustos ayında S16 istasyonunda (9,7 °C) kaydedilmiştir. Ağustos ayında en düşük ve en yüksek su sıcaklıkları S1 ve S11 istasyonlarında sırasıyla 13 °C ve 21,9 °C olarak kaydedilmiştir. İstasyonlar arasındaki su sıcaklıklarını karşılaştırdığımızda, en düşük su sıcaklıklarının akış kaynağına en yakın istasyonda, yani Şubat 2020’de S1’de (5 °C), S2, S3 ve S4’ de (5,5 °C) kaydedilirken su sıcaklıklarının derenin kaynağından uzaklaştıkça arttığı görülmüştür. Su sıcaklığının Ağustos 2019’da S11’de (21,9 °C), S13 ve S16’da (20 °C) olduğu kaydedilmiştir. En düşük ortalama su sıcaklığı S1 ve S3 örnekleme noktalarında (8,4 °C) kaydedilirken en yüksek ortalama su sıcaklığıysa S16 örnekleme noktasında (14,3 °C) kaydedilmiştir (Grafik 4.1.).

pH, sudaki hidrojen iyonlarının konsantrasyonunu belirtmek için kullanılan ölçü birimidir; bu ölçek, su bazlı bir çözeltinin ne kadar asidik veya bazik olduğunu belirtir. Suyun pH’ı 0-14 arasında bir değer alabilir; bu değer 0 ile 6,9 arasında olması asidik değerleri (yüksek hidrojen iyonu konsantrasyonları) ve 7,1 ile 14 arasında olması alkalik değerlerini (düşük hidrojen iyonu konsantrasyonları) ve 7 olması nötr değerde olduğunu gösterir.

Suda çözülmüş serbest CO₂, asidik maddeler, karbonat, bikarbonat konsantrasyonları suyun pH’ını etkiler; bu maddeler doğal su kaynaklarının en önemli pH tamponları olarak kabul edilir. Sudaki algler, fitoplanktonlar ve diğer su bitkileri fotosentez sırasında çözülmüş CO₂ kullandıkları için suyun pH’ı gün içinde artarken geceleri düşer. Kirli suyun pH değerleri çok fazla değişkenlik gösterir. Su pH’ı doğal su ekosistemlerindeki biyokimyasal olaylar için en önemli faktör olmuştur (Atay ve Pulatsü, 2000).

Sudaki organik maddenin ayrışmasının artması pH değerlerini düşüren asidik CO₂ salgılar, bu salınım bazen pH’ın su canlıları için hayati risk oluşturan tehlikeli seviyelere (4’ün altı) ulaşabilir.

Sudaki düşük pH seviyelerinden ilk etkilenen canlılar bentik makroomurgasızlardır. Bununla birlikte, doğal su ekosistemlerinin neredeyse tamamı karbon ve bikarbonat iyonları içerir; bu iyonlar, suyun pH'ını arttırmak için tampon görevi gören hafif alkalın özelliklere sahiptirler (Yorulmaz, 2000; Yılmaz, 2016; Ertaş, 2019).

Bu çalışmada yapılan pH ölçümlerinde istasyonlar arasında ciddi değişikliklere ve farklara rastlanmamış ve ölçümler Yorulmaz, Yılmaz ve Ertaş tarafından yapılan araştırmada erişilen bulguları destekler nitelikte olmuştur. Ağustos 2019'da S14 örnekleme noktasında ölçülen yüksek pH değeri dışında (11), çoğu istasyonun pH değeri 7,7 (Ağustos 2019'da S16 istasyonu) ve 9,9 (Ağustos 2019'da S13 istasyonu) arasında olmuştur. Çalışmamızdan elde edilen ortalama pH değerlerine göre, en yüksek ortalama pH değeri S8, S11 ve S14 örnekleme noktalarında (8,9) belirlenirken, en düşük ortalama pH değeri S16 örnekleme noktasında (7,9) kaydedilmiştir (Grafik 4.5.). Bu sonuçlar Karasu Deresi'nin alkalın özelliklere sahip olduğunu göstermektedir.

Daha önce de bahsedildiği gibi, yeryüzündeki doğal su kaynaklarının neredeyse hepsinin çözünmüş oksijenlerinin ana kaynağı atmosfer ve su bitkilerinin yaptığı fotosentez olmuştur.

Sudaki atmosferik oksijenin çözünürlüğü çevresel faktörlerden (atmosfer basıncı, su sıcaklığı, tuzluluk ve sudaki biyokimyasal olaylar) etkilenir (Egemen ve Sunlu, 1996). Göksu (2003)'ya göre, tatlı su habitatındaki en düşük çözünmüş oksijen miktarı, yaklaşık 5.0 mg/L'dir. Sıcaklıktaki artışın baskıyı ve su yoğunluğunu arttırması, doğal su habitatlarına deşarj edilen atık suyun bu ortamlarda sebep olduğu kirlilik, artan su iletkenliği ile fazlalaşan miktarda suda çözünmüş maddeler, sudaki çözünmüş CO₂ miktarındaki artış gibi bazı faktörler doğal su kaynaklarındaki çözünmüş oksijen miktarının azalmasına sebep olur.

Oksijen seviyesi az olan bir suda yaşayan su organizmaları stres altına girer bu durum, ölmelerine veya bölgeyi terk etmelerine sebep olur (Yorulmaz, 2000; Yılmaz, 2016).

Çalışmamıza göre, Karasu Deresi çözünmüş oksijen açısından zengindir ve derenin değerleri mevsimsel ve çevresel şartlardan etkilenmiştir. Ağustos 2019'da S16

istasyonunda 7,45 mg O₂/L olarak ölçülen değer, akarsu kaynağına en yakın olan istasyonlarda (S1, S3 istasyonları) Şubat 2020'de 12,8 ve 12,65 mg O₂/L olarak ölçülmüştür. En düşük ve en yüksek seviyedeki çözünmüş oksijen değerleri sırasıyla 8 ve 11,76 mg O₂/L olarak S16 ve S1 örnekleme noktalarında ölçülmüştür (Grafik 4. 2.). S1, S2, S3 ve S4 istasyonlarındaki yüksek çözünmüş oksijen seviyeleri, atmosferden suyun daha iyi oksijenasyonuna (havalanmasına) imkân sağlayan, bir noktadan diğer noktaya daha hızlı ve güçlü bir akışa yol açan yüksek irtifadan kaynaklanmaktadır. Tanyolaç (2000, 2004), Malard ve Hervant (1999) yeraltındaki su ortamlarını (akiferleri) mevcut oksijeni azalmış olan hipoksik veya zayıf oksijenli veya az oksijenli olarak tanımlamışlardır. Bununla birlikte, akan yeraltı suyu yüzeye ulaşır akıntılara deşarj olurken, atmosferden gelen oksijenle doyunlaşmıştır. Ayrıca, hızlı akan akarsular daha iyi havalandırıldıklarından, genellikle (düşük seviyede çözünmüş oksijene sahip) yavaş akışlı akarsulardan daha yüksek çözünmüş oksijen değerlerine sahiptirler.

