



The Spatio-temporal Variations of Phytoplankton Diversity of a Subtropical Sacred Lake of Meghalaya State, Northeast India

Bhushan Kumar SHARMA¹ , Sumita SHARMA^{2*} 

¹ Department of Zoology, North-Eastern Hill University, Shillong - 793 022, Meghalaya, India

² Lady Veronica Road, Shillong - 793 003, Meghalaya, India

ABSTRACT

The spatio-temporal variations of phytoplankton diversity of the 'de-mineralized' sacred Thadlaskein Lake of Meghalaya state of northeast India are monitored based on analyses of the littoral and limnetic assemblages. Our study reveals a total of 51 species, depicts notable desmid diversity, and records the speciose constellation of 49 species per sample. Phytoplankton indicates importance vis-avis net plankton abundance and exhibits quantitative dominance of Charophyta; Chlorophyta > Bacillariophyta > Dinzoa > Chrysophyta are sub-dominant groups, and Cyanobacteria and Euglenozoa record poor densities. *Closterium* spp., *Cosmarium* spp., *Scenedesmus* spp. and *Staurastrum* spp. are noteworthy taxa, and eleven species contribute notably to phytoplankton abundance. Our results depict high species diversity, lower dominance and high evenness. Individual abiotic factors exert the differential spatial influence on phytoplankton, and register the relative importance of the rainfall, transparency and total hardness, while the CCA registers the moderate cumulative influence of 10 abiotic factors on the littoral and limnetic assemblages. The spatial variations of various aspects of phytoplankton diversity and the influence of abiotic factors are hypothesized to the habitat heterogeneity amongst the two regions. The present study is a useful contribution to the phytoplankton diversity of India and that of the subtropical lacustrine environs of the country.

Keywords: Calcium poor, de-mineralized, phytoplankton assemblages, sacred lake, soft water

How to Cite

Sharma BK, Sharma S. 2022. The Spatio-temporal Variations of Phytoplankton Diversity of a Subtropical Sacred Lake of Meghalaya State, Northeast India. *LimnoFish*. 8(1): 1-17. doi: 10.17216/LimnoFish.863076

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 17.01.2021

Revised : 02.04.2021

Accepted : 27.04.2021

Published : 25.04.2022

DOI:10.17216/LimnoFish.863076



* CORRESPONDING AUTHOR

profbksharma@gmail.com

Phone : +91 943 611 0599

Introduction

Thadlaskein or 'Pung Sajar Nangli', a man-made historical Lake of Meghalaya state of NEI, is named after the legacy of a young medieval Jaintia rebel leader named 'Sajar Nangli'. This sacred Lake is revered by the people of Raid Mukhla and is worshipped by the Niamtre community of Meghalaya. Our study on phytoplankton diversity of the sub-tropical Thadlaskein lake is important in view of the paucity of works based on the detailed analyses of the spatio-temporal variations of phytoplankton assemblages of India, and the sub-tropical lacustrine systems of north India (NI) in particular (Sharma and Sharma 2021a). Referring to NI, certain useful studies from its northwest region with a variable focus on temporal variations are from the lakes of Kashmir (Zutshi and Wanganeo 1984;

Wanganeo and Wanganeo 1991; Baba and Pandit 2014; Ganai and Parveen 2014), Himachal Pradesh (Thakur et al. 2013; Gupta et al. 2018; Jindal et al. 2013, 2014a, 2014b) and Uttarakhand (Sharma and Singh 2018; Sharma and Tiwari 2018). The notable studies from lacustrine environs of northeast India (NEI) are, however, limited to the spatio-temporal analyses of phytoplankton diversity of the selected reservoirs of Mizoram (Sharma and Pachuau 2016) and Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a, 2021b) states, while the works of Sharma (1995), Sharma and Lyngdoh (2003) and Sharma and Lyngskor (2003) dealt with the preliminary surveys from certain reservoirs of Meghalaya.

The present study on phytoplankton diversity of Thadlaskein Lake, based on analyses of the monthly littoral and limnetic net plankton collections,

assumes national and regional limnology interest in light of the stated lacunae as well as a pioneering work on algal diversity of a sacred Lake of NEI. This study monitors the spatio-temporal variations of species composition, richness, community similarities, abundance, notable taxa, important species, species diversity, dominance, evenness, and the individual and cumulative influence of abiotic factors on phytoplankton assemblages. We compare our results with the studies from the Himalayan and sub-Himalayan sub-tropical lakes of India, and the

floodplain lakes and the sub-tropical reservoirs of NEI.

Materials and Methods

Study Site

Thadlaskein Lake or 'Pung Sajar Nangli' (Lat. 25.4969° N, Long. 92.1730° E; area ~5 ha; max. depth 12 m) is located beside National Highway 6 by the side of Mukhla village and at a distance of about 10 km from the city of Jowai of West Jaintia Hills district of Meghalaya state of NEI (Figure 1, A-D).

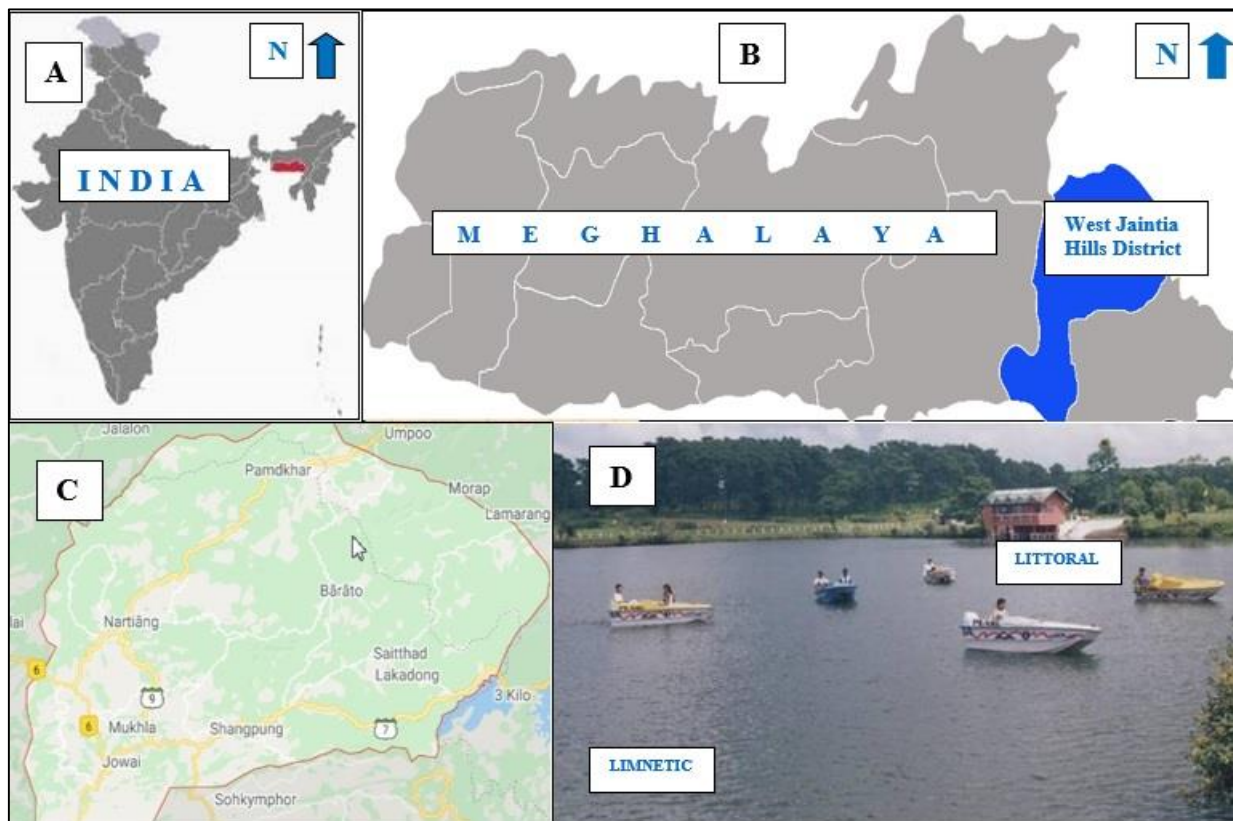


Figure 1. A-D: A, map of India showing Meghalaya state (red colour); B, District map of Meghalaya showing West Jaintia Hills district (blue colour); C, part map of West Jaintia Hills district showing the location of Mukhla village; D, Photograph of Thadlaskein Lake indicating the sampled Littoral and Limnetic regions

This lake is named after the legacy of a medieval young leader named Sajar Nangli - a rebel general of the Jaintia king who along with his clan dug this lake with the ends of their arrows to commemorate the great exodus of their clan. Thadlaskein Lake is fed by a perennial spring, indicates distinct growth of *Utricularia vulgaris* in the littoral region, and we categorize it as a small lake following Downing et al. (2008) and Céréghino et al. (2014).

Methodology

The present study is based on the limnological survey of Thadlaskein Lake undertaken during January–December 2016. Water samples as well as

the qualitative and quantitative net plankton samples were collected at monthly intervals from the littoral and limnetic regions.

Physico-chemical Analysis: Water temperature, pH and specific conductivity were recorded with the field probes (Whatman), transparency was measured with a Secchi disc, dissolved oxygen was estimated by Winkler's method, and other abiotic factors namely total alkalinity, total hardness, calcium, magnesium, chloride, dissolved organic matter, total dissolved solids, phosphate, nitrate, sulphate and silicate were analyzed following APHA (1992). The rainfall data were obtained from the local meteorological station.

Sampling Procedure and Analyses: The qualitative net plankton samples were collected by towing a nylon bolt plankton net (#40 μm) and preserved in 5% formalin, and were screened with a Wild Stereoscopic binocular microscope. Phytoplankton was observed with a Leica stereoscopic microscope (DM 1000) and was identified following the works of Biswas (1949), Islam and Haroon (1980), Prescott (1982), Fitter and Manuel (1986), Anand (1998) and John et al. (2002). The community similarities were calculated to vide Sørensen's index and the hierarchical cluster analysis was computed vide SPSS (version 20). The quantitative net plankton samples were obtained by filtering 25 L of water each through the plankton net and were preserved in 5% formalin. The quantitative enumeration of phytoplankton assemblages was done by using a Sedgewick-Rafter counting cell and abundance was indicated as n/l (Woelkerling et al. 1976).

Data Analysis: Species diversity (Shannon-Weiner's index), dominance (Berger-Parker's index) and evenness (E_1 index) were calculated vide Ludwig and Reynolds (1988) and Magurran (1988). Two-way ANOVA was used to ascertain the significance of variations of the abiotic factors and phytoplankton. Pearson correlation coefficients, for the littoral and limnetic regions (r_1 and r_2 , respectively), were calculated between abiotic factors and phytoplankton; p values (two-tailed) were calculated vide <http://vassarstats.net/tabs.html> and their

significance were ascertained after Bonferroni corrections. The canonical correspondence analysis (XLSTAT 2015) was done to ascertain the cumulative influence of 10 abiotic parameters: water temperature, rainfall, transparency, specific conductivity, total alkalinity, total hardness, phosphate, nitrate, dissolved organic matter and total dissolved solids on the littoral and limnetic phytoplankton assemblages.

Results

The spatio-temporal variations of abiotic factors of Thadlaskein Lake are indicated in Table 1. This study records water temperature ranging between 12.0-24.5°C, transparency between 47.0-120cm, pH between 6.38-6.95, specific conductivity between 20.0-29.5 $\mu\text{S/cm}$, dissolved oxygen between 6.1-8.6 mg/l, free carbon dioxide between 4.0-8.0 mg/l, total alkalinity between 19.0-29.0 mg/l, total hardness between 16.0-26.0 mg/l, calcium between 7.4-12.6 mg/l, magnesium between 3.3-9.8 mg/l, chloride between 20.5-39.0 mg/l, dissolved organic matter between 1.1-4.0 mg/l and total dissolved solids between 0.02-3.9 mg/l, while phosphate, nitrate, sulphate and silicate range between 0.210-0.547 mg/l, 0.007-0.089, 0.059-0.335 and 0.7-10.0 mg/l, respectively. Rainfall ranged between 12.0-1920.4 mm during the study. The significance of the spatio-temporal variations (vide ANOVA) of abiotic factors is indicated in Table 2.