S13, S14, S15 ve S16 istasyonlarında nispeten daha az olan çözünmüş oksijen içeriği, bu alanlardaki çöplerden, yapılan geniş çaplı tarım ve hayvancılık faaliyetlerinden, gübre kullanımı ve hayvansal atıkların birikiminden ve bu alanların yakınlarında bulunan su ve atık su deşarj kanallarının akarsuya sızması veya dökülmesi sonucunda organik kirliliğe yol açarak özellikle sıcaklığın yüksek olduğu aylarda çözünmüş oksijen içeriğinin azalmasına sebep olmasıyla açıklanabilir.

Simic (1996), Barlas vd. (2001), Kara ve Çömlekçioğlu (2004), Kalyoncu vd. (2005), Uyanık vd. (2005), Kalyoncu ve Zeybek (2010) ve Ertaş (2019) tarafından yapılan benzer çalışmalarda araştırmacılar, tarımsal, endüstriyel ve evsel atıkların sebep olduğu yoğun kirlilik tehdidiyle karşı karşıya kalan akarsu bölgelerinin oksijen seviyelerinin beklenildiği gibi düşük seviyelerde olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmamız bu bulguyu destekler niteliktedir. Sonuç olarak, bazı alanlardaki çözünmüş oksijen içeriği düşük olsa da Karasu Deresi'nin çözünmüş oksijen bakımından genel olarak zengin olduğu sonucuna varılabilir.

Höll (1979)'e göre, suyun elektriksel iletkenliği, suda çözünen katıların (tuzlar, çözünür maddeler) toplam miktarını ölçer. Elektriksel iletkenlik birimi μS 'dir. Suyun

elektriksel iletkenliği hem jeolojik hem de dış faktörlerden etkilenir; Höll ayrıca su sıcaklığı ve tuzluluk arttıkça elektriksel iletkenliğin de artacağını ifade etmiştir. Mutluay ve Demirak (1996)'a göre, doğal su kütleleri, yüksek oranda seyreltilmiş tuzlu özellikleri nedeniyle elektrik iletkenlikleri. Karasu Deresi'nde yaptığımız elektriksel iletkenlik ölçümleri, ilk 7 istasyonun en düşük elektriksel iletkenliğe sahip olduğunu göstermiştir (S7 istasyonunda 637,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Bu değerin sebebi büyük olasılıkla sudaki çözünmüş tuzların ve mineral maddelerin etkisinden dolayı olmuştur (Grafik 4.4.). İyon değişim hızı su sıcaklığından etkilenir; yani su sıcaklığı arttıkça, su çözünlüğü artar ve akabinde iletkenliği de artar. Kalyoncu vd. (2005), tarafından Aksu Çayı'nın su kalitesini değerlendirmek amacıyla yapılan bir çalışmada en yüksek ortalama elektriksel iletkenlik değerinin akarsudaki en yüksek derecede kirlenmiş olan örnekleme noktasında kaydedildiği görülmüştür. Das vd. (2006) ile Taşdemir ve Göksu (2001)'ya göre, elektriksel iletkenlik toplam TDS (toplam çözülmüş katı madde) miktarının açık bir göstergesidir ve bu sebeple su kirliliğinin bir göstergesi olarak düşünülebilir. Benzer şekilde, Karasu Deresi'ndeki en yüksek elektriksel iletkenlik değerleri, derenin diğer kısımlarına kıyasla yüksek derecede kirlenmiş istasyonlarında kaydedilmiştir. Ölçülen değerler: S14 istasyonunda 704,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, S15 709,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve Gökırmak Nehri'ndeki S16 istasyonunda 709,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. Buradan hareketle, Karasu Deresi'nden elde ettiğimiz sonuçlar bahsedilen çalışmaların sonuçlarını destekler niteliktedir.

5.2 Biyolojik (Bentik Makroomurgasız) Değerlendirmesi

Ağustos 2019 ve Nisan 2020 tarihleri arasında Karasu Deresi üzerinde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'ndeki 1 örnekleme istasyonunda gerçekleştirilen çalışmamızda suyun kalitesini değerlendirmek ve sudaki bentik makroomurgasız topluluk yapısını belirlemek için 14748 makrozoobentik canlı incelenmiştir. İncelenen bireyler 4 gruba (Insecta, Malacostraca, Hirudinea, Oligochaeta) dahil toplam 41 taksona (familyaya) aittir. Taksonların çoğunluğunun temsil ettiği sınıf Insecta'dır. Farklı çalışmalarda da benzer sonuçlar görülmüştür. Girgin ve Kazancı (1994) tarafından Ankara Çayı'nda ve kollarında yapılan çalışmalarda, Dügel (1995)'in Yuvarlak Çay'da yaptığı çalışmada, Zamora-Munoz ve Alba-Tercedor (1996)'un organik olarak kirlenmiş bir akarsuda yaptığı çalışmada, İmamoğlu (2000)'nun Dipsiz-Çine Çayı'nda yaptığı

çalışmada, Kiriş (2003)'in Akçay Deresi'nde gerçekleştirdiği çalışmada, Yorulmaz vd., (2003) tarafından Dalaman Çayı'nda gerçekleştirilen çalışmada, Kalyoncu vd., (2005) tarafından Aksu Çayı'nda gerçekleştirilen çalışmada, Kazancı vd., (2015) tarafından Çoruh Çayı'nda gerçekleştirilen çalışmada, Yorulmaz vd., (2015) tarafından Eşen Çayı'nda gerçekleştirilen çalışmada, Yılmaz (2016)'ın Namnam Çay'ında gerçekleştirdiği çalışmada, Zeybek (2017)'in Kargı Çay'ında gerçekleştirdiği çalışmada ve Ertaş(2019)'ın Balaban Çayı'nda gerçekleştirdiği çalışmada bentik makroomurgasızlar arasında en çok taksonu içeren grubun (sınıfın) Insecta olduğu tespit edilmiştir.

Karasu Deresi'nin bentik makroomurgasız canlıların dağılımına ve baskınlığına göre değerlendirdiğimizde, Ephemeroptera'nın neredeyse bütün istasyonlarda en baskın tür olduğu, Odonata, Lepidoptera, Oligochaeta ve Hirudinea türünün ise en zayıf baskınlıkta olduğu görülmüştür. Ephemeroptera, Diptera ve Trichoptera taksonları örnekleme istasyonlarının hepsinde tespit edilmişlerdir.

Daha önce de bahsedildiği üzere, Ephemeroptera grubu en fazla birey sayısına sahip olan bentik makroomurgasız taksonudur. Bu grup Karasu Deresi'nde S2 noktasında 652 birey, S1 noktasında 628 birey, S8 noktasında 578 birey olmak üzere toplamda 6899 bireyle temsil edilmiştir.

Karasu Deresi'ndeki S11 istasyonunda 40 birey ve Gökırmak Nehri'ndeki S16 istasyonunda bulunan 585 birey sayısı ile çalışmamızda en çok bulunan ikinci bentik makroomurgasız grubu Diptera grubu olmuştur. Tüm istasyonlardan toplanan toplam Diptera sayısı 3796'dır.

Toplam 1807 birey sayısı ile çalışmamızda en bol bulunan üçüncü grubu oluşturan grup Plecoptera grubu olmuştur. Plecoptera'ya ait 278 birey S6 örnekleme istasyonundan toplanırken, S15 istasyonundan sadece 5 birey toplanabilmiştir; S16 istasyonunda ise Plecoptera takımına ait örneğe rastlanamamıştır.

Plafkin vd. (1989), Barber vd. (2007) ve Vilenica vd. (2016), Baetidae'ye ait olanlar dışındaki bütün Ephemeroptera türlerinin kirlenmemiş su habitatlarında, öncelikli olarak kaynakların yakınlarında bulduklarını belirtmişlerdir. Öte yandan, Alba-

Tercedor (1990) ve Ertaş (2019) Baetidae familyasının bireylerinin kirlenmemiş alanlardan, orta derecede veya aşırı derecede kirlenmiş alanlara kadar tüm tatlısu habitatlarında bulunabileceğini belirtmiştir. Çalışmamızda belirlediğimiz her istasyondan Baetidae familyasına ait örnek toplanmış ve Baetidae familyası, Ephemeroptera takımının en toleranslı familyası olarak kabul edilmiştir. Buna göre çalışmamız yukarıda bahsedilen sonuçları destekler nitelikte olmuştur.

Diptera türleri genellikle kozmopolit bir dağılıma sahiptir; temiz akarsulardan kirli akarsulara kadar çeşitli (Stribling vd., 1998; Zeybek vd., 2014) akarsu tiplerinde Dipteralara rastlanmıştır. Buna ek olarak, Plafkin vd. (1989), Oligochaeta'ların genellikle kirli akarsularda bulduklarını ve düşük seviyelerde çözülmüş oksijen miktarına toleranslı olduğunu iddia etmektedir. Çalışmamızın sonuçları önceki çalışmaları ve ileri sürülen fikirleri doğrulamaktadır (Tablo 4.3.).

Meyer (1987), Metcalfe (1989), DeWalt vd. (2012) ve Ertaş (2019) tarafından yapılan çalışmalara göre, araştırmacılar Plecoptera türlerinin kirliliğe hassas (toleranssız) olarak tanımlamışlardır. Sayıları ve çeşitlilikleri kirlilik arttıkça azalmaktadır. Genellikle kirlenmemiş habitatlarda yaşarlar. Çalışmamıza göre, Plecoptera'ya ait en az sayıda bireye S15, S2 ve S14 örnekleme istasyonlarında rastlanmıştır (sırasıyla 5, 12 ve 16 birey). S16 istasyonunda hiçbir Plecoptera örneğine rastlanamamıştır. Bu bölgelerin çevredeki tarım ve hayvancılık faaliyetlerinden, Karasu Deresi'ne deşarj edilen veya sızan gübre, su ve atıksulardan (lağimsuyu) dolayısıyla kirlilik baskısı altında olduğu sonucuna varılabilir.

Fernandez-Diaz (2003) ve Zeybek vd. (2014), ne göre hem sıhhi hem de çevresel olarak iyi su kalitesinin korunması, biyolojik çeşitlilik korunmadan gerçekleştirilemez. Makroomurgasız familyalarında çeşitlilik olup olmadığını araştırmak için çalışmamızda her istasyonda farklı mevsimlerde Shannon-Wiener ve Simpson çeşitlilik indeksleri hesaplanmıştır. Sonuçların hepsinde olmasa da çoğunda en yüksek çeşitlilik değerinin ilkbaharda ve/veya kışın kaydedildiği ve en düşük çeşitlilik değerinin yazın ve/veya sonbaharda kaydedildiği görülmüştür. Bununla birlikte S11, S12, S14, S15 örnekleme istasyonlarındaki çeşitlilik indeksi değerlerindeki dalgalanmalar gözlemlenmiştir. Bu sonuçlar, büyük olasılıkla sulama istasyonlarından

gelen sulama suyunun bu istasyonlardaki tarımsal faaliyetler için yoğun kullanımına atfedilebilir niteliktedir. Ertaş (2019), İzmir’deki Balaban Göleti’nde yaptığı çalışmada benzer sonuçlar elde etmiştir. İstasyonlar arasındaki makroomurgasız çeşitliliğini karşılaştırdığımızda en yüksek ortalama çeşitlilik değerlerinin S6, S7, S8, S9 ve S10 istasyonlarında kaydedildiği, en düşük ortalama değerlerininse S14, S15 ve S16 istasyonlarında kaydedildiği görülmüştür (Tablo 5.1.). Çeşitlilik ölçülerini kullanmak topluluk yapısını tanımlamak için faydalı bir yöntem olsa da su kütlelerinin kirlilik seviyelerini belirlemede fayda sağlamazlar (Zeybek vd., 2014), Karasu Deresi’ndeki yüksek çeşitlilik değerleri, akarsuyun yüksek su kalitesine ve daha az insan müdahalesine maruz kalmasına atfedilebilir. Buna karşın, S14, S15 ve S16 adlı istasyonlardaki düşük çeşitlilik değeri antropojenik aktivitelerden kaynaklanan su kirliliğine (bozulmasına) bağlanmaktadır. Zeybek (2017)’e göre yüksek biyolojik çeşitliliğe sahip alanlar daha iyi durumdadır ve daha az bozulma gösterirlerken, düşük biyolojik çeşitliliğe sahip bölgeler genellikle daha fazla bozulmaya işaret etmiştir. Bazı araştırmacılar çeşitlilik indeksinin düşük ve orta düzeyde kirliliğe duyarlılığı konusunda şüpheli olsalar da çeşitlilik değerlerinin çalışmamızdaki bazı kirlilik parametreleriyle uyumlu olduğu düşünülmektedir.

Akarsularda biyometrik izleme için biyotik indekslerin ilk kullanımı ve gelişimi Avrupa’da ve sonrasında ABD’de gerçekleşmiştir (Richardson, 1928; Woodiwiss, 1964). Biyotik indeksleri geliştirmek için farklı indikatör organizmalar (damarlı bitkiler, algler, tek hücreliler, balıklar ve makroomurgasızlar (Sladeczek, 1973) kullanılmıştır. Bentik makroomurgasızlar, nispeten büyük boyutları, örneklenmelerinin kolay ve düşük maliyetli olması, teşhislerinin nispeten kolay olması ve nispeten uzun yaşam döngüleri sebebiyle araştırmacılar tarafından biyotik indekslerde en çok tercih edilen, en yararlı indikatörler olmuşlardır (Metcalf, 1989; Rosenberg ve Resh, 1993; Kazancı vd., 1997; Zeybek vd., 2014). Bentik makroomurgasızların Türkiye’deki su ortamlarının değerlendirilmesinde ve biyoizleminde etkin kullanımını geliştirmeyi amaçlayan araştırmalar ve çalışmalar 1994’teki ilk denemelerden bu yana Türkiye’de oldukça yaygınlaşmıştır (örn; Kazancı vd., 1997, 2008, 2009, 2013a, 2013b; Kazancı ve Dögel, 2000; Duran vd., 2003; Uyanık vd., 2005; Duran, 2006; Duran ve Suiçmez, 2007; Girgin, 2010; Girgin ve

Kazancı, 2010; Kalyoncu ve Zeybek, 2010; Ogleni ve Topal, 2011; Zeybek vd., 2014; Zeybek, 2017).