Table 1. The spatio-temporal variations of abiotic factors

Regions →	Littoral		Limnetic	
Factors ↓	Range	Mean \pm S.D	Range	Mean \pm S.D
Water temperature ($^{\circ}\text{C}$)	12.0-22.5	18.8 \pm 3.6	16.5-24.5	18.7 \pm 3.7
Rainfall (mm)	12.0-1920.4	613.5 \pm 667.9	12.0-1920.4	613.5 \pm 667.9
Transparency (cm)	47.0-70.0	57.6 \pm 7.1	80-120	62.1 \pm 7.3
pH	6.38-6.85	6.62 \pm 0.17	6.40-6.95	6.67 \pm 0.15
Specific conductivity ($\mu\text{S/cm}$)	21.0-27.0	25.1 \pm 3.4	20.0-29.5	24.7 \pm 2.6
Dissolved oxygen (mg/l)	6.1-8.6	7.2 \pm 0.7	6.2-8.4	7.1 \pm 0.9
Free Carbon dioxide (mg/l)	4.0-8.0	6.7 \pm 1.2	4.0-9.0	6.0 \pm 1.3
Total Alkalinity (mg/l)	19.0-28.0	23.4 \pm 2.4	20.7-29.0	24.0 \pm 2.7
Total Hardness (mg/l)	16.0-25.0	19.5 \pm 4.8	16.9-26.0	21.2 \pm 2.2
Calcium (mg/l)	7.4-10.5	9.4 \pm 1.0	7.4-12.6	9.4 \pm 1.7
Magnesium (mg/l)	3.8-9.1	6.4 \pm 1.8	3.3-9.8	6.3 \pm 2.1
Chloride (mg/l)	20.5-36.5	33.1 \pm 5.0	23.0-39.0	32.7 \pm 5.1
Phosphate (mg/l)	0.278-0.547	0.413 \pm 0.082	0.210-0.478	0.349 \pm 0.091
Nitrate (mg/l)	0.010-0.041	0.018 \pm 0.008	0.007-0.089	0.021 \pm 0.022
Silicate (mg/l)	0.180-0.335	0.263 \pm 0.095	0.059-0.280	0.200 \pm 0.061
Sulphate (mg/l)	4.3-10.0	7.0 \pm 1.9	0.7-9.2	4.1 \pm 2.4
Dissolved organic matter (mg/l)	1.2-4.0	2.4 \pm 0.9	1.1-3.4	2.7 \pm 1.6
Total dissolved solids (mg/l)	1.0-2.6	1.7 \pm 0.5	0.2-3.9	1.3 \pm 1.8

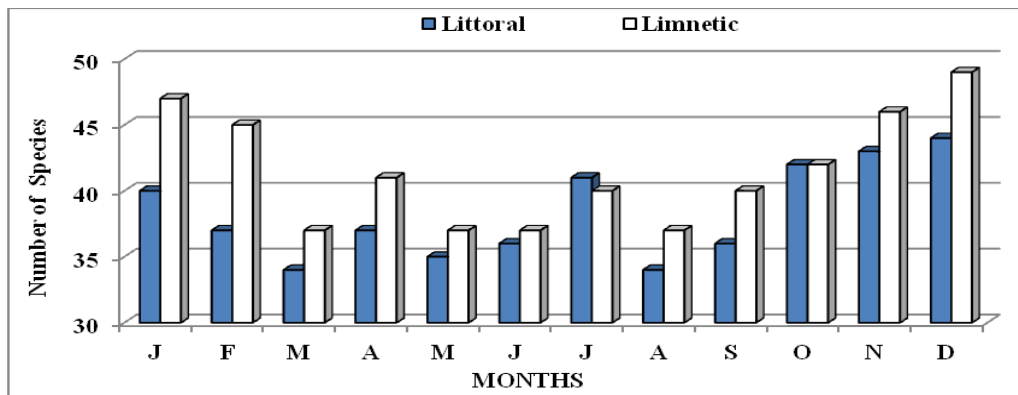
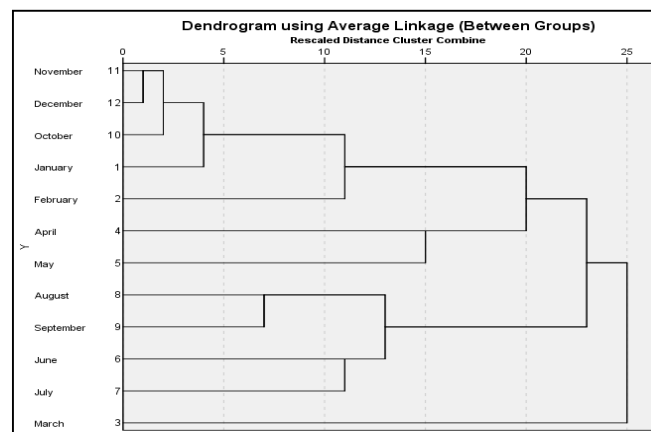
Table 2. ANOVA indicating the spatio-temporal significance of abiotic factors

Parameters	Regions	Months
Water temperature	-	$F_{11,23}=76.340, P=9.42E-09$
Transparency	$F_{1,23} = 28.566, P = 0.0003$	$F_{11,23} = 24.923, P = 3.48E-06$
pH	-	-
Specific conductivity	-	$F_{11,23} = 5.133, P= 0.0057$
Dissolved oxygen	-	-
Free Carbon dioxide	-	-
Total Alkalinity	-	$F_{11,23} = 3.783, P = 0.018$
Total Hardness	-	$F_{11,23} = 7.116, P = 0.0015$
Calcium	-	-
Magnesium	-	$F_{11,23} = 6.171, P = 0.0027$
Chloride	-	$F_{11,23} = 4.379, P= 0.0107$
Phosphate	$F_{1,23} = 43.466, P = 3.9E-05$	$F_{11,23} = 27.915, P = 1.94E-06$
Sulphate	-	-
Nitrate	-	-
Silicate	$F_{1,23} = 5.734, P = 0.035$	-
Dissolved organic matter	-	$F_{11,23} = 6.324, P = 0.0024$
Total dissolved solids	-	-

(-) insignificant variations

The littoral and limnetic phytoplankton assemblages (Table 3) reveal a total of 51 species. The monthly richness ranges between 34-44 and 37-49 species (Figure 2), records 71.4-94.5 and 67.5-94.7% community similarities,

the hierarchical cluster analysis (Figures 3-4) indicates differences in the cluster groupings, and Charophyta richness varies between 19-26 and 19-25 species at the two regions, respectively.

**Figure 2.** The spatio-temporal variations of phytoplankton richness**Figure 3.** Hierarchical cluster analysis of phytoplankton assemblage (Littoral region)

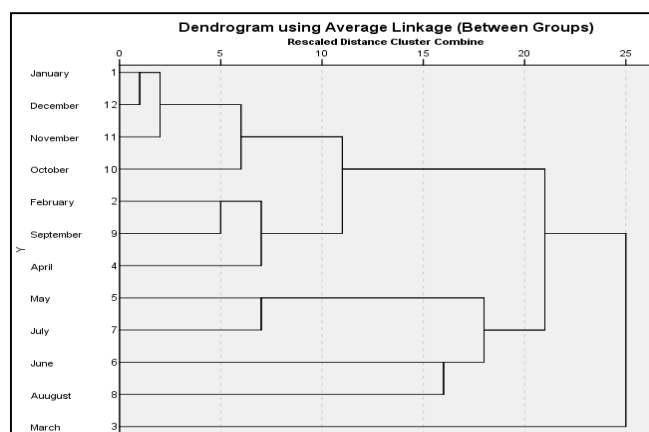


Figure 4. Hierarchical cluster analysis of phytoplankton assemblage (Limnetic region)

Table 3. The spatio-temporal variations of phytoplankton assemblages

Taxa ↓	Regions →	Littoral region		Limnetic region	
Richness					
Phytoplankton (51 species)		34-44, 38±3 species		37-49, 42±4 species	
Community similarity (%)		71.4-94.5		67.5-94.7	
Charophyta (27 species)		19-26, 22±2 species		19-25, 22±2 species	
Abundance (n/l)					
Net Plankton		368-652	510±103	315-658	482±116
Phytoplankton		210-421	300±81	159-388	259±79
Percentage of net phytoplankton		50.4-66.1	58.0±4.8	41.8-61.1	53.0±5.2
Charophyta		94-192	136±38	70-190	122±39
Percentage of phytoplankton		40.1-55.6	45.4±4.3	39.2-52.1	46.5±3.3
Chlorophyta		35-97	64±20	24-73	43±15
Percentage of phytoplankton		18.0-29.5	21.4±3.2	11.9-20.4	16.5±2.1
Bacillariophyta		20-58	40±12	28-45	36±7
Percentage of phytoplankton		9.8-17.4	14.1±2.9	9.5-21.8	14.4±3.3
Dinzoa		21-41	31±9	13-43	27±11
Percentage of phytoplankton		7.4-18.3	10.7±2.6	8.7-21.8	14.3±3.7
Chrysophyta		7-44	23±13	8-48	21±12
Percentage of phytoplankton		7.4-11.3	7.1±2.7	5.0-13.4	7.5±2.4
Cynaobacteria		2-7	3±1	3-9	6±2
Euglenozoa		0-6	2±2	1-7	4±2
Diversity indices					
Species Diversity		2.986-3.366	3.169±0.122	3.045-3.503	3.319±0.138
Dominance		0.073-0.157	0.103±0.020	0.063-0.133	0.092±0.022
Evenness		0.827-0.912	0.870±0.026	0.830-0.950	0.893±0.038
Important taxa (n/l)					
<i>Staurastrum</i> spp.		17-64	39±13	12-61	35±14
<i>Closterium</i> spp.		17-53	34±14	17-55	33±13
<i>Cosmarium</i> spp.		9-37	22±9	7-38	21±9
<i>Scenedesmus</i> spp.		9-44	23±11	9-35	19±8
Important species (n/l)					
<i>Ulothrix aequalis</i>		10-39	27±9	6-29	13±6
<i>Ceratium hirudinella</i>		10-40	26±9	8-42	22±11
<i>Dinobryon sociale</i>		7-44	23±13	8-48	21±12
<i>Navicula radiosia</i>		8-40	23±11	8-27	16±7
<i>Closterium acrosum</i>		5-42	19±12	0-32	16±10
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		8-41	18±10	6-32	15±8
<i>Cosmarium granatum</i>		3-25	18±9	5-35	16±9
<i>Staurastrum arcticon</i>		6-34	16±9	6-36	17±11
<i>Staurastrum freemani</i>		2-24	15±8	4-24	13±6
<i>Cosmarium decoratum</i>		4-41	12±5	2-20	11±5
<i>Spirogyra indica</i>		10-21	13±3	4-12	8±3

Phytoplankton abundance (Table 3) ranges between 210-421 and 159-388 n/l; it comprises 50.4-66.1 and 41.8-61.1% of net plankton abundance at the littoral and limnetic regions and depicts a bimodal pattern of monthly density variations (Figure 5). Charophyta indicate abundance (Figure 6) varying between 84-192 and

79-190 n/l; Chlorophyta (Figure 7), and Bacillariophyta, Dinzoa and Chrysophyta abundance vary between 35-97 and 24-73 n/l, 20-58 and 28-45 n/l, 21-41 and 13-43n/l, and 7-44 and 8-48 n/l at the two regions (Figures 8-9). Cyanobacteria and Euglenozoa record poor abundance in Thadlaskein Lake (Table 3).

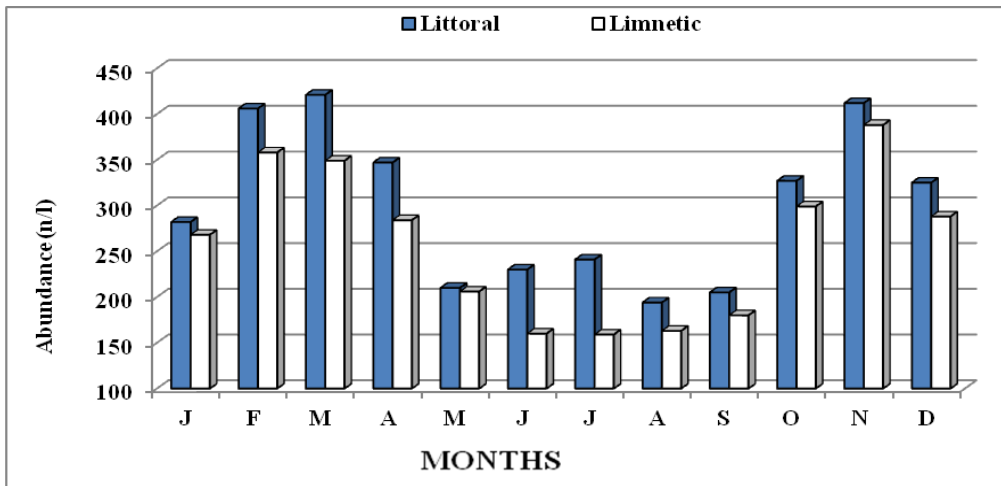


Figure 5. The spatio-temporal variations of phytoplankton abundance

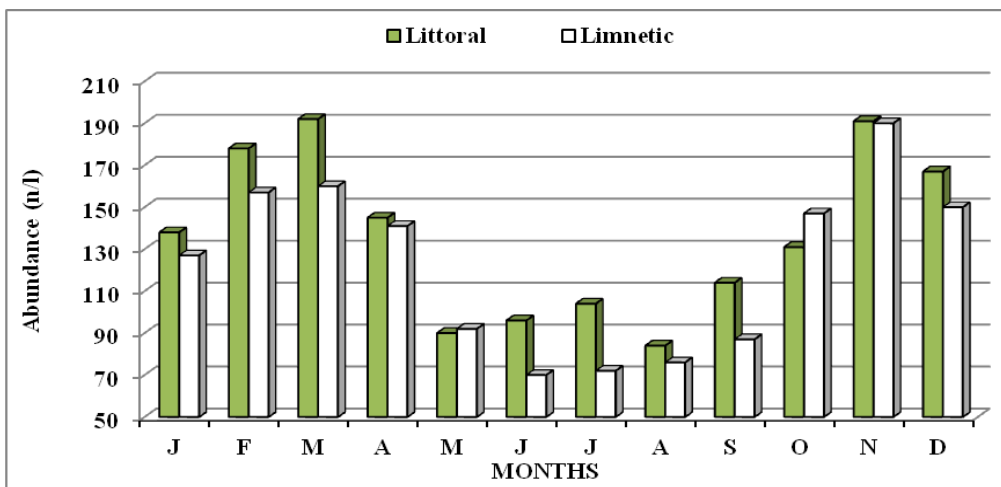


Figure 6. The spatio-temporal variations of Charophyta abundance

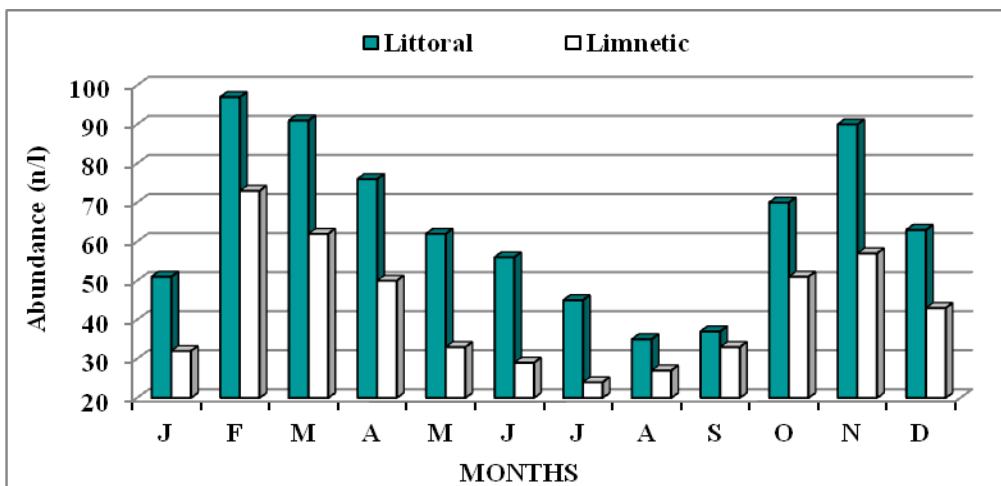


Figure 7. The spatio-temporal variations of Chlorophyta abundance

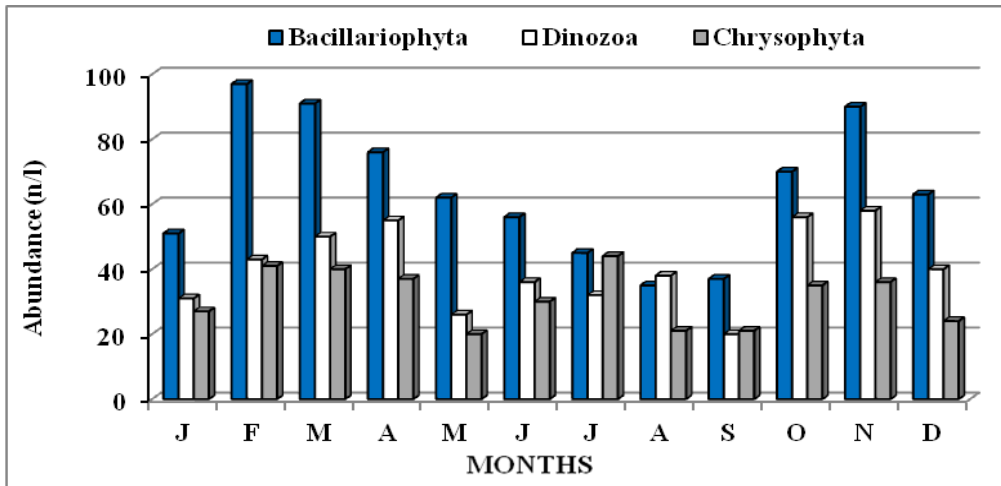


Figure 8. The spatio-temporal variations of the abundance of subdominant groups (Littoral)