Çalışmamızda Karasu Deresi üzerinde bulunan 15 ve Gökırmak Nehri'nde bulunan 1 istasyonun su kalitesini belirlemek için fiziksel ve biyolojik su kalitesi belirleme yöntemleri kullanılmıştır.

T.C Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından verilen Yerüstü Su Kalite Değerlendirme Yönetmeliği'nde belirlenen ölçütlere göre ele alınan fiziksel yöntemlere göre (S1 ve S15 adlı örnekleme istasyonları arasındaki) örnekleme istasyonlarının su kalitesi I. seviye (çok iyi/ yüksek) olarak değerlendirilirken, S16 istasyonunun su kalitesi II. seviye (iyi) olarak değerlendirilmiştir.

Karasu deresinin biyolojik su kalitesini belirlemek için BMWP indeksinin İspanyol versiyonunu uyguladığımızda ortalama değerler, örnekleme istasyonlarının çoğunun (S1 istasyonundan S13 istasyona kadar) kirlenmemiş/kirletilmemiş (I. seviye su kalitesine sahip) olarak veya çok az etkilenmiş (II. seviye su kalitesine sahip) olarak sınıflandırıldığına işaret etmiştir. Bununla birlikte, örnekleme istasyonları (S14 ve S15) biraz etkilenmiş (III. seviye su kalite sınıfına sahip) olarak sınıflandırılırken; S16 örnekleme istasyonu kirlenmiş/etkilenmiş (IV. seviye su kalite sınıfına sahip) olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 5.1.)

ASPT biyotik indeksine göre, ortalama değerler neredeyse bütün örnekleme istasyonlarının (S1'den S15'e kadar) kirlenmemiş alan (I. seviye su kalitesine sahip) veya az kirlenmiş alanlar (II. seviye su kalitesine sahip) olarak sınıflandırıldığını göstermektedir. Öte yandan, S16 örnekleme istasyonu aşırı derecede kirlenmiş alan (IV. seviye su kalite sınıfına sahip) olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 5.1.).

Çalışmamıza göre, fiziksel parametreler ve biyotik indeksler birbirleriyle uyumlu ve birbirlerini destekler nitelikte olsalar da indeksler arasında kalite sınıfları açısından sapmalar bulunduğu görülmüştür. Örneğin; çalışmamızda BMWP'nin 5 seviyeli kalite sınıflandırması kullanıldığı halde verilerimizi aynı zamanda ASPT'nin 4 seviyeli kalite sınıflandırmasını ve YSKY'nin 4 seviyeli kalite sınıflandırması kullanılarak elde edilmiştir.

Zeybek vd. (2014), indeksler arasındaki bu kalite farklarının sebebini her indeksin kalite sınıfı seviyeleri ve sınıflandırma sistemi için farklı değerlere sahip olmasına bağlamıştır. Çalışmamızda EPT metriklerine de yer verilmiştir; EPT, akış düzensizliklerinin hassas bir göstergesidir ve pek çok kuruluş tarafından çevresel izleme programlarının önemli bir parçası olarak kullanılmaktadır. Wallace vd. (1996), kullanımı kolay, nispeten masrafsız, zaman kazandırıcı, referans alanlarda kararlı sonuçlar verdiği ve su kalitesindeki değişiklikleri etkili bir şekilde takip ettiği için EPT metriğinin kullanımını onaylamıştır. O zamandan beri dünya çapındaki biyolojik izleme grupları EPT indekslerini akarsu kalitesini ölçmek için (suyun kirliliğini belirlemek için) yararlı bir ölçüt olarak benimsemiştir. Wallace'ın araştırması aynı zamanda EPT'nin kimyasal kaynaklı bozulmalara duyarlı olmasına karşın, akarsu kaynağına yapılan aşırı deşarjlar gibi doğal bozulmalara karşı nispeten duyarsız olduğunu göstermiştir. Çalışmamızda en yüksek EPT Takson, EP Takson ve %EPT değerleri S3 ve S9 istasyonlarında kaydedilirken en düşük değerler S14, S15 ve S16 istasyonlarında kaydedilmiştir (Tablo 4.8.). Son üç örnekleme istasyonu çalışmamızda kullandığımız diğer biyotik indekslere göre (İspanyol BMWP, ASPT) kirlilik düzeyine sahip olarak sınıflandırılmıştır. Ayrıca, bu istasyonlardaki EPT Takson, EP Takson ve %EPT değerlerindeki azalma, toleranslı takson bolluğunda (Chironomidae, Tipulidae, Hirudinea, Oligochaeta) bir artışı beraberinde getirmiştir. Elde ettiğimiz sonuçlar, bölge antropojenik etki altındayken EPT metrik değerlerindeki azalmayı gösteren Harding vd. (1998), ve Savic vd. (2017), tarafından elde edilen sonuçlarla uyumlu olmuştur.

Tablo 5.1 Örnekleme istasyonlarının Çeşitlilik ve Biyotik (su kalitesi) indekslerinin ortalama değerleri

İstasyon	SWDI	SDI	BMWP (İspanyol versiyonu)		ASPT	
			Skor	Sınıf	Skor	Sınıf
S1	1,74	0,732	110	I	6,81	I
S2	1,443	0,624	87	II	5,91	II
S3	1,875	0,702	114	I	6,64	I
S4	2,003	0,791	96	II	6,52	I
S5	1,895	0,78	96	II	6,53	I
S6	2	0,811	104	I	7,34	I
S7	2,002	0,8	111	I	6,72	I
S8	2,182	0,829	112	I	7,26	I
S9	2,182	0,819	127	I	7,12	I
S10	2,223	0,839	83	II	7,31	I

Tablo 5.1'in Devamı...

S11	1,912	0,779	77	II	6,85	I
S12	1,547	0,672	76	II	6,77	I
S13	1,582	0,69	70	II	6,4	I
S14	1,281	0,612	51	III	5,69	II
S15	1,322	0,627	43	III	5,15	II
S16	0,989	0,494	29	IV	3,82	IV



6. SONUÇ

Sahada yapılan ölçümlere, laboratuvar teşhis ve istatistiksel analiz sürecinde elde edilen fiziksel ve kimyasal verilere göre Karasu Deresi'nin bazı bölümlerinin kirlilik baskısı altında olduğu sonucuna varılabilir.

İki alabalık çiftliği ve yakınlarındaki restoranlar Karasu Deresi'nin başlangıcına yakın bir noktada yer almaktadır (ilki S3 ve S4 örnekleme istasyonu arasında, diğeri S8 ve S9 örnekleme istasyonu arasındadır). Balık çiftliğinin atık sularının deşarjın akarsu kalitesi üzerinde ve bentik makroomurgasız çeşitliliği ve topluluk yapısı üzerinde etkisi olmamıştır veya çok hafif bir etkisi olmuştur. Buna karşın, biyotik indekslere göre, S2 istasyonunun yerel halkın sebep olduğu kirleticilerden (insan atıkları, su deşarj kanalları) biraz etkilenmiş olduğu görülmektedir.

S10'dan S16 örnekleme istasyonuna giderken akarsu, kademeli olarak artan bir kirlilik baskısı altında bulunduğu görülmüştür. S10, S11, S12, S13 istasyonları İspanyol BMWP'ye göre hafif derecede etkilenmiş, S14 ve S15 istasyonları hafifle orta seviye arası ekilenmiş, Gökırmak'ta bulunan S16 istasyonuysa kirlenmiş/aşırı kirlenmiş alan şeklinde sınıflandırılmıştır. Bu bölgelerdeki su bozulması ve kirliliğine çeşitli antropojenik faktörler ve faaliyetler (tarım çiftlikleri, hayvancılık çiftlikleri, hayvan atıkları, insan çöpleri, akarsuya karışan su ve/veya kanalizasyon deşarj kanalları, gübre gibi kimyasalların kullanımı ve sızıntıları) neden olmuştur. Bu faktörlerin akarsuyu, akarsuyun topluluk yapısını ve fauna çeşitliliğini olumsuz etkilediği çalışmamızda saptanmıştır.

7. ÖNERİLER

Çalışmamızın sonuçlarına göre hem fiziksel değişkenler hem de bentik makroomurgasız organizmalar için bulgularımız Karasu Deresi'nin su kalitesinin pek çok alanda az kirlenmiş olduğunu (S1 ve S13 Örnekleme İstasyonları arası), diğer bölgelerde az kirlenmiş ile biraz kirlenmiş (S14 ve S15 Örnekleme İstasyonları) olduğunu ve Gökırmak'da yer alan S16 Örnekleme İstasyonunda kirlenmiş/çok kirli olduğunu göstermiştir. Karasu Deresi bir doğa koruma alanında (Ilgaz Dağı Milli Parkı) başlayıp Gökırmak'ı oluşturan Daday Çayı'na karışmadan önce Kastamonu'nun güneyinde ve doğusundaki köylerin içinden akmaktadır. Çalışma sonucunda, derenin tamamen kirleticilerden arındırılması ve zaman içinde ulaşacak kirliliğin önlenmesi önerilmektedir. Suyun kalitesinin korunmasına yönelik çabalara ilişkin politikalar geliştirilmelidir. Karasu Deresi ve çevresindeki diğer akarsular fauna ve floraları üzerindeki olumsuz etkilerin önlenmesi için belirli aralıklarla izlenmelidir. Bununla birlikte, birçok benzer araştırmada akarsuların su kalitesini değerlendirmek için fiziksel değişkenlerle biyolojik parametrelerin yanı sıra kimyasal parametreler (yani Cl⁻, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P ve biyolojik oksijen ihtiyacı-BOD) kullanılmıştır; buna karşın, zamanın kısıtlı olması ve maddi kaynakların eksikliğinden dolayı su numunelerinin kimyasal analizleri yapılamamıştır. Bu sebeple bu çalışma bir ön çalışma olup, buna göre değerlendirildiğinde, hem akarsuyun su kalitesini değerlendirmek için hem de yerleşim alanlarının, alabalık çiftliklerinin, tarım arazilerinin, hayvan çiftliklerinin, su ve atık su deşarj kanallarının, özellikle Karasu Deresi'nin alt kısmına yapılan gübre deşarjlarının etkisini araştırmak için, gelecekte Karasu Deresi üzerinde yapılacak çalışmalara su numunelerinin fizikokimyasal analizinin dahil edilmesi gerekliliği öngörülmektedir.

KAYNAKLAR

- Alba-Tercedor, J., & Sanchez-Ortega, A. (1988). A quick and simple method to evaluate biological quality of running fresh water based on Hellawell (1978). *Limnetica* 4(5), 51-56.
- Alba-Tercedor J., (1990) Life Cycles and Ecology of Mayflies from Sierra Nevada (Spain). *Limnetica* 6, 23–34
- Andersen, M. M., Riget, F. F., & Sparholt, H. (1984). A modification of the Trent Index for use in Denmark. *Water Research*, 18, 141-151.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-47.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (1985). Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (IBG). *AFNOR T90-350*, Octobre 1985, 8 p.
- Atay, D., & Pulatsü, S. (2000) Su Kirlenmesi ve Kontrolü, *Ankara Üniversitesi Basımevi*, Ankara, 307s.
- Balkis, N., (Ed.). (2012). *Water Pollution. Rijeka, Croatia: InTech*.
- Barber, H. M., Gattolliat, J. L., Sartori, M., & Hubbard, M. D. (2007). Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *In Freshwater Animal Diversity Assessment* (pp. 339-350). Springer, Dordrecht.
- Barlas, M., İmamoğlu Ö., Yorulmaz, B., & Kiriş, E. (2001). Sarıçay (Muğla-Milas)'ın Su Kalitesinin ve Makrozoobentik Faunasının İncelenmesi, IV. *Ulusal Çevre ve Ekoloji Kongresi*, 5-8 Ekim, Bodrum. 313-322s
- Barlas, M., İmamoğlu, Ö., & Yorulmaz, B. (2002). Tersakan Çayı'nın (Muğla-Dalaman) Su Kalitesinin İncelenmesi, XVI. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, Malatya.
- Barlas, M., & Kiriş, E. (2004) Akçay (Muğla- Denizli)'ın Fiziko-Kimyasal ve Bentik Makroinvertebrata Yönünden İncelenmesi Araştırma Projesi, *Muğla Üniversitesi Yayınları*: 49, Muğla, 116s.
- Berger, W. H., & Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* 168, 1345-1347.
- Biological Monitoring Working Party. (1978). Final report: assessment and presentation of the biological quality of rivers in Great Britain. Unpublished Report. Dept. of Envir., *Water Data Unit*.