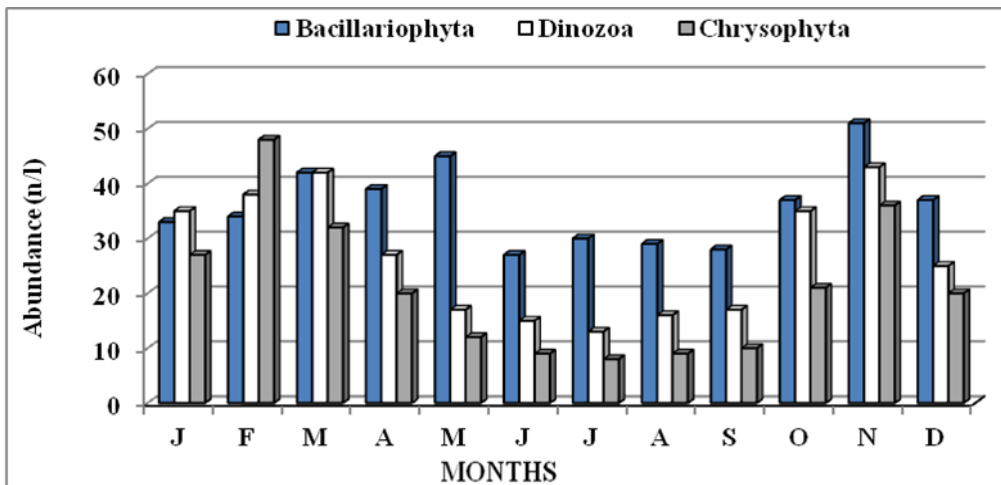


Figure 9. The spatio-temporal variations of the abundance of subdominant groups (Limnetic)

Staurastrum spp. (39 ± 13 , 35 ± 14 n/l), *Closterium* spp. (34 ± 14 , 33 ± 13 n/l), *Cosmarium* spp. (22 ± 9 , 21 ± 9 n/l) and *Scenedesmus* spp. (23 ± 11 , 19 ± 8 n/l) are notable (Table 3) taxa of the littoral and limnetic phytoplankton. *Ceratium hirudinella*, *Closterium acrosum*, *Cosmarium decoratum*, *C. granatum*, *Dinobryon sociale*, *Navicula radiosa*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum arctiscon*, *S. freemani*, *Spirogyra indica* and *Ulothrix aequalis* are quantitatively notable species (Table 3). Phytoplankton species diversity (Figure 10), dominance and evenness range between 2.986-3.366 and 3.045-3.503, 0.073-0.157 and 0.063-0.133, and 0.827-0.912 and 0.830-0.950 at the two regions, respectively (Table 3). The spatio-temporal significance of phytoplankton assemblages and diversity indices (vide ANOVA) are indicated in Table 4.

Phytoplankton influence net plankton richness ($r_1 = 0.805$, $p = 0.005$; $r_2 = 0.761$, $p = 0.0106$) at the littoral and limnetic regions, respectively and Charophyta influence phytoplankton richness ($r_1 = 0.871$, $p = 0.001$) at the littoral region. Phytoplankton influence net plankton abundance

($r_1 = 0.987$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.965$, $p < 0.0001$), and Charophyta ($r_1 = 0.919$, $p = 0.0002$; $r_2 = 0.985$, $p < 0.0001$), Chlorophyta ($r_1 = 0.939$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.910$, $p = 0.0003$), Bacillariophyta ($r_1 = 0.693$, $p = 0.026$; $r_2 = 0.701$, $p = 0.024$) and Chrysophyta ($r_1 = 0.954$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.914$, $p = 0.0002$) influences phytoplankton abundance at the littoral and limnetic regions, while Dinoozoa influences phytoplankton ($r_2 = 0.953$, $p < 0.0001$) at the limnetic region.

Eleven important species collectively influence phytoplankton abundance at the two regions ($r_1 = 0.981$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.984$, $p < 0.0001$); *Ceratium hirudinella* ($r_1 = 0.810$, $p = 0.004$; $r_2 = 0.924$, $p = 0.0001$), *Dinobryon sociale* ($r_1 = 0.954$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.914$, $p = 0.0002$), *Closterium acrosum* ($r_1 = 0.892$, $p = 0.0005$; $r_2 = 0.926$, $p = 0.002$), *Cosmarium granatum* ($r_1 = 0.945$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.834$, $p < 0.0027$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_1 = 0.869$, $p = 0.0011$; $r_2 = 0.852$, $p = 0.0011$), *Staurastrum arctiscon* ($r_1 = 0.753$, $p = 0.011$; $r_2 = 0.753$, $p = 0.0027$), *S. freemani* ($r_1 = 0.793$, $p = 0.006$; $r_2 = 0.709$, $p = 0.022$), and *Navicula radiosa* ($r_1 = 0.819$, $p = 0.004$;

$r_2 = 0.851$, $p = 0.002$) influence phytoplankton abundance at both the regions.

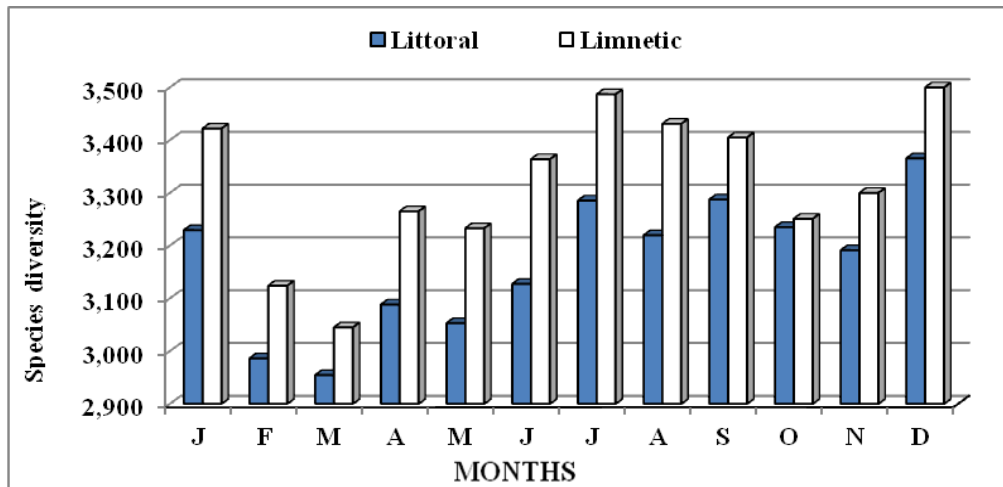


Figure 10. The spatio-temporal variations of phytoplankton species diversity

Table 4. ANOVA indicating the spatio-temporal significance of phytoplankton assemblages

Parameters↓	Regions	Months
Phytoplankton richness	$F_{1,23} = 18.285$, $P = 0.0013$	$F_{11,23} = 8.056$, $P = 0.0008$
Chlorophyta richness	-	$F_{11,23} = 6.088$, $P = 0.0028$
Abundance		
Phytoplankton	$F_{1,23} = 18.287$, $P = 0.0013$	$F_{11,23} = 48.887$, $P = 1E-07$
Charophyta	$F_{1,23} = 9.562$, $P = 0.0102$	$F_{11,23} = 25.536$, $P = 2.1E-06$
Chlorophyta	$F_{1,23} = 76.394$, $P = 2.8E-06$	$F_{11,23} = 17.746$, $P = 2.0E-05$
Bacillariophyta	-	$F_{11,23} = 2.284$, $P = 0.0486$
Dinzoa	-	-
Chrysophyta	-	$F_{11,23} = 23.456$, $P = 4.8E-06$
<i>Staurastrum</i> spp.	-	$F_{11,23} = 9.911$, $P = 0.0003$
<i>Closterium</i> spp.	-	$F_{11,23} = 9.423$, $P = 0.0004$
<i>Cosmarium</i> spp.	-	$F_{11,23} = 12.138$, $P = 0.0001$
<i>Scenedesmus</i> spp.	$F_{1,23} = 11.477$, $P = 0.0061$	$F_{11,23} = 22.035$, $P = 6.5E-06$
<i>Ceratium hirudinella</i>	-	$F_{11,23} = 8.989$, $P = 0.00052$
<i>Closterium acrosum</i>	-	$F_{11,23} = 12.586$, $P = 0.0001$
<i>Cosmarium decoratum</i>	-	$F_{11,23} = 8.954$, $P = 0.0005$
<i>Cosmarium granatum</i>	-	$F_{11,23} = 16.994$, $P = 2.4E-05$
<i>Dinobryon sociale</i>	-	$F_{11,23} = 23.456$, $P = 4.8E-06$
<i>Navicula radiosia</i>	$F_{1,23} = 9.702$, $P = 0.0098$	$F_{11,23} = 5.849$, $P = 0.0034$
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	$F_{1,23} = 6.769$, $P = 0.0246$	$F_{11,23} = 28.317$, $P = 1.8E-06$
<i>Spirogyra indica</i>	$F_{1,23} = 22.118$, $P = 0.0006$	-
<i>Staurastrum arctiscon</i>	-	$F_{11,23} = 19.078$, $P = 1.4E-05$
<i>Staurastrum freemani</i>	-	$F_{11,23} = 8.653$, $P = 0.0006$
<i>Ulothrix aequalis</i>	$F_{1,23} = 57.714$, $P = 1.1E-06$	$F_{11,23} = 5.231$, $P = 0.0053$
Diversity indices		
Species Diversity	$F_{1,23} = 71.421$, $P = 3.9E-06$	$F_{11,23} = 18.166$, $P = 1.7E-05$
Dominance	-	-
Evenness	$F_{1,23} = 12.728$, $P = 0.0044$	$F_{11,23} = 9.035$, $P = 0.0005$

(-) insignificant variations

Staurastrum spp. > *Closterium* spp. > *Cosmarium* spp. > *Scenedesmus* spp. collectively influence phytoplankton ($r_1 = 0.953$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.984$, $p < 0.0001$) and Chlorophyta ($r_1 = 0.979$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.997$, $p < 0.0001$) abundance at the two regions. *Closterium* spp. ($r_1 = 0.806$, $p = 0.005$;

$r_2 = 0.907$, $p < 0.0003$), *Cosmarium* spp. ($r_1 = 0.929$, $p = 0.0001$; $r_2 = 0.840$, $p = 0.002$), *Scenedesmus* spp. ($r_1 = 0.914$, $p = 0.0001$; $r_2 = 0.824$, $p = 0.003$) and *Staurastrum* spp. ($r_1 = 0.929$, $p = 0.0001$; $r_2 = 0.900$, $p = 0.0004$), individually influence phytoplankton at the two regions. *Closterium* spp. ($r_1 = 0.923$,

$p = 0.0001$; $r_2 = 0.908$, $p = 0.0003$), *Cosmarium* spp. ($r_1 = 0.879$, $p = 0.0008$; $r_2 = 0.809$, $p = 0.0045$), and *Staurastrum* spp. ($r_1 = 0.951$, $p < 0.0001$; $r_2 = 0.934$, $p < 0.00031$) influence Charophyta abundance at the two regions. *Scenedesmus* spp. ($r_1 = 0.869$, $p = 0.0011$; $r_2 = 0.779$, $p = 0.008$) influence Chlorophyta abundance at the two regions. *Closterium acrosum* ($r_1 = 0.874$, $p = 0.0009$; $r_2 = 0.877$, $p = 0.0009$), *Cosmarium granatum* ($r_1 = 0.849$, $p = 0.0019$; $r_2 = 0.795$, $p = 0.0060$), *Staurastrum arctiscon* ($r_1 = 0.752$, $p = 0.0121$; $r_2 = 0.810$, $p = 0.0045$) influence Charophyta abundance at both the regions. *Scenedesmus acuminatus* ($r_1 = 0.856$, $p = 0.0016$; $r_2 = 0.933$, $p < 0.0001$) influence Chlorophyta abundance at the two regions. *Navicula radiosa* influences Bacillariophyta abundance at the littoral ($r_1 = 0.935$, $p = 0.0003$) and limnetic ($r_2 = 0.883$, $p = 0.0007$) regions. *Ceratium hirudinella* influences Dinoflagellata abundance at the littoral region ($r_1 = 0.849$, $p < 0.0019$) and limnetic regions ($r_2 = 0.960$, $p < 0.0001$).