- Bouchard R. W. J. (2004). Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. St. Paul, MN, USA: Water Resources Center, *University of Minnesota*.
- Chesters, R. K. (1980). Biological Monitoring Working Party. The 1978 Testing Exercise. UK Department of Environment, *Water Data Unit Technical Memorandum* 19: 1–37.
- Cook, S. E. K. (1976). Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environ. Pollut.*, 11: 269-88.
- Darılmaz, M. C., & Salur, A. (2015). Annotated catalogue of the Turkish caddisflies (Insecta: Trichoptera). *Munis Entomology & Zoology*, 10, 521-734.
- Darılmaz, M. C., Salur, A., Murányi, D., & Vinçon, G. (2016). Contribution to the knowledge of Turkish stoneflies with annotated catalogue (Insecta: Plecoptera). *Zootaxa*, 4074 (1), 1–74. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4074.1>
- Das, R., Samal, N. R., Roy, P. K., & Mitra, D. (2006). Role of electrical conductivity as an indicator of pollution in shallow lakes. *Asian Journal of water, Environment and pollution*, 3(1), 143-146.
- De Pauw, N., & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100,153-68.
- De Pauw, N., Roels, D., & Fontoura, A. P., (1986). Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, 133, 237-58.
- DeWalt, R. E., Cao, Y., Tweddale, T., Grubbs, S. A., Hinz, L., Pessino, M., & Robinson, J. L. (2012). Ohio USA stoneflies (Insecta, Plecoptera): species richness estimation, distribution of functional niche traits, drainage affiliations, and relationships to other states. *ZooKeys*, (178), 1-26p.
- Dobson, M. (2013). Family-level keys to freshwater fly (Diptera) larvae: a brief review and a key to European families avoiding use of mouthpart characters. *Freshwater Reviews*, 6(1), 1-33. doi: 10.1608/FRJ-6.1.450.
- Dobson, M. (2013). Family-level keys to freshwater fly (Diptera) larvae: a brief review and a key to European families avoiding use of mouthpart characters. *Freshwater Reviews* 6, 1–32. doi: 10.1608/FRJ-6.1.450.
- Duran, M., Tüzen, M., & Kayim, M. (2003). Exploration of biological richness and water quality of stream Kelkit, Tokat-Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12(4), 370-375.
- Duran, M. (2006). Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of the Behzat Stream (Tokat, N Turkey). – *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(5), 709-717p.

- Duran, M., & Suicmez, M. (2007). Utilization of both benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters for evaluating water quality of the stream Cekerek (Tokat, Turkey). *Journal of Environmental Biology*, 28(2), 231-236.
- Dügel, M. (1995). Köyceğiz Gölü'ne dökülen akarsuların su kalitelerinin fiziko-kimyasal ve biyolojik parametrelerle belirlenmesi, Bilim Uzmanlığı Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 88s.
- Dügel, M., & Kazancı, N. (2004). Assessment of water quality of the Büyük Menderes River (Turkey) by using ordination and classification of macroinvertebrates and environmental variables. *Journal of Freshwater Ecology*, 19(4), 605-612.
- Egemen, Ö., & Sunlu, U. (1996). Su Kalitesi, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayın No: 14, E.Ü. Basımevi, İzmir 153 s.
- Ellenberg, H., Arndt, U., Bretthauer, R., Ruthsatz, B., & Steubing, L. (1991). Biological Monitoring: signals from the environment, Friedr. Vieweg and Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig, 318 p.
- Erdinç, S. Ö. (2010). Gökova Körfezi'ni Besleyen Kadın Azmağı ve Akçapınar Azmağı'nın Su Kalitesi Yönünden İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Muğla Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Muğla.
- Ertaş, A. (2019). The Determination of Water Quality of Balaban Stream, One of The Drinking Water Source of Izmir According to Macrozoobenthic Organisms. *Ege university, Institute of Science, Master's Thesis*, 125s, İzmir.
- Fernández-Díaz, M. (2003). Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros acuáticos (Adephaga y Polyphaga) en la cuenca del río Ávia (Ourense, NO España): Distribución espacial y temporal. MSc, *Universidad de Vigo*, Vigo, Spain (in Spanish with an abstract in English).
- Füreder, L., & Reynolds, J. D. (2003). Is Austropotamobius pallipes a good bioindicator? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (370-371), 157-163.
- Gerritsen, J., Carlson, R. E., Dycus, D. L., Faulkner, C., Gibson, G. R., Harcum, J., & Markowitz, S. A. (1998). Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria. Technical Guidance Document. US environmental Protection Agency. EPA 841-B-98-007. 10 Chapters, Appendices A-G, *Washington, DC*, 202. (<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>).
- Ghetti, P. F., & Bonazzi, G. (1977). A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters. *Water Res*, 11, 819-31.
- Girgin, S., & Kazancı, N. (1994). Researches on inland waters of Turkey I. Evaluation of water quality of Ankara Stream using physico-chemical and biological

parameters. *Ozyurt Printing House, Ankara*. 184 pp (in Turkish with English summary)

- Girgin, S., & Kazancı, N., (1996). *Kirmir Çayı'nda Taban Büyük Omurgasızlarının Dağılımı Üzerine Bir Araştırma*, XIII. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, Hidrobiyoloji Seksiyonu, İstanbul, 53-62.
- Girgin, S., Kazancı, N., & Doğan, O. (1997). A new approach to the irrigation water quality criteria in Turkey: Ankara Stream. Int. Conf. on "Water management, salinity and pollution control towards sustainable irrigation in the Mediterranean Region", Bari, 1997, *Water quality and pollution control*, 2: 43-54.
- Girgin, S., & Kazancı, N. (1997). Ankara Çayı'nda Taban Büyük Omurgasızları ile Kirlilik Parametreleri Arasındaki İlişkinin Değerlendirilmesi, *SKKD* 7(1), 49-63.
- Girgin, S. (2010). Evaluation of the benthic macroinvertebrate distribution in a stream environment during summer using biotic index, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1), 11-16p.
- Girgin, S., & Kazancı, N. (2010). Biomonitoring of an urban stream (Ova Stream, Ankara, Turkey) using the Belgian Biotic Index. *Review of Hydrobiology* 3(1): 73-87p
- Gülboy, H. (2004). Isparta Deresi ve Bazı Yan Kollarında (Eğrim ve Darıören) Su Kirliliğinin Biyolojik ve Fizikokimyasal Yönden Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, 106 s. (Yayımlanmamış).
- Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2018). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Volume I: *Keys to Neotropical Hexapoda*. London: Academic Press.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., & Jones, E. B. D. (1998). Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 95(25), 14843-14847.
- Hawkes H. A. (1997). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research*, 32(3), 964-968.
- Hellawell, J. (1977). Biological surveillance and water quality monitoring. In *Biological Monitoring of Inland Fisheries*, ed. J. S. Alabaster, London, *Applied Science Publishers, Ltd*, pp. 69-88.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomol.* 20(1), 31-39.

- Hilty, J., & Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological conservation*, 92, 185-197.
- Höll, K. (1979) Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie, 6. Auflage de Gruyter, Berlin, 1986 Feb 586p.
- İmamoğlu, Ö. (2000). Dipsiz ve Çine (Muğla-Aydın) Çayı' nın Fiziko-kimyasal ve Biyolojik (Bentik Makroinvertebrat) Yönden İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, *Muğla Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*, Muğla. 125s.
- International Organization for Standardization (ISO) (1979). Assessment of the biological quality of rivers by a macroinvertebrate 'score'. *ISO/TC 147/SC5/WG 6 N 5*, 18p.
- Kalyoncu, H., Barlas, M., Ertan, Ö. O., & Çavuşoğlu, K. (2005). Aksu Çayı'nın Su Kalitesi değişimi Üzerine Bir Araştırma, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9-1: 37-45.
- Kalyoncu, H., Barlas, M., Yıldırım, M. Z., & Yorulmaz, B. (2008). Gastropods of Two Important Streams of Gökova Bay (Mugla, Turkey) and Their Relationships with Water Quality, *International Journal of Science & Technology*, 3(1), 27-36p.
- Kalyoncu, H., & Gülboy, H. (2009). Benthic Macroinvertebrates from Darıören and Isparta Streams (Isparta/Turkey)- Biotic Indices and Multivariate Analysis. *Journal of Applied Biological Sciences*, 3(1), 100-107p.
- Kalyoncu, H., & Zeybek, M. (2010). An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the Rivers Cukurca and Isparta (Turkey). *African Journal of Agricultural Research*, 6(1), 19-27
- Kara, C., & Çömlekçioğlu, U. (2004). Investigation of Karacay's (Kahramanmaraş) Pollution with Biological and Physico-Chemical Parameters (in Turkish with English abstract), *Kahramanmaraş Sütçüimam University Journal of Science and Engineering*, 7(1), 1-7p.
- Kazancı, G., Girgin, S., Dugel, M., & Oguzkurt, D. (1997). Akarsuların çevre kalitesi yönünden değerlendirilmesinde ve izlenmesinde biyotik indeks yöntemi [The method of the biotic index of assessment and monitoring with respect to environmental quality of running waters]. *İmaj Yayıncılık*. Ankara. 100 pp.
- Kazancı, N., & Dugel, M. (2000). An evaluation of the water quality of Yuvarlakçay Stream, in the Köycegiz-Dalyan protected area, SW Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 24(1), 69-80.
- Kazancı, N., Dugel, M., & Girgin, S. (2008). Determination of indicator genera of benthic macroinvertebrate communities in running waters in western Turkey. *Review of Hydrobiology* 1, 1–16.

- Kazancı, N., Ekingen, P., & Turkmen, G. (2009). A study on Hirudinea fauna of Turkey and habitat quality of the species. *Review of Hydrobiology* 2, 81–95.
- Kazancı, N. (2012). Plecoptera (Insecta) records from Turkey. *Review of Hydrobiology*, 5(2), 85-95.
- Kazancı, N., Başören, Ö., Türkmen, G., Öz, B., Ekingen, P., & Bolat, H. A. (2013a). Assessment of macroinvertebrate community structure and water quality of running waters in Camili (Artvin, Turkey). *A part of Caucasus Biodiversity Hotspot, by using Water Framework Directive (WFD) methods*, *Review of Hydrobiology*, 6(2), 91-102.
- Kazancı, N., Turkmen, G., Ekingen, P., & Başören, O. (2013b). Preparation of a biotic index (Yeşilirmak-BMWP) for water quality monitoring of Yeşilirmak River (Turkey) by using benthic macroinvertebrates. *Review of Hydrobiology* 6, 1–29.
- Kazancı, N., Türkmen, G., & Başören, Ö. (2015). Application of BMWP and using benthic macroinvertebrates to determine the water quality of a transboundary running water, Çoruh River (Turkey), *Review of Hydrobiology*, 8(2), 119-130.
- Kiriş, E. (2003). Akçay (Muğla-Denizli)'ın Fiziko-Kimyasal ve Bentik Makroinvertebrata Yönünden İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, *Muğla Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*, 100s. Yayınlanmamış, Muğla.
- Klee, O. (1991). *Angewandte Hydrobiologie*. - G. Theieme Verlag, 2. *neubearbeitete und erweiterte Auflage*, Stuttgart-New York, 272 p.
- Kocataş, A. (1997). Ekoloji ve Çevre Biyolojisi, *Ege Üniversitesi Basımevi Bornova-İzmir*, 564s.
- Külköylüoğlu, O. (2004). On the usage of ostracods (Crustacea) as bioindicator species in different aquatic habitats in the Bolu region, Turkey. *Ecological Indicators*, 4(2), 139-147.
- Lang, C., & Reymond, O. (1995). An improved index of environmental quality of Swiss rivers based on benthic invertebrates. *Aquatic Sciences*, 57, 172-180.
- Lewin, I., Czerniawska, I., Szoszkiewicz, K., Lawniczak, A., Jusik, S. (2013). Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (*Poland, the Slovak Republic*). *Hydrobiologia* 709, 183-200.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2, 1510-1524.
- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. *Princeton university press*, Princeton, New Jersey, U.S.A.

- Malard, F., & Hervant, F. (1999). Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. *Freshwater Biology*, 41(1), 1-30.
- Mandaville, S. M. (2002). Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics, and protocols. Project H-1. Nova Scotia, Canada: *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax*. 128
- Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U., Friese, K., & Br eulmann, G. (1999). The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 240, 425–429.
- Markert, B., Breure, T., & Zechmeister, H., (Eds.) (2003). Bioindicators and biomonitoring - principles, *concepts and applications*. Amsterdam: Elsevier.
- May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. In: Cody ML, Diamond JM (eds) *Ecology and evolution of communities*. *Harvard University Press*, Cambridge, pp 81–120
- Mendel, R. (2014). Benthic Macroinvertebrate Surveys. Retrieved from <https://www.envirosienceinc.com/services/aquatic-survey/benthic-macroinvertebrates/> Date of access 11/11/2019.
- Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental pollution*, 60(1-2), 101-139.
- Meyer, D. (1987). Makroskopisch-Biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. 3. Auflage, *ALG*, 6(3000), 140.
- Mutluay, H., & Demirak, A. (1996). Water Chemistry. Istanbul, Turkey: *Beta Publishing Incorporated company*, 83-84.
- Ogleni, N., & Topal, B. (2011). Water quality assessment of the Mudurnu River, Turkey, using biotic indices. *Water resources management*, 25(10), 2487-2508
- Öz, N., & Sengörür, B. (2004) The Determining of Water Quality with Biotic Indices in the Melen River and its Tributaries, *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(1), 69–70.
- Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Walley, W. J. (2014). Revision of the biological monitoring working party (bmwp) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River research and applications*, 30(7), 887-904.
- Pescador, M. L., Rasmussen, A. K., & Harris, S. C. (2004). Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida, Revised Edition, *Department of Environmental Protection*, Tallahassee, Florida, USA.