The species diversity is inversely influenced by abundance of *Scenedesmus acuminatus* ($r_1 = -0.736$, $p = 0.015$) and *Ulothrix aequalis* ($r_1 = -0.757$, $p = 0.011$) at the littoral region, and by *Closterium acrosum* ($r_2 = -0.752$, $p = 0.012$), *Cosmarium granatum* ($r_2 = -0.844$, $p = 0.002$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2 = -0.809$, $p = 0.005$), *Spirogyra indica* ($r_2 = -0.739$, $p = 0.015$), *Ulothrix aequalis* ($r_2 = -0.720$, $p = 0.019$) and *Ceratium hirudinella* ($r_2 = -0.689$, $p = 0.025$) at the limnetic region. It is inversely influenced by dominance ($r_2 = -0.731$, $p = 0.016$) at the limnetic region, and is positively influenced by evenness ($r_1 = 0.776$, $p = 0.008$; $r_2 = 0.797$, $p = 0.006$) at the two regions, respectively. Evenness records an inverse correlation with dominance at the littoral region ($r_2 = -0.842$, $p = 0.002$); is inversely influenced by abundance of phytoplankton ($r_1 = -0.832$, $p = 0.003$), Chlorophyta ($r_1 = -0.768$, $p = 0.009$), Chrysophyta ($r_1 = -0.740$, $p = 0.014$), *Cosmarium granatum* ($r_1 = -0.845$, $p = 0.002$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_1 = -0.779$, $p = 0.008$), *Staurastrum freemani* ($r_1 = -0.728$, $p = 0.017$), *Ulothrix aequalis* ($r_1 = -0.945$, $p < 0.0001$) and *Ceratium hirudinella* ($r_1 = -0.891$, $p = 0.0005$) and *Dinobryon sociale* ($r_1 = -0.740$, $p = 0.014$) at the littoral region. Chlorophyta ($r_2 = -0.904$, $p = 0.0003$), Dinoflagellata ($r_2 = -0.882$, $p = 0.0007$), Chrysophyta ($r_2 = -0.919$, $p = 0.0002$), *Closterium acrosum* ($r_2 = -0.908$, $p = 0.0003$), *Cosmarium granatum* ($r_2 = -0.868$, $p = 0.001$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2 = -0.878$, $p = 0.0008$), *Staurastrum arctiscon* ($r_2 = -0.735$, $p = 0.015$), *Spirogyra indica* ($r_2 = -0.882$, $p = 0.0007$), *Ulothrix aequalis* ($r_2 = -0.826$, $p = 0.003$), *Ceratium hirudinella* ($r_1 = -0.907$, $p = 0.0003$), *Dinobryon sociale* ($r_2 = -0.919$, $p = 0.0002$) and *Navicula radiosa* ($r_1 = -0.762$, $p = 0.010$) inversely influence

evenness at the limnetic region. The dominance positively correlates with abundance of phytoplankton ($r_2 = 0.690$, $p = 0.027$), Dinoflagellata ($r_2 = 0.807$, $p = 0.005$), Chrysophyta ($r_2 = 0.807$, $p = 0.005$), *Closterium acrosum* ($r_2 = 0.694$, $p = 0.026$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2 = 0.844$, $p = 0.002$), *Spirogyra indica* ($r_2 = 0.707$, $p = 0.022$), *Ulothrix aequalis* ($r_2 = 0.685$, $p = 0.029$), *Ceratium hirudinella* ($r_2 = 0.825$, $p = 0.003$) and *Dinobryon sociale* ($r_2 = 0.807$, $p = 0.005$) at the limnetic region.

Water temperature registers inverse influence on Charophyta richness ($r_2 = -0.758$, $p = 0.0111$) at the limnetic region, and magnesium registers positive influence on phytoplankton ($r_1 = 0.778$, $p = 0.008$) and Charophyta richness at ($r_2 = 0.759$, $p = 0.011$) at the littoral and limnetic regions, respectively. The rainfall exerts inverse influence on abundance of phytoplankton ($r_1 = -0.796$, $p = 0.006$; $r_2 = -0.819$, $p = 0.004$), Charophyta ($r_1 = -0.871$, $p = 0.001$; $r_2 = -0.835$, $p = 0.003$), Chlorophyta ($r_1 = -0.665$, $p = 0.036$; $r_2 = -0.727$, $p = 0.003$), Chrysophyta ($r_1 = -0.789$, $p = 0.007$; $r_2 = -0.746$, $p = 0.013$), and *Cosmarium granatum* ($r_1 = -0.786$, $p = 0.007$; $r_2 = -0.681$, $p = 0.030$) at the two regions. It exerts inverse influence on *Closterium acrosum* ($r_1 = -0.796$, $p = 0.006$) at the littoral region, and on abundance of Dinoflagellata ($r_2 = -0.779$, $p = 0.008$), *Ceratium hirudinella* ($r_2 = -0.767$, $p = 0.009$), *Navicula radiosa* ($r_2 = -0.679$, $p = 0.031$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2 = -0.735$, $p = 0.015$), *Spirogyra indica* ($r_2 = -0.788$, $p = 0.007$) at the limnetic region. Transparency records inverse influence on abundance of phytoplankton ($r_1 = -0.804$, $p = 0.005$; $r_2 = -0.749$, $p = 0.013$), Charophyta ($r_1 = -0.777$, $p = 0.008$; $r_2 = -0.716$, $p = 0.020$), Chrysophyta ($r_1 = -0.818$, $p = 0.004$; $r_2 = -0.745$, $p = 0.013$) and *Ceratium hirudinella* ($r_1 = -0.725$, $p = 0.018$; $r_2 = -0.809$, $p = 0.004$) at the two regions. It exerts inverse influence on abundance of Chlorophyta ($r_1 = -0.714$, $p = 0.020$) and *Closterium acrosum* ($r_1 = -0.784$, $p = 0.007$) at the littoral region, and on abundance of *Staurastrum freemani* ($r_2 = -0.685$, $p = 0.029$), and Dinoflagellata ($r_2 = -0.699$, $p = 0.024$) at the limnetic region. Total hardness positively influences abundance of *Closterium acrosum* ($r_1 = 0.697$, $p = 0.025$; $r_2 = 0.786$, $p = 0.007$) and *Cosmarium granatum* ($r_1 = 0.686$, $p = 0.028$; $r_2 = 0.860$, $p = 0.0014$) at the two regions, and exerts positive influence on phytoplankton ($r_2 = 0.668$, $p = 0.034$), Chlorophyta ($r_2 = 0.714$, $p = 0.020$), Chrysophyta ($r_2 = 0.682$, $p = 0.030$), *Ceratium hirudinella* ($r_2 = 0.792$, $p = 0.006$), *Navicula radiosa* ($r_2 = 0.707$, $p = 0.009$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2 = 0.805$, $p = 0.005$), *Spirogyra indica* ($r_2 = 0.707$, $p = 0.009$) abundance at the limnetic region. Total alkalinity positively influences abundance of *Ceratium hirudinella* ($r_1 = 0.686$, $p = 0.028$; $r_2 = 0.693$,

$p= 0.026$) at the two regions, and that of *Cosmarium granatum* ($r_2 = 0.863$, $p= 0.0013$) *Navicula radiosa* ($r_2= 0.770$, $p= 0.009$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_2= 0.706$ $p= 0.022$), *Staurastrum freemani* ($r_2= 0.709$, $p= 0.022$), *Spirogyra indica* ($r_2= 0.782$, $p= 0.007$) at the limnetic region. Nitrate depicts positive influence on abundance of phytoplankton ($r_1 = 0.734$, $p= 0.016$), Charophyta ($r_1 = 0.674$, $p= 0.033$),

Chrysophyta ($r_1 = 0.789$, $p= 0.007$), *Cosmarium granatum* ($r_1 = 0.750$, $p= 0.012$), *Dinobryon sociale* ($r_1 = 0.789$, $p= 0.0007$), *Scenedesmus acuminatus* ($r_1= 0.689$, $p= 0.027$) and *Staurastrum arctiscon* ($r_1= 0.710$, $p= 0.021$). Specific conductivity exerts inverse influence on *Closterium decorum* ($r_1 = -0.808$, $p= 0.005$) abundance at the littoral region.

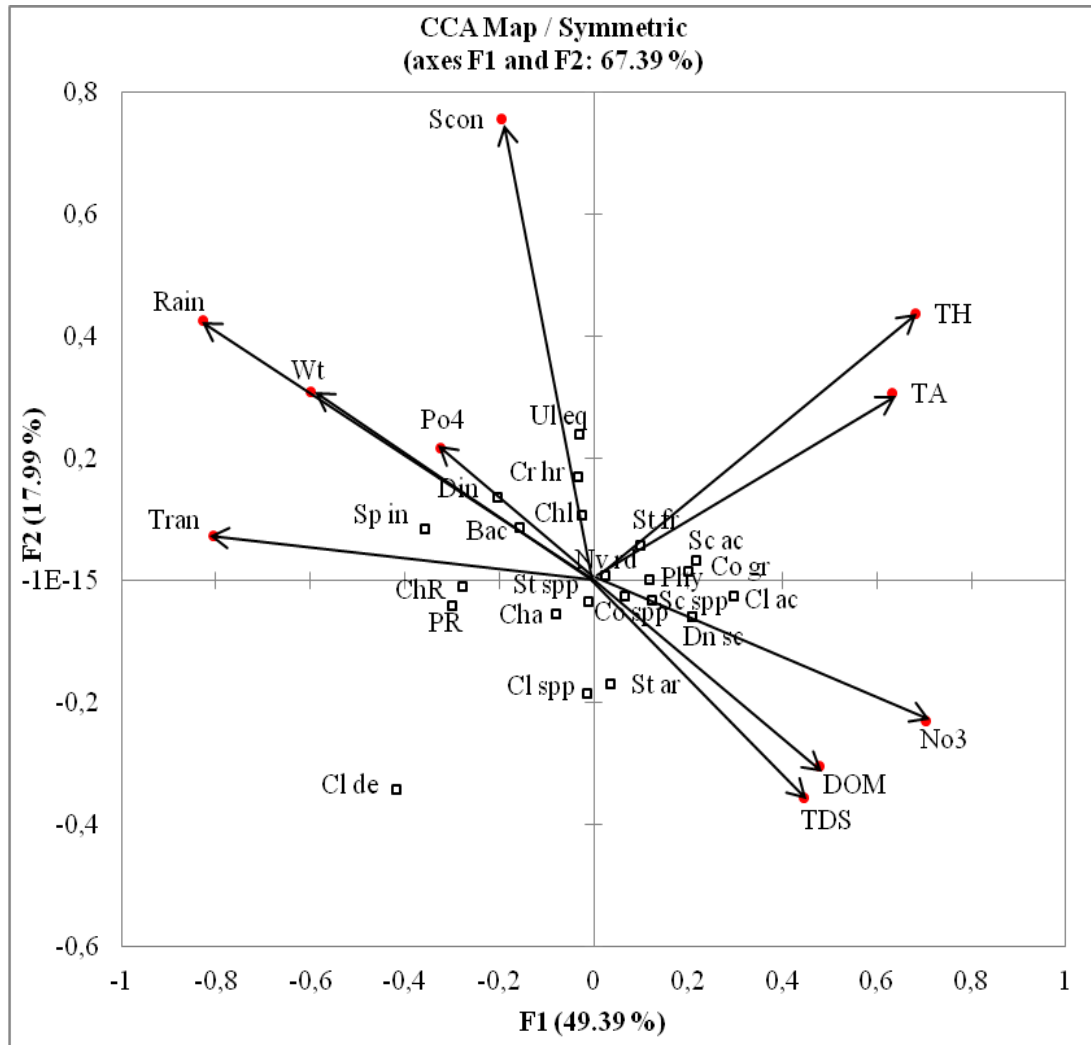


Figure 11. CCA coordination biplot of abiotic factors and phytoplankton assemblage (Littoral)

Abbreviations: Abiotic factors: DOM (dissolved organic matter), Po4 (phosphate), No3 (nitrate), Rain (rainfall), Scon (specific conductivity), TA (Total alkalinity), TDS (Total dissolved solids), TH (Total hardness), Tran (transparency), Wt (water temperature. **Biotic factors:** Bac (Bacillariophyta abundance), Cha (Charophyta abundance), Chl (Chlorophyta abundance), ChR (Charophyta richness), Chr (Chrysophyta), Cl ac (*Closterium acrosum*). Cl spp (*Closterium* species), Cl de (*Closterium decoratum*), Co gr (*Cosmarium granatum*), Co spp (*Cosmarium* species), Cr hr (*Ceratium hirudinella*), Din (Dinofzoa), PR (phytoplankton richness), Phy (Phytoplankton abundance), Sc ac (*Scenedesmus acuminatus*), Sc spp (*Scenedesmus* species), Sp in (*Spirogyra indica*), St spp (*Staurastrum* spp.), St ar (*Staurastrum arctiscon*), St fr (*Staurastrum freemani*), Ul ae (*Ulothrix aequalis*)

The canonical correspondence analysis (CCA) registers moderate cumulative influence (67.39 and 66.83 %) of 10 abiotic factors, along the

first two axes, on phytoplankton assemblages at the littoral and limnetic stations, respectively (Figures 11-12).

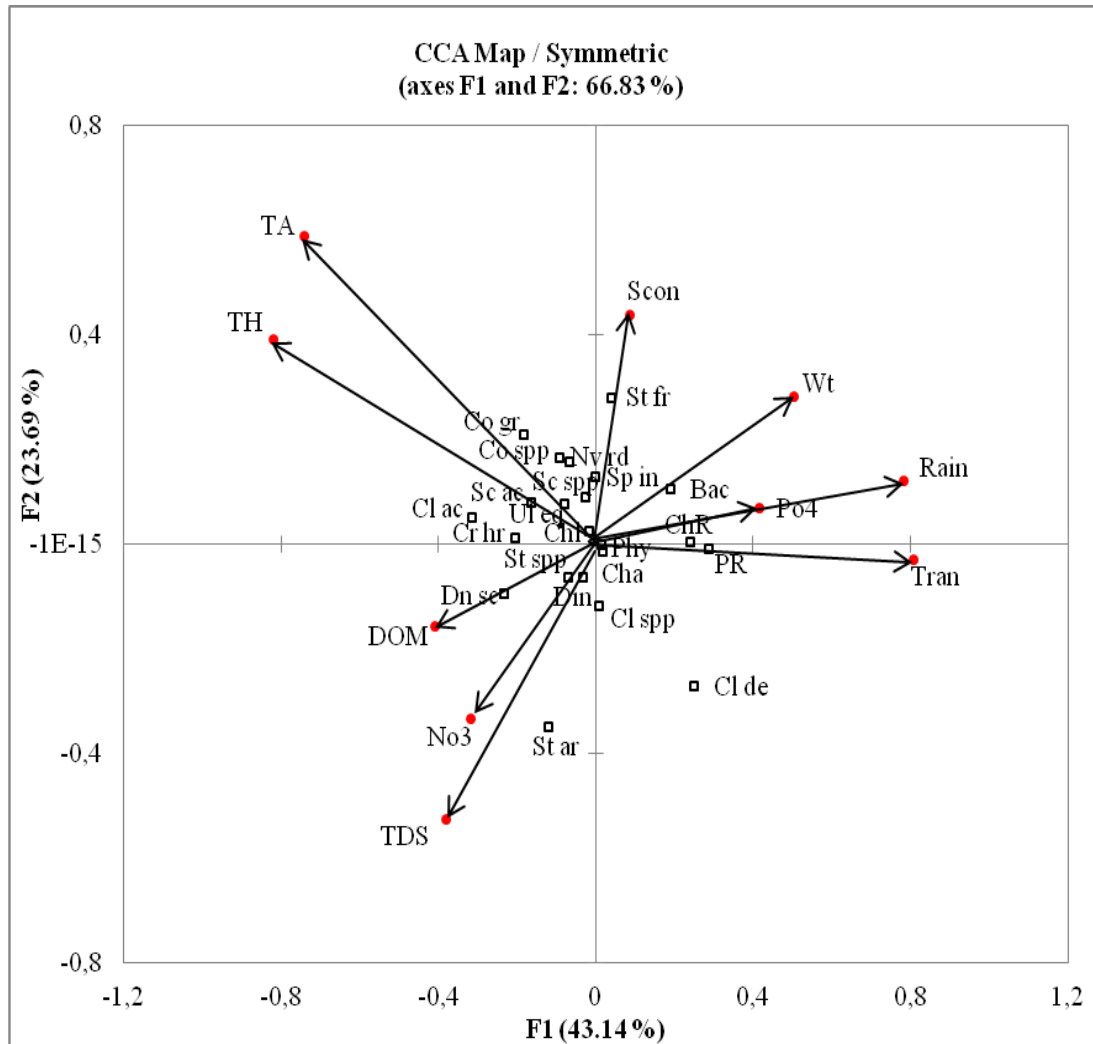


Figure 12: CCA coordination biplot of abiotic factors and phytoplankton assemblage (Limnetic)

Abbreviations: Abiotic factors: DOM (dissolved organic matter), Po4 (phosphate), No3 (nitrate), Rain (rainfall), Scon (specific conductivity), TA (Total alkalinity), TDS (Total dissolved solids), TH (Total hardness), Tran (transparency), Wt (water temperature. **Biotic factors:** Bac (Bacillariophyta abundance), Cha (Charophyta abundance), Chl (Chlorophyta abundance), ChR (Charophyta richness), Chr (Chrysophyta), Cl ac (*Closterium acrosum*), Cl spp (*Closterium* species), Cl de (*Closterium decoratum*), Co gr (*Cosmarium granatum*), Co spp (*Cosmarium* species), Cr hr (*Ceratium hirudinella*), Din (Dinzoa), PR (phytoplankton richness), Phy (Phytoplankton abundance), Nv rd (*Navicula radiosa*), Sc ac (*Scenedesmus acuminatus*), Sc spp (*Scenedesmus* species), Sp in (*Spirogyra indica*), St spp (*Staurastrum* spp.), St ar (*Staurastrum arcticum*), St fr (*Staurastrum freemani*), Ul ae (*Ulothrix aequalis*)

Discussion

Our results highlight very soft, slightly acidic-circumneutral, calcium poor, de-mineralized and oxygenated waters of Thadlaskein Lake with low transparency, free carbon dioxide, chloride, dissolved organic matter, total dissolved solids and nutrients. The low specific conductivity, attributed to the leached and weathered nature of the rocks and soils because of high rainfall (Sharma and Sharma 2021a, 2021b), warrants the inclusion of this lake under the 'Class I' category of trophic classification *vides* Talling and Talling (1965) and Payne (1986). ANOVA registers significant spatio-temporal variations of transparency and phosphate, and silicate records significant spatial variations. Water temperature, specific conductivity, total alkalinity,

total hardness, magnesium, chloride and dissolved organic matter register significant monthly variations, while pH, dissolved oxygen, free carbon dioxide, calcium, sulphate, nitrate and total dissolved solids record insignificant spatial and temporal variations.

A total of 51 phytoplankton species examined from Thadlaskein Lake compares with the reports from the reservoirs of Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a) and Mizoram (Sharma and Pachuau 2016), and the floodplain lakes of Assam (Sharma 2004, 2015) but depicts the species-rich nature than the reports from certain other reservoirs of Meghalaya (Sharma 1995; Sharma and Lyngdoh 2003; Sharma and Sharma 2021b), and the floodplains of Assam (Devi et al. 2016; Deb et al.

2019) and Tripura (Bharati et al. 2020) states of NEI. We report diverse phytoplankton than various lakes of Kashmir (Jeelani and Kaur 2012; Nissa and Bhat 2016), Uttarakhand (Negi and Rajput 2015; Sharma and Singh 2018; Goswami et al. 2018), Himachal Pradesh (Gupta et al. 2018; Jindal and Thakur 2014; Jindal et al. 2014b) from northwest India. The comparisons depict the diverse phytoplankton assemblage of this soft and de-mineralized water sacred lake. Phytoplankton reveals the speciose Charophyta concurrent with the reports from Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a, 2021b).

Woelkerling and Gough (1976), Payne (1986) and Sharma and Sharma (2021a, 2021b) hypothesized high desmid richness as a notable feature of phytoplankton assemblages of the soft, calcium-poor, and de-mineralized waters. The speciose desmids (26 species) comprise ~51% and ~96% of Phytoplankton and Charophyta species, respectively observed from Thadlaskein Lake and thus affirm the stated hypothesis. The desmid flora includes *Closterium* (5 species) > *Staurastrum* (4 species) > 3 species each of *Cosmarium*, *Micrasterias* and *Xanthidium*, and 2 species each of *Arthrodesmus*, *Euastrum*, *Netrium* and *Pleurotaenium*, while *Triploceras* is represented by one species. Total desmid richness noted vide our study corresponds with the species listed from Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a). Interestingly, this lake records high diversity of desmid genera than reported from the lacustrine environs of Himachal Pradesh (Thakur et al. 2013) and NEI (Sharma 1995, 2015; Sharma and Lyngdoh 2003; Sharma and Pachuau 2016; Sharma and Sharma 2021b).

Phytoplankton significantly influences net plankton richness in the two regions. High richness at the littoral > the limnetic region, except during July and October, is hypothesized to the greater habitat heterogeneity of the former region. Phytoplankton richness follows oscillating temporal variations at the two regions and registers significant spatio-temporal differences (vide ANOVA); the winter peak noticed at the two regions concurs with the reports from Manipur (Sharma 2010), Assam (Devi et al. 2016) and Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a). Our report of the speciose constellation of 49 phytoplankton species at the limnetic region during December is attributed to the possibility of co-existence of many species due to the high amount of niche overlap as hypothesized by MacArthur (1965). This instance broadly corresponds with the constellation of 51 species per sample from the Nongmahir reservoir of Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a). Charophyta, the speciose group, influences phytoplankton richness at the two regions

and records significant temporal variations (vide ANOVA). Phytoplankton richness registers 71.4-94.5 and 67.5-94.7% community similarities (vide Sørensen's index) at the littoral and limnetic regions, respectively; peak similarity values are noted between November-December and lowest similarities between March-June assemblages at the two regions. Our results record similarity values ranging between 71-90% in ~92% and ~ 82% instances at the littoral and limnetic regions, respectively, and thus affirm the relatively more temporal heterogeneity of phytoplankton composition at the latter region. This generalization is endorsed by the differential hierarchical cluster groupings which indicate closer affinity amongst November-December-October assemblage at the littoral region, and the limnetic region indicates closer affinity amongst January-December-November while March assemblages record maximum species divergence at the two regions.

Phytoplankton comprises an important quantitative component and influence net plankton abundance at the littoral and limnetic regions, and thus differ from the distinct predominance vs. net plankton reported from Meghalaya (Sharma 1995; Sharma and Lyngdoh 2003; Sharma and Sharma 2021a, 2021b), Mizoram (Sharma and Pachuau 2016) and Himachal Pradesh (Jindal and Thakur 2014). Higher abundance at the littoral > limnetic region, hypothesized to the greater environmental heterogeneity of the former region, is affirmed by the significant temporal variations (vide ANOVA) between the two regions. This study depicts bimodal temporal patterns of phytoplankton density variations at the two regions concurrent with the reports of Baba and Pandit (2014), Goswami et al. (2018) and Sharma and Sharma (2021a, 2021b). The littoral region records spring peak and autumn maxima, while the limnetic region records autumn peak and winter maxima. The autumn abundance concurs with the reports from Kashmir (Baba and Pandit 2014), Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a), Mizoram (Sharma and Pachuau 2016) and Uttarakhand (Sharma and Singh 2018); the winter maxima concur with the results of Wanganeo and Wanganeo (1991), Sharma (1995, 2004, 2009, 2010), Goswami et al. (2018), Sharma and Tiwari (2018) and Sharma and Sharma (2021a, 2021b). The lower abundance observed from early monsoon till late monsoon presents a distinct contrast to the mid-monsoon peak reported from a sub-tropical environment of Bhutan (Sharma and Bhattarai 2005).

Staurastrum spp. > *Closterium* spp. > *Cosmarium* spp. > *Scenedesmus* spp. collectively influence phytoplankton abundance at the two regions. ANOVA registers significant temporal

variations of *Staurastrum* spp., *Closterium* spp. and *Cosmarium* spp. abundance, and *Scenedesmus* spp. record significant spatio-temporal variations. The significance of *Staurastrum* spp. > *Closterium* spp. > *Cosmarium* spp. highlights the overall importance of the desmids vis-a-vis phytoplankton abundance concurrent with the reports of Sharma (2009, 2010), Hulyal and Kaliwal (2009), Thakur et al. (2013) and Sharma and Sharma (2021a, 2021b). Our study indicates the relative quantitative importance of *Ulothrix aequalis* \geq *Ceratium hirudinella* > *Dinobryon sociale* \geq *Navicula radiosa* > *Closterium acrosum* \geq *Scenedesmus acuminatus* \geq *Cosmarium granatum* > *Staurastrum arctiscon* > *S. freemani* > *Cosmarium decoratum* > *Spirogyra indica* at the littoral region. *Ceratium hirudinella* \geq *Dinobryon sociale* > *Staurastrum arctiscon* > *Closterium acrosum* \geq *Navicula radiosa* \geq *Scenedesmus acuminatus* > *Cosmarium granatum* > *Ulothrix aequalis* \geq *Staurastrum freemani* > *Cosmarium decoratum* indicate importance at the limnetic region, while *Spirogyra indica* records limited importance. These species collectively influence phytoplankton abundance at the two regions, while *Ceratium hirudinella*, *Dinobryon sociale*, *Closterium acrosum*, *Cosmarium granatum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum arctiscon*, *S. freemani*, and *Navicula radiosa* individually influence abundance at both the regions. The rest of phytoplankton species with lower abundance depict the 'generalist' nature. Following MacArthur (1965), it is thus hypothesized that Thadlaskein Lake has resources for utilization both by the selected important species and 'generalist' species. ANOVA registers significant spatio-temporal density variations of *Navicula radiosa*, *Scenedesmus acuminatus* and *Ulothrix aequalis*; *Spirogyra indica* records spatial variations; and *Ceratium hirudinella*, *Closterium acrosum*, *Cosmarium decoratum*, *C. granatum*, *Dinobryon sociale*, *Staurastrum arctiscon* and *S. freemani* register temporal variations.

Charophyta depicts the quantitative dominance, follow bimodal temporal patterns of density variations identical with that of phytoplankton, and influence abundance of the latter at the littoral and limnetic regions concurrent with the report of Sharma and Sharma (2021b). The Charophyta dominance compares with reports from the reservoirs of Meghalaya (Sharma 1995; Sharma and Lyngdoh 2003; Sharma and Sharma 2021a) and Mizoram (Sharma and Pachuau 2016) and the floodplain lakes (Sharma 2004, 2009, 2010, 2012, 2015) of NEI despite the inclusion of species of this group with Chlorophyta. ANOVA records the significant spatio-temporal density variations of Charophyta. This group records peak abundance during spring at the

littoral region, the limnetic region records autumn peak, and lower abundance is recorded during May-September. Charophyta abundance is influenced by *Closterium* spp., *Cosmarium* spp. and *Scenedesmus* spp., while *Closterium acrosum*, *Cosmarium granatum*, and *Staurastrum arctiscon* individually influence abundance at both regions.

Phytoplankton records sub-dominance of Chlorophyta > Bacillariophyta > Dinzoa > Chrysophyta; these groups except Dinzoa influence phytoplankton abundance at the littoral and limnetic regions, while the latter exerts influence on the limnetic assemblages. ANOVA registers significant spatio-temporal quantitative variations of Chlorophyta and Bacillariophyta, Chrysophyta registers significant temporal variations, and Dinzoa registers insignificant spatio-temporal density variations. Amongst the stated groups, Chlorophyta records higher abundance at the littoral region and follows bimodal patterns of temporal variations at the two regions broadly identical with those of phytoplankton. Peak Chlorophyta abundance during winter and maxima during autumn at both the regions differ from the summer peaks recorded from Assam (Sharma 2012, 2015) and Kashmir (Baba and Pandit 2014) and the spring (Ganai and Parveen 2014) and the late monsoon (Sharma and Sharma 2021b) peaks. *Scenedesmus acuminatus* and *Ulothrix aequalis* influence Chlorophyta density at the two regions.

Bacillariophyta sub-dominance corresponds with the reports from Manipur (Sharma 2009) and Uttarakhand (Sharma and Singh 2018), while it differs from the diatom dominance reported from the lakes of Himachal Pradesh (Jindal et al. 2014b), Kashmir (Baba and Pandit 2014) and Uttarakhand (Goswami et al. 2018). Bacillariophyta records the differential spatial oscillating patterns of density variations influenced by *Navicula radiosa* and depicts autumn peaks at the two regions; the latter concur with the report of Sharma and Sharma (2021a). Dinzoa follows the differential spatial oscillating patterns of density variations with the relative quantitative importance during February-April, June-July and October-November at the littoral region, and during January-March and October-November at the limnetic region; *Ceratium hirudinella* influences its abundance at the two regions concurrent with the reports of Sharma and Sharma (2021b). Our results differ from poor Dinzoa abundance reported by Sharma and Lyngskor (2003) and Sharma (2010), while the present study records the relatively lower abundance than the report from a reservoir of Meghalaya (Sharma and Sharma 2021a). Thadlaskein Lake indicates relatively higher Chrysophyta abundance than the floodplain lakes (Sharma 1995, 2009, 2010,

2012, 2015) and reservoirs (Sharma and Lyngskor 2003; Sharma and Sharma 2021b) of NEI. Chrysophyta follows broadly bimodal patterns of monthly density variations with peaks during winter (February) and maxima during autumn at both regions. Of the other groups, poor abundance Cyanobacteria concurs with the report of Sharma and Sharma (2021a, 2021b), while poor Euglenozoa abundance corresponds with the reports of Sharma (2009), Sharma and Pachua (2016) and Sharma and Sharma (2021a, 2021b).