- Pinder, L. C. V., Ladle, M., Gledhill, T., Bass, J. A. B., & Matthews, A. M. (1987). Biological surveillance of water quality--1. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. *Arch. Hydrobiol*, 109, 207-26.
- Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K., & Hughes, R. M. (1989). Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. *U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001*. 8 chapters, Appendices A-D. Washington, DC.
- Richardson, R. E. (1928). The bottom fauna of the Middle Illinois River 1913-1925; its distribution, abundance, variation and index value in the study of stream pollution. *Illinois Natural History Survey Bulletin* 17(12), 387–475.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (Eds.). (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York, NY, USA: *Chapman and Hall*.
- Sallenave, R. (2015). Stream Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. *NM State University, Cooperative Extension Service, College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences*.
- Salur, A., Darilmaz, M., & Bauernfeind, E. (2016). An annotated catalogue of the mayfly fauna of Turkey (Insecta, Ephemeroptera). *ZooKeys*, 620, 67–118.
- Savic, A., Dmitrovic, D., & Pesic, V. (2017). Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera assemblages of karst springs in relation to some environmental factors: a case study in central Bosnia and Herzegovina. *Turkish Journal of Zoology*, 41(1), 119-129.
- Simić, V. (1996). A Study on the Trgoviski Timok Assessment of River Conditions by Ecological Benthic Fauna Analysis, *The Archives of Biological Sciences*, 48(3-4), 101- 109p.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163(30), 688.
- Sládeček, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 7, 1–218
- Southwood, T. R. E. (1978). *Ecological Methods. Second edition. Chapman and Hall, London, United Kingdom*
- Southwood, T. R. E., & Henderson, P. A. (2000). *Ecological methods. Third edition. Blackwell Science Ltd., Oxford, United Kingdom*
- Speight, J. G. (2019). *Natural Water Remediation: Chemistry and Technology. Butterworth-Heinemann.*
- Sundermann, A., Lohse, S., Beck, L. A., & Haase, P. (2007). Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running

waters in Germany. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 43: 61–74.

Tanyolaç, J. (2000). *Limnoloji*, 2. Baskı, *Hatipoğlu Yayınevi*, Ankara, 237s.

Tanyolaç, J. (2004). *Limnology* (3rd edition) (in Turkish), *Hatipoğlu Press*. Ankara

Taşdemir, M., & Göksu, Z. L. (2001). Asi Nehri'nin (Hatay, Türkiye) Bazı Su Kalite Özellikleri, *E. Ü. Su Ürünleri Dergisi*, Cilt 18, Sayı (1-2), 55-64

T.C. Tarım & Orman Bakanlığı, (2015). Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği, *Resmi Gazete*, Ek-2 ve Ek-5.

Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2011). *Field Guide to Freshwater Invertebrates of North America*; *Elsevier*: San Diego, CA, USA, 2011; ISBN 978-0-12-381426-5.

Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2015). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Volume I: Ecology and General Biology*. London: Academic Press.

Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2016). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Volume II: Keys to Nearctic Fauna*. London: Academic Press.

Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2019). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Volume IV: Keys to Palaearctic Fauna*. London: Academic Press.

Tolkamp, H. H. (1985). Biological assessment of water quality in running water using macroinvertebrates: A case study for Limburg, The Netherlands. *Wat. Sci. Tech.*, 17, 867-78.

Tuffery, G., & Verneaux, J. (1968). Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes Techniques et de Recherches Technologiques pour l'Agriculture, *les Forêts et l'Équipement Rural*, Section Pêche et Pisciculture, 23 p.

Türkmen, G., & Kazancı, N. (2013) The key to the Ephemeroptera (Insecta) larvae in running waters of the Eastern Black Sea Basin (Turkey) with the new records. *Review of Hydrobiology*, 6(1), 31–55.

Uherek, C. B., & Pinto Gouveia, F. B. (2014). Biological monitoring using macroinvertebrates as bioindicators of water quality of Maroaga stream in the Maroaga Cave System, Presidente Figueiredo, Amazon, Brazil. *International Journal of Ecology*, 2014, 1-7.

- Uyanık, S., Yılmaz, G., Yesilnacar, M. I., Aslan, M., & Demir, Ö. (2005). Rapid Assessment of River Water Quality in Turkey using Benthic Macroinvertebrates, *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(4), 268- 272.
- Verneaux, J., Galmiche, P., Janier, F., & Monnot, A. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (BIG). *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besançon, Biologie animale 4 èmesérie, fasc. 3, Note No. 2*, 11-21.
- Vilenica, M., Previšić, A., Kučinić, M., Gattolliat, J. L., Sartori, M., & Mihaljević, Z. (2016). Distribution and autecology of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) in a Mediterranean river in the Western Balkans. *Entomological news*, 126(1), 19-35p.
- Wallace, J. B., Grubaugh, J. W., & Whiles, M. R. (1996). Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological applications*, 6(1), 140-151.
- Woodiwiss F. S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemy Indust* 11: 443–447.
- Woodiwiss, F. S. (1980). Biological monitoring of surface water quality. Summary Report. Commission of the European Communities, *Environment and Consumer Protection Service*, 45 p.
- Yılmaz, M. (2016). Determination of Water Quality of The Namnam Stream According to Physicochemical and Biological (Macroinvertebrates and Fish) Parameters. Master's Thesis. *Muğla Sıtkı Koçman University, Institute of Science*, 70s, Mugla.
- Yorulmaz, B. (2000). Evaluation of the Water Quality of Dalaman Stream in terms of Physico-Chemical and Biological (Benthic Macroinvertebrate). Master's Thesis. *Muğla university, Institute of Science*, 97s, Mugla.
- Yorulmaz, B., Barlas, M., Özdemir, N., & Yılmaz, F. (2003). Dalaman Çayı (Muğla) Su Kalitesinin Biyolojik Olarak Değerlendirilmesi, XII. *Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu*, Elazığ. 42-47.
- Yorulmaz, B., Sukatar, A., & Barlas, M. (2015). Comparative Analysis of Biotic Indices for Evaluation of Water Quality of Esen River in South-West Anatolia, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin Journal*, 24(1a), 188-194.
- Zamora-Munoz, C., & Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(3), 332-352.
- Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B., & Özgül, S. (2014). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates

in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 38(5), 603-613. DOI: 10.3906/zoo-1310-9

Zeybek, M. (2017). Macroinvertebrate-based biotic indices for evaluating the water quality of Kargı Stream (Antalya, Turkey), *Turkish Journal of Zoology*, 41, 476-486p. <https://doi.org/10.3906/zoo-1602-10>



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Abdulhamed M. Omar ETRIIEKI
Doğum Yeri ve Yılı : 1985 / Bonn - Almanya
Medeni Hali : Evli
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta : hamidteriki85@gmail.com



Eğitim Durumu

Lise : Shuhada Al-brega, Libya, 2002-2003
Lisans : Al-Jabal Al-Gharbi (Gharyan) Üniversitesi, 2010
Yüksek Lisans : Libyan Lisansüstü Eğitim Akademisi (Trablus), Temel Bilimler Yüksekokulu, Yaşam Bilimleri Bölümü, Zooloji dalı, 2018

Mesleki Deneyim

İş Yeri : Al-Jabal Al-Gharbi (Gharyan) Üniversitesi (Araştırma asistanı) 2012-