Phytoplankton record high species diversity with H' values > 3.0 throughout the study at the littoral region and also at the littoral region except during February and March; ANOVA registers significant spatio-temporal diversity variations. Higher diversity as compared with the reports from reservoirs of NEI (Sharma 1995; Sharma and Lyngdoh 2003; Sharma and Lyngskor 2003; Sharma and Pachua 2016; Sharma and Sharma 2021a) highlights greater habitat heterogeneity of Thadlaskein Lake. The species diversity is inversely influenced by the abundance of *Scenedesmus acuminatus* and *Ulothrix aequalis* at the littoral region, and it is inversely influenced by *Closterium acrosum*, *Cosmarium granatum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Spirogyra indica*, *Ulothrix aequalis* and *Ceratium hirudinella* at the limnetic region. The diversity is inversely influenced by dominance at the limnetic region, and it is positively influenced by evenness at the two regions. While considering the Shannon Weiner diversity index to assess the trophic status (Wilhm and Dorris 1968; Masson 1998), we categorize the 'oligo-mesotrophic' status of Thadlaskein Lake based on the phytoplankton species diversity results.

Our study depicts high phytoplankton evenness and ANOVA registers its significant spatio-temporal variations. The evenness records inverse correlation with dominance at the littoral region; it is inversely influenced by the abundance of phytoplankton, Charophyta, Chrysophyta, *Cosmarium granatum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum freemani*, *Ulothrix aequalis* and *Ceratium hirudinella* and *Dinobryon sociale* at the littoral region. Charophyta, Dinzoa, Chrysophyta, *Closterium acrosum*, *Cosmarium granatum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum arctiscon*, *Spirogyra indica*, *Ulothrix aequalis*, *Ceratium hirudinella*, *Dinobryon sociale* and *Navicula radiosa* inversely influence evenness at the limnetic region. Our study records low phytoplankton dominance which depicts insignificant temporal variations at the two regions. The dominance is positively influenced by the abundance of phytoplankton, Dinzoa and Chrysophyta, and that of *Closterium acrosum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Spirogyra indica*, *Ulothrix*

aequalis, *Ceratium hirudinella* and *Dinobryon sociale* at the limnetic region. Higher evenness and lower dominance are attributed to the lower and equitable abundance of the majority of species and even the relatively lower abundance of notable species. The dominance and evenness record variations concurrent with the reports from the reservoirs (Sharma and Lyngskor 2003) and the floodplains (Sharma 2004, 2009, 2010, 2012, 2015) of NEI but differ from the relatively higher values reported from a reservoir of Meghalaya (Sharma and Sharma 2021b).

Referring to the influence of individual abiotic factors vs. richness, lower Chlorophyta richness during warmer periods affirms inverse influence of water temperature at the limnetic region concurrent with the report of Sharma and Sharma (2021b), while magnesium registers a positive influence on phytoplankton richness at the littoral region, and on Chlorophyta richness at the limnetic region. The limited and differential spatial influence on richness concurs with the report of Sharma and Sharma (2021b) but differs from lack of any influence vides the reports of Sharma and Lyngskor (2003) and Sharma (2012). Regarding the influence on abundance, we record the relative importance of the rainfall, transparency and total hardness. Lower abundance of phytoplankton, Charophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, and *Cosmarium granatum* during monsoon at the two regions; *Closterium acrosum* at the littoral region; and that of Dinzoa, *Ceratium hirudinella*, *Navicula radiosa*, *Scenedesmus acuminatus* and *Spirogyra indica* at the limnetic region depicts adverse influence of the rainfall. Low transparency adversely influences the abundance of phytoplankton, Charophyta, Chrysophyta and *Ceratium hirudinella* at the two regions; it also exerts inverse influence on the abundance of *Closterium acrosum* at the littoral region and Dinzoa at the limnetic region. Total hardness favors abundance of *Closterium acrosum* and *Cosmarium granatum* at the two regions, and that of phytoplankton, *Ceratium hirudinella*, *Navicula radiosa*, *Scenedesmus acuminatus* and *Spirogyra indica* abundance at the limnetic region. Among other factors, this study records the differential spatial importance of total alkalinity and nitrate. The former favours abundance of *Ceratium hirudinella* at the two regions, and that of *Cosmarium granatum*, *Navicula radiosa*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum freemani* and *Spirogyra indica* at the limnetic region. Nitrate favours abundance of phytoplankton, Charophyta, Chrysophyta, *Cosmarium granatum*, *Dinobryon sociale*, *Scenedesmus acuminatus* and *Staurastrum arctiscon* at the littoral region. Specific conductivity inversely

influences *Closterium decorum* abundance at the littoral region. In general, our results indicate a distinct departure than little insight on the overall influence of individual abiotic factors on phytoplankton assemblages vide the reports of Sharma (1995, 2009, 2010, 2012, 2015), Sharma and Lyngdoh (2003), Sharma and Lyngskor (2003) and Sharma and Pachuau (2016). The differential spatial influence on Charophyta and Chlorophyta and the notable species concurs with the reports of Sharma and Sharma (2021a, 2021b); the lack of influence on Bacillariophyta abundance corresponds with the reports of Sharma (2009), Sharma and Pachuau (2016) and Sharma and Sharma (2021a); the limited influence of specific conductivity differs from lack of any influence (Sharma and Lyngskor 2003), and the role of transparency differs from its limited influence vide the reports of Sharma and Bhattarai (2005) and Sharma and Sharma (2021a).

The canonical correspondence analysis (CCA) registers moderate (67.39% and 66.83%) cumulative influence of 10 abiotic factors, along the first two axes, on the littoral and limnetic phytoplankton assemblages, respectively. The CCA co-ordination biplot indicates the influence of water temperature and rainfall on Bacillariophyta and *Spirogyra indica* abundance; total alkalinity and total hardness on *Cosmarium granatum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum freemani* and *Navicula radiosa* abundance; nitrate on phytoplankton and *Closterium acrosum* abundance; nitrate and dissolved organic matter on Chrysophyta, *Cosmarium* spp. and *Scenedesmus* spp. and *Dinobryon sociale* abundance; specific conductivity on Chlorophyta, *Ceratium hirudinella* and *Ulothrix aequalis* abundance; phosphate on Dinzoa abundance; and total dissolved solids on *Staurastrum arctiscon* abundance at the littoral region. The CCA biplot depicts influence of rainfall and phosphate on phytoplankton and Charophyta richness; water temperature on Bacillariophyta abundance; total alkalinity and total hardness on the abundance of phytoplankton, *Ceratium hirudinella*, *Closterium acrosum* and *Scenedesmus acuminatus*; total alkalinity on *Scenedesmus* spp. abundances; and nitrate and dissolved organic matter influence the abundance of Chrysophyta at the limnetic region. Phytoplankton assemblages of Thadlaskein Lake register lower cumulative influence of abiotic factors than the reports from the floodplain lakes of Assam (Sharma 2015; Sharma and Sharma 2021a), while it broadly concurs with the results of Sharma and Sharma (2021b).

To conclude, diverse phytoplankton, Charophyta and desmids, the speciose constellation of 49 species per sample, lower phytoplankton abundance and

importance of desmids are notable attributes of the soft, calcium poor and de-mineralized waters of Thadlaskein Lake. Importance of phytoplankton vis-a-vis net plankton abundance, the dominance of Charophyta, sub-dominance of Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinzoa and Chrysophyta, the bimodal temporal variations of phytoplankton, Charophyta and Chlorophyta abundance, and the importance of *Staurastrum* spp. > *Closterium* spp. > *Cosmarium* spp. > *Scenedesmus* spp., and 11 species are noteworthy features. The relative importance of rainfall, transparency and total hardness vis-a-vis influence of individual abiotic factors, and moderate cumulative influence (vide CCA) of 10 abiotic factors on phytoplankton assemblages deserve attention. The differential spatial variations of diversity parameters and that of influence of individual abiotic factors are hypothesised to habitat heterogeneity amongst the littoral and limnetic regions.

Acknowledgments

The senior author thanks the Head, Department of Zoology, North-Eastern Hill University, Shillong for the laboratory facilities, and to K.R.S. Pou for the fieldwork help on various occasions. We thank our anonymous reviewers for their useful comments and suggestions. The authors have no conflict of research interests.

References

- Anand N. 1998. Indian Freshwater Microalgae. Bishen Singh Mahendra Pal Singh, Dehradun, 94 pp.
- APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater (18th Ed.) American Public Health Association, Washington D.C. 2538 pp.
- Baba AI, Pandit AK. 2014. Composition, diversity and population dynamics of phytoplankton at Saderkot in Wular Lake, Kashmir. *Journal of Ecosystem & Ecography* 4(1); 142.
doi.org/10.4172/2157-7625.1000142
- Bharati H, Deshmukhe G, Das SK, Kandpal BK, Sahoo L, Bhusan, S, Singh YJ. 2020. Phytoplankton communities in Rudrasagar Lake, Tripura (North-East India) – A Ramsar Site. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 11(1): 001–007.
doi.org/10.23910/IJBSM/2020.11.1.2030
- Biswas K. 1949. Common fresh and brackish algal flora of India and Burma. *Records Botanical Survey of India* 15(2): 1–169.
- Cérèghino R, Boix D, Cauchie HM, Martens K, Oertli B. 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* 723(1): 1–6.
[doi:10.1007/s10750-013-1719-y](https://doi.org/10.1007/s10750-013-1719-y)
- Deb S, Saikia J, Kalamdhad AS. 2019. Ecology of Deepor beel wetland, a Ramsar site of Guwahati, Assam with special reference to algal community. *European*

- Journal of Biomedical and Pharmaceutical Sciences 6(2): 232–243.
- Devi MB, Gupta S, Das T. 2016. Phytoplankton community of Lake Baskandi anua, Cachar District, Assam, North East India – An ecological study. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417, 2.
doi.org/10.1051/kmae/2015034
- Downing JA, Cole JJ, Middelburg JJ, Striegl RG, Duarte CM, Kortelainen P, Prairie YT, Laube KA. 2008. Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. *Global Biogeochemical Cycles* 22(1): GB1018.
[doi:10.1029/2006GB002854](https://doi.org/10.1029/2006GB002854)
- Fritter R, Manuel R. 1986. Field guide to the Freshwater life of Britain and North-West Europe. William Collins Sons & Co. Ltd, London, 382 pp.
- Ganai AH, Parveen S. 2014. Effect of physico-chemical conditions on the structure and composition of the phytoplankton community in Wular Lake at Lankrishpora, Kashmir. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 6(1): 71-84.
doi.org/10.5897/IJBC2013.0597
- Goswami M, Das T, Kumar S, Mishra A. 2018. Impact of physico-chemical parameters on primary productivity of Lake Nainital. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 6(4): 647–652.
- Gupta S, Singh D, Rawat MS, Ahmed R. 2018. Phytoplankton community in relation to physicochemical characteristics of Renuka Lake and Parshuram Tal (H.P.), India. *International Journal of Scientific Research and Reviews* 7(3): 769–780.
- Hulyal SK, Kaliwal BB. 2009. Dynamics of phytoplankton in relation to physico-chemical factors of Almatti reservoir of Bijapur district, Karnatak state. *Environmental Monitoring & Assessment* 153 (1-4): 45–59.
doi.org/10.1007/s10661-008-0335-1
- Islam AKMN, Haroon AKY. 1980. Desmids of Bangladesh. *Internationale Revue gesamen Hydrobiologie* 65(4): 551–604.
- Jindal R, Thakur RK. 2014. Hydrobiology and productivity of Kuntbhyog Lake, (District Mandi, Himachal Pradesh), India. *International Journal of Environmental Engineering* 6 (4): 449–459.
- Jindal R, Thakur RK, Singh UB, Ahluwalia AS. 2013. Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environmental Monitoring & Assessment* 185 (10): 8355–8373.
[doi:10.1007/s10661-013-3178-3](https://doi.org/10.1007/s10661-013-3178-3)
- Jindal R, Thakur RK, Singh UB, Ahluwalia AS. 2014a. Phytoplankton dynamics and species diversity in a shallow eutrophic, natural mid-altitude lake in Himachal Pradesh (India): role of physicochemical factors. *Chemistry and Ecology* 30(4): 328–338.
doi.org/10.1080/02757540.2013.871267
- Jindal R, Thakur RK, Singh UB, Ahluwalia AS. 2014b. Phytoplankton dynamics and water quality of Prashar Lake, Himachal Pradesh, India. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 3–4: 101–113.
doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.12.003
- Jeelani M, Kaur H. 2012. Ecological Understanding of Anchar Lake, Kashmir. *Bionano Frontier* 5(2): 57–61.
- John DM, Whitton BA, Brook AJ. 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Ludwig JA, Reynolds JF. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, New York, 337 p.
- MacArthur RH. 1965. Patterns of species diversity. *Biological Review* 40: 510–533.
[doi:10.1111/j.1469-185X.1965.tb00815.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1965.tb00815.x)
- Magurran AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm Limited, London, 179 pp.
- Masson CF. 1998. *Biology Freshwater Pollution (3rd Ed)*. Harlow (Essex), Longman.
- Negi RK, Rajput V. 2015. Assessment of phytoplankton diversity in relation to abiotic factors of Nainital Lake of Kumaon Himalayas of Uttarakhand State, India. *Asian Journal of Scientific Research* 8(2): 157–164.
- Nissa N, Bhat SU. 2016. An assessment of phytoplankton in Nigeen Lake of Kashmir Himalaya. *Asian Journal of Biological Sciences* 9: 27–30.
doi.org/10.3923/ajbs.2016.27.40
- Payne AR. 1986. *The ecology of Tropical Lakes and Rivers*. John Wiley & Sons, New York.
- Prescott GW. 1982. *Algae of the Western Great Lakes area*. Otto Koeltz Science Publishers, W. Germany, 977 p.
- Sharma BK. 1995. Limnological studies in a small reservoir in Meghalaya (N.E. India). In: K.H. Timotius & F. Goltenboth (Eds.), *Tropical Limnology II: 1–11*. Satya Wacana University Press, Salatiga, Indonesia
- Sharma BK. 2004. Phytoplankton communities of a floodplain lake of the Brahmaputra river basin, upper Assam. *Journal of Inland Fisheries Association* 31: 27–35.
- Sharma BK. 2009. Phytoplankton communities of Loktak lake (a Ramsar site), Manipur (N. E. India): composition, abundance and ecology. *Journal of Threatened Taxa* 1(8): 401–410.
doi.org/10.11609/JoTT.o2193.401-10
- Sharma BK. 2010. Phytoplankton diversity of two floodplain lakes (pats) of Manipur (N. E. India). *Journal of Threatened Taxa* 2(11): 1273–1281.
doi.org/10.11609/JoTT.o2427.1273-81
- Sharma BK. 2012. Phytoplankton diversity of a floodplain lake of the Brahmaputra River basin, Assam, north-east India. *Indian Journal of Fisheries* 59(4): 131–139.
- Sharma BK. 2015. Phytoplankton diversity of Deepor Beel- a Ramsar site in the floodplain of the Brahmaputra River Basin, Assam, north-east India. *Indian Journal of Fisheries* 62(1): 33–40.
- Sharma BK, Bhattarai S. 2005. Hydro-biological analysis of a peat bog with emphasis on its planktonic diversity and population dynamics in Bumdeling Wildlife Sanctuary: eastern Bhutan. *Limnology* 6: 183–187.
doi.org/10.1007/s10201-005-0157-6

- Sharma BK, Lyngdoh RM. 2003. Abundance and ecology of net and phytoplankton of a subtropical reservoir of Meghalaya (N. E. India). *Ecology, Environment & Conservation* 9 (4): 497–503.
- Sharma BK, Lyngskor C. 2003. Plankton communities of a subtropical reservoir of Meghalaya (N. E. India). *Indian Journal of Animal Sciences* 73(2): 88–95.
- Sharma BK, Pachuau L. 2016. Diversity of Phytoplankton of a sub-tropical reservoir of Mizoram, northeast India. *International Journal of Aquatic Biology* 4(6): 360–369.
doi.org/10.22034/ijab.v4i6.195
- Sharma BK, Sharma S. 2021a. Phytoplankton diversity of a subtropical reservoir of Meghalaya state of northeast India. *Aquatic Sciences and Engineering* 36 (2): 51-65.
doi.org/10.26650/ASE202074021
- Sharma BK, Sharma S. 2021b. Phytoplankton diversity of a de-mineralized subtropical reservoir of Meghalaya state, northeast India. *Aquatic Research* 4(3): 233-249.
doi.org/10.3153/AR21018
- Sharma RC, Singh S. 2018. Water quality and phytoplankton diversity of high altitude wetland, Dodi Tal of Garhwal Himalaya, India. *Biodiversity International Journal* 2(6): 484–493.
- Sharma RC, Tiwari V. 2018. Phytoplankton diversity in relation to physico-chemical environmental variables of Nachiketa Tal, Garhwal Himalaya. *Biodiversity International Journal* 2(2): 128–136.
- Talling JF, Talling IB. 1965. The chemical composition of African lake waters. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 50: 421–463.
doi.org/10.1002/iroh.19650500307
- Thakur RK, Jindal R, Singh UB, Ahluwalia AS. 2013. Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environment Monitoring & Assessment* 185 (10): 8355–8373.
doi.org/10.1007/s10661-013-3178-3
- Wanganeo A, Wanganeo R. 1991. Algal population in valley lakes of Kashmir Himalayas. *Archiv fur Hydrobiologie* 121: 219–223.
- Wilhm JL, Dorris TC. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience* 18: 477–481.
doi.org/10.2307/1294272
- Woelkerling WJ, Gough SB. 1976. Wisconsin Desmids. III. Desmid community composition and distribution in relation to lake type and water chemistry. *Hydrobiologia* 51(1): 3–32.
doi.org/10.1007/BF00007982
- Woelkerling WJ, Kowal RR., Gough SB. 1976. Sedgwick-Rafter cell counts: a procedural analysis. *Hydrobiologia* 48 (2): 95–107.
doi.org/10.1007/BF00040161
- Zutshi DP, Wanganeo A. 1984. The phytoplankton and primary productivity of a high altitude subtropical lake. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 222: 1168-1172.
doi.org/10.1080/03680770.1983.11897457



Bakır Sülfatın ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) Farklı Konsantrasyonlarının Gökkuşığı Alabalıkları (*Oncorhynchus mykiss*) Üzerine Histopatolojik Etkileri

Cafer BULUT^{1*}, Ayşegül KUBİLAY²

¹T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Eğirdir-Isparta

²Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Isparta

Ö Z

Bu çalışmada, bakır sülfatın ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) farklı konsantrasyonlarının gökkuşığı alabalıklarının (*Oncorhynchus mykiss*) solungaç, karaciğer ve kas dokusu üzerindeki histolojik etkisi araştırılmıştır. Çalışmada kontrol grubu, 0.5 mg/L (24 saat), 3 mg/L (18 saat), 500 mg/L (1-2 dakika) bakır sülfat konsantrasyon grupları uygulanmıştır. Biyodenyde ortalama ağırlığı 150 g olan 40 adet balık kullanılmıştır. Histopatolojik bulgular içinde her deney grubundan 5 balık kullanılmıştır. Dokular 24 saat boyunca % 10 formalin çözeltisi ile sabitlenmiştir. Doku örnekleri, histolojik protokol standardı kullanılarak parafine gömülmüş, kesitler 5 µm kalınlıkta kesilmiş, cam slaytlar üzerine monte edilmiş, hematoksin ve eozin (H&E) ile boyanmış ve boyanan bölümler ışık mikroskobu altında incelenmiştir. Karaciğerde sinuzoidal boşluklar, venalarda konjesyon, vakuoler ve parankim dejenerasyon, damarlarda hasar ve hepatositlerde dejenerasyon görülmüştür. Kas dokularında dejenerasyon, nekroz (miyofaji), inflamatuvar selüler infiltrasyon görülmüş, solungaç lamellarlarında, pılar ve epitel hücrelerde dejenerasyon, interlamellar alanlarda lenfoid ve mononükleer hücre infiltrasyonu, epitelium hücrelerde nekroz gözlenmiştir. Çalışmada, 3 mg/L bakır sülfat konsantrasyonunun balıklar için çok zararlı olduğu belirlenmiştir. Zira yüksek konsantrasyonlarda bakır sülfatın özellikle balıkların solungaç ve dokularını olumsuz yönde etkilediği belirlenmiştir. Kısa süreli kullanımlarda 500 mg/L ve uzun süreli banyoda ise 0,5 mg/L tercih edilebilir. Çalışmada, bakır sülfatın su ürünleri yetiştiriciliğinde bilinçli ve ihtiyaç dâhilinde kullanılması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Anahtar kelimeler: Su ürünleri yetiştiriciliği, gökkuşığı alabalığı, *Oncorhynchus mykiss*, bakır sülfat, histopatoloji

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 05.08.2020

Düzeltilme : 05.03.2021

Kabul : 07.03.2021

Yayım : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.777287

* SORUMLU YAZAR

caferbulut@gmail.com

Tel : +90 246 313 34 60

Fax : +90 246 313 34 63

Histopathological Effects of Different Concentrations of Copper Sulfate ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) on Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*)

Abstract: In this study, histopathological effects in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) of different concentrations of copper sulphate ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) on gill, liver and muscle tissue was investigated. The experiment as 0.5 mg/L (24h), 3 mg/L (18 h), 500 mg/L (1-2 min) of copper sulphate concentrations groups and the control group were conducted. In the bioassay, 40 fish with an average weight of 150 g were used. 5 fish from each experimental group were used for histopathological findings. The tissues were fixed 10% formalin solution for 24 h. Tissue samples were embedded with paraffin using histological protocols standard. Sections were cut at 5 µm thickness, mounted onto glass slides, and stained with hematoxylin and eosin (H&E). Stained sections were examined by light microscopy. As a result sinusoidal cavities, congestion in vena, vacuolar and parenchymal degeneration, vascular damage and degeneration in hepatocytes were observed in the liver. Degeneration, necrosis (myophagia), inflammatory cellular infiltration were observed in muscle tissues. Degeneration in gill lamellas, pilar and epithelial cells, lymphoid and mononuclear cell infiltration in interlamellar areas, necrosis in epithelial cells. In this study, it was determined that 3 mg/L copper sulphate concentration is very harmful for fish. Because, high concentrations of copper sulphate adversely affected the gills and tissues of fish, especially. 500 mg/L can be preferred for short-term use and 0.5 mg/L for long-term use. In this study, it was concluded that copper sulfate should be used consciously and in need in aquaculture.

Keywords: Aquaculture, rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, copper sulfate, histopathology

Alıntılama

Bulut C, Kubilay A. 2021. Bakır Sülfatın ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) Farklı Konsantrasyonlarının Gökkuşığı Alabalıkları (*Oncorhynchus mykiss*) Üzerine Histopatolojik Etkileri LimnoFish. 8(1): 18-27. doi: 10.17216/LimnoFish.777287

Giriş

İntensif kültür uygulamaları yapılan balık yetiştiriciliği sektöründe insan sağlığına ve çevreye

zarar vermeyecek şekilde sağlıklı balık üretiminin yapılarak tüketime sunulmasına katkıda bulunmak yetiştiriciliğin temel hedeflerinden biridir. Bu amaçla

önemli bir kültür balığı olan gökkuşağı alabalıklarında paraziter ve mikrobiyal infeksiyonların tedavisinde ve alet-ekipmanın dezenfeksiyonunda yoğun miktarda dezenfektan ve kemoterapotik maddeler yaygın olarak kullanılmaktadır. Ancak yaygınlaşan bu kullanım, çevresel olumsuzluklara sebep olduğu gibi uygulama yapılan balıklarda da olumsuz etkilere neden olmaktadır. Bu durum kültür balıkçılığında da önemli bir problem oluşturmaktadır (Björklund vd. 1991; Aoki 1992). Bu kapsamda yaygın olarak kullanılan bu kimyasalların balığın üzerindeki etkilerinin histopatolojik olarak bilinmesi önemlidir (Örün 2004).

Bakır sülfat pentahidrat ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$); algisit, fungusit, insektisit, mollusit, nematisit ve su ürünleri yetiştiriciliğinde dünyanın her yerinde çok geniş ve yaygın bir şekilde kullanılan bir pestisit olup kullanımı 1900'lü yılların başlarına kadar dayanmaktadır (Siemering vd. 2005; Yıldız vd. 2005; Lasiene vd. 2016). Bakır sülfatın, kullanıldığı canlılar üzerindeki etki mekanizması, bakır iyonları ile mantar ve algerin enzimlerini deaktive etmesi ve hücrel proteinleri denatüre etmesi şeklindedir (Siemering vd. 2005).

Bakır sülfat, suda yüksek oranda çözünerek bakır ve sülfat iyonlarına ayrılır. Canlılar üzerinde bakır sülfatın toksik etkisini ağır bir metal olan bakır iyonları gösterir. Sülfat iyonları ise su ortamlarında, toprak, sediment ve kayalarda doğal olarak bulunan bir iyondur. Sülfat iyonları vücuda alındığında, bağırsaktan çok az emilir ve böbreklerden elimine edilerek atılır. Yapılan çalışmalarda sülfatın, oral veya inhalasyonla organizmaya alındığında akut toksisitesi, kronik ve subkronik toksisitesi, gelişim ve üreme üzerine etkileri görülmemiştir (WHO 1984; US EPA 1987; Trivedi vd. 2012; Atabati vd. 2015; Demir vd. 2016).

Bakır sülfat, su ürünleri sektöründe balık hastalıklarının kontrolünde dezenfektan olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Kültür balıkçılığında fungal ve paraziter hastalıkların tedavisinde, tarım alanlarında bitkileri tahrip eden zararlılarla mücadelede, havuzlarda zararlı otların yok edilmesinde ve su bitkilerinin büyümesinin kontrol altında tutulmasında sıkça kullanılmaktadır (Boyd 1982; Arda vd. 2002; Sağlam ve Ural 2003). Bakır sülfat deniz parazitlerinden *Cryptocaryon irritans* ve *Oodinium* spp. ve karides havuzlarındaki filamentli alger için etkili bir tedavidir (Chen ve Lin 2001; Timur ve Timur 2003).

Bakır sülfatın suda yaşayan organizmalara yaptığı toksik etki suyun sıcaklığı, bulanıklığı, oksijen miktarı gibi parametrelere bağlıdır. Bakır ve klorür ortamda beraber bulduklarında zehirli etkisi daha da artabilmekte ve bakır sülfat balıkların iç

organlarının düzenini bozmakta ve zehir etkisi yapabilmektedir (Uslu ve Türkman 1987; Doyuk ve Çolakoğlu 2004).

Çeşitli balık türleri ile yapılan araştırmalardan bakır sülfatın subletal derişimlerinin uzun süreli etkisinin dokularda birikime (Cicik 2003), solungaçlarda yapısal bozukluklara, omurgada deformasyonlara, immün sistemin zayıflamasıyla nörolojik bozukluklara (Stagg ve Shuttleworth 1982), hematolojik ve biyokimyasal parametrelerde değişimlere neden olduğu (Tort ve Torres 1988) belirlenmiştir.

Bakır sülfatın balıklarda davranış değişiklikleri, biyokimyasal değişiklikler, beslenme davranış değişiklikleri, büyüme ve immünolojik değişiklikler, ölüm gibi etkilere sebep olduğu pek çok araştırmacı tarafından bildirilmiştir (Soucek 1998; Handy 1999; Shaw vd. 2012; Al-Bairuty vd. 2016; Kırıcı vd. 2017; Boyle vd. 2020).

Bu çalışmada bakır sülfatın yetiştiricilikte uygulanan farklı konsantrasyonlarının gökkuşağı alabalıkları (*Oncorhynchus mykiss*) üzerindeki histopatolojik etkilerinin araştırılması amaçlanmıştır.

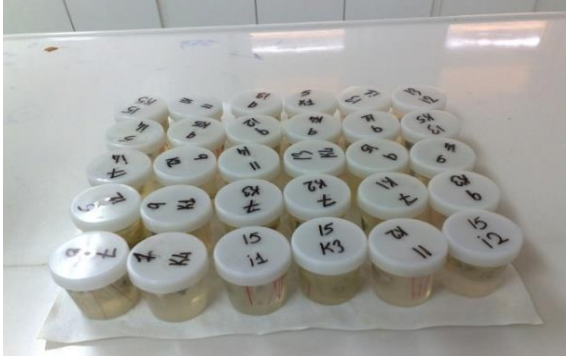
Materyal ve Metot

Araştırma Ekim-Kasım 2009 tarihleri arasında Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Balık Üretim Tesisi ve Kuluçkhanesi'nde gerçekleştirilmiş olup çalışmada yaklaşık 150 g ağırlığında 40 adet gökkuşağı alabalığı kullanılmıştır. Araştırmada kullanılan gökkuşağı alabalıkları Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Yetiştiricilik Ünitesinden temin edilmiştir. Deneme süresince balıklar vücut ağırlığının %2'si oranında ticari pelet yemle beslenmiştir. Araştırmada denemede toplam 6 adet 0,6 m³ hacimli, 400 L su bulunan yuvarlak fiberglas tanklar kullanılmıştır. Araştırmada; debisi 12 L/dk, ortalama sıcaklığı 12 °C, pH: 7,2; çözünmüş oksijen 7,4 mg/L olan artezyen suyu kullanılmıştır. Tekerrürlü gerçekleştirilen denemede kontrol grubu, 0,5 mg/L (24 saat), 3 mg/L (18 saat), 500 mg/L (1-2 dakika) bakır sülfat konsantrasyon grupları uygulanmıştır. Deneme sonunda her gruptan 5 adet balık histopatolojik incelemeler için kullanılmıştır.

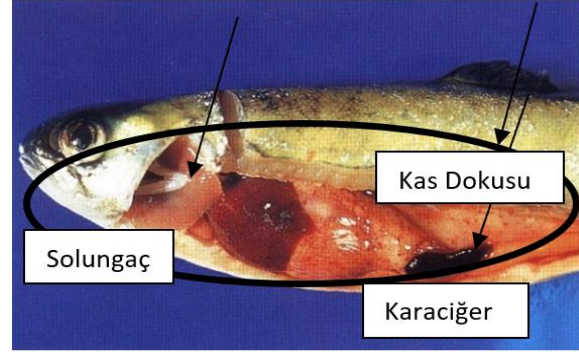
Histopatolojik örneklemelerde balıkların solungaç, karaciğer ve kas dokuları kullanılmıştır. Dokular zaman kaybedilmeden alınarak % 10'luk formalin solusyonunda 24 saat boyunca sabitlenmiştir (Şekil 1 ve Şekil 2). Patolojik incelemeler için rutin preparat hazırlama tekniğine göre parafin bloklar hazırlanıp, 5 µm ayarlı mikrotomda kesilmiş ve cam slaytlar üzerine monte edilmiştir. Kesitler hematoksilin-eozin (H&E) ile

boyanarak ışık mikroskopunda incelenmiş, bulgular değerlendirilip önemli görülenler mikroskopta X200

ve X400 kez büyütülerek resimlenmiştir (Luna 1968).



Şekil 1. Denemede kullanılan histopatoloji numuneleri
Figure 1. Histopathology samples used in the experiment

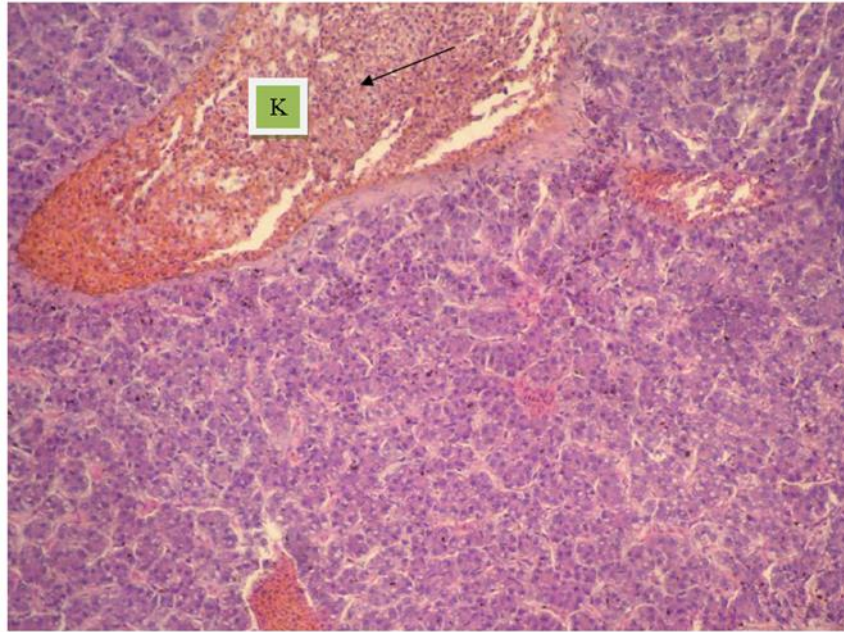


Şekil 2. Balıklarda histopatolojik örneklerin alındığı bölgeler
Figure 2. Regions where histopathological samples were taken from fish

Bulgular

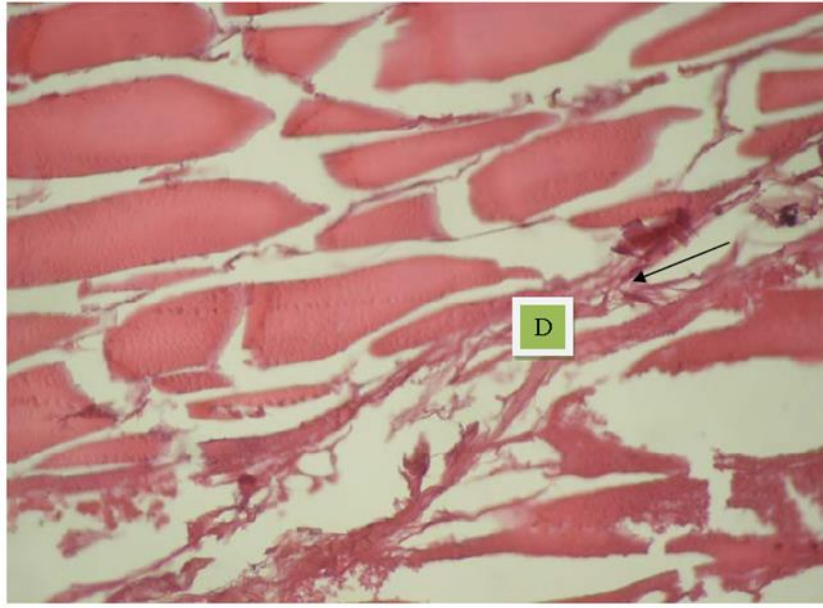
Gökkuşuğu alabalıklarına 0,5 mg/L bakır sülfat uygulanan grupta; karaciğerde sinuzoidal boşluklar, venalarda konjesyon, damarlarda hasar ve hepatositlerde dejenerasyon görülmüştür (Şekil 3). Bakır sülfatın en düşük dozunun uygulandığı bu

grupta kas dokularında dejenerasyon görülmüş (Şekil 4), solungaç lamellerde, pilar ve epitel hücrelerde dejenerasyon, interlamellar alanlarda lenfoid ve mononükleer hücre infiltrasyonu, nekroz ve dökülmelerden dolayı lamellerin bütünlüğünü kaybettiği gözlenmiştir (Şekil 5).



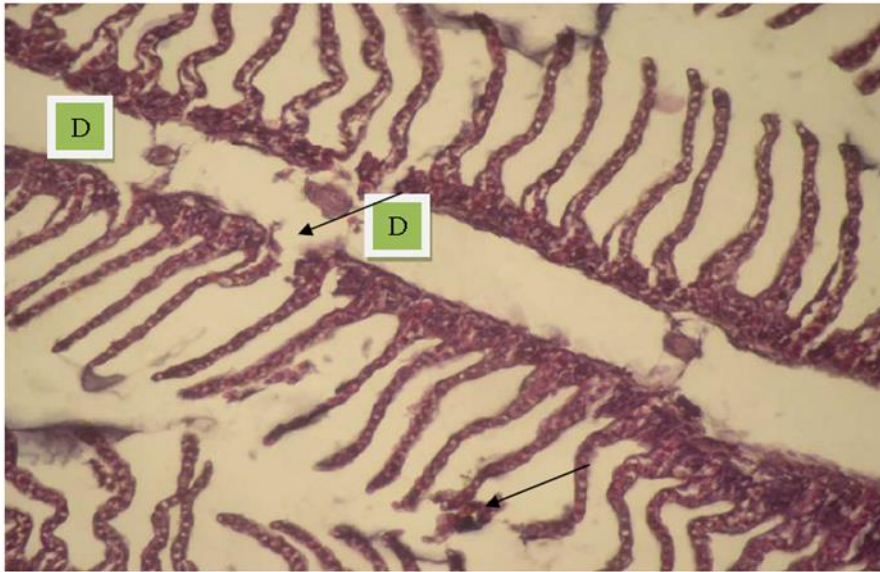
Şekil 3. Bakır sülfat 0,5 mg/L uygulanmış gökkuşuğu alabalıklarında karaciğerde venalarda konjesyon (H&E) (X200)
K: konjesyon

Figure 3. Congestion in liver veins in rainbow trout treated with copper sulfate 0.5 mg/L (H&E) (X200)
K: congestion



Şekil 4. Bakır sülfat 0,5 mg/L uygulanmış gökkuşuğu alabalıklarında kas dokuda dejenerasyon (H&E) (X400) D: dejenerasyon

Figure 4. Muscle tissue degeneration (H&E) (X400) in rainbow trout treated with copper sulfate 0.5 mg/L D: degeneration

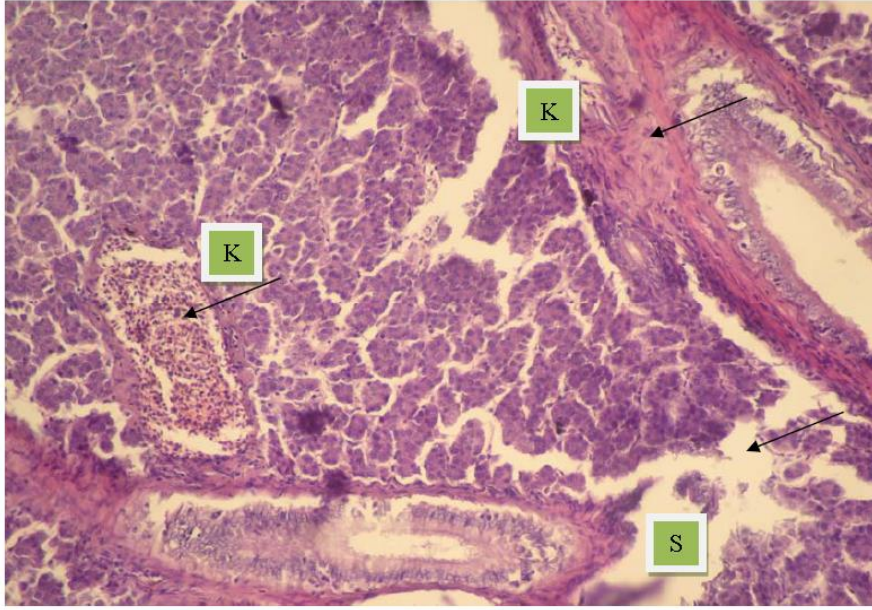


Şekil 5. Bakır sülfat 0,5 mg/L uygulanmış gökkuşuğu alabalıklarında solungaç lamellerde pilar ve epitel hücrelerde dejenerasyon (H&E) (X200) D: dejenerasyon

Figure 5. Degeneration of pilar and epithelial cells in gill lamellae in rainbow trout treated with copper sulfate 0.5 mg/L (H&E) (X200) D: degeneration

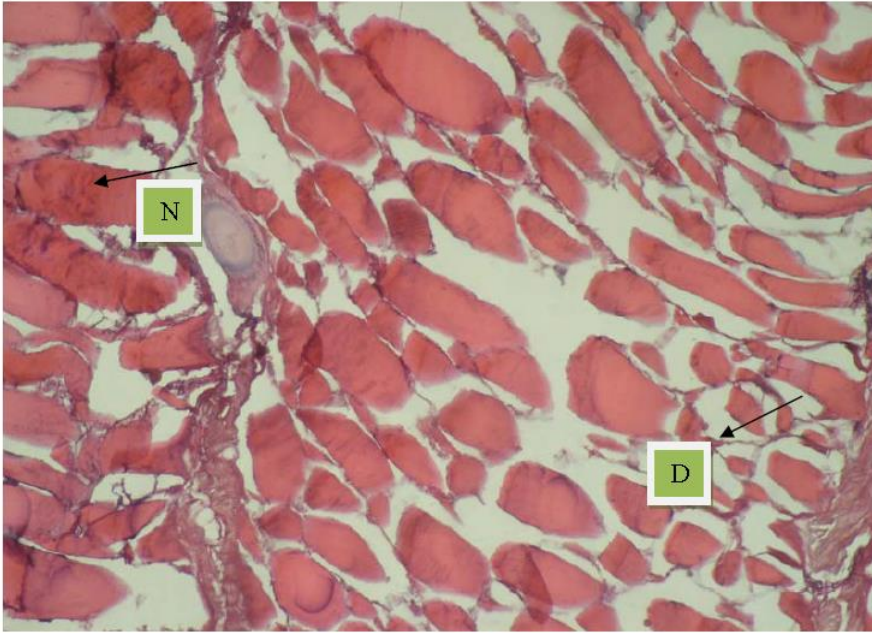
Gökkuşuğu alabalıklarına 3,0 mg/L bakır sülfat uygulanan grupta; karaciğerde hepatositlerde dejenerasyon, damarlarda kan birikiminde (konjesyon) artış (Şekil 6), kas

dokuda dejenerasyon ve nekroz (miyofaji), inflamatuvar selüler infiltrasyon gözlenmiştir (Şekil 7). Solungaç lamel epitelyum hücrelerinde ise nekroz gözlenmiştir (Şekil 8).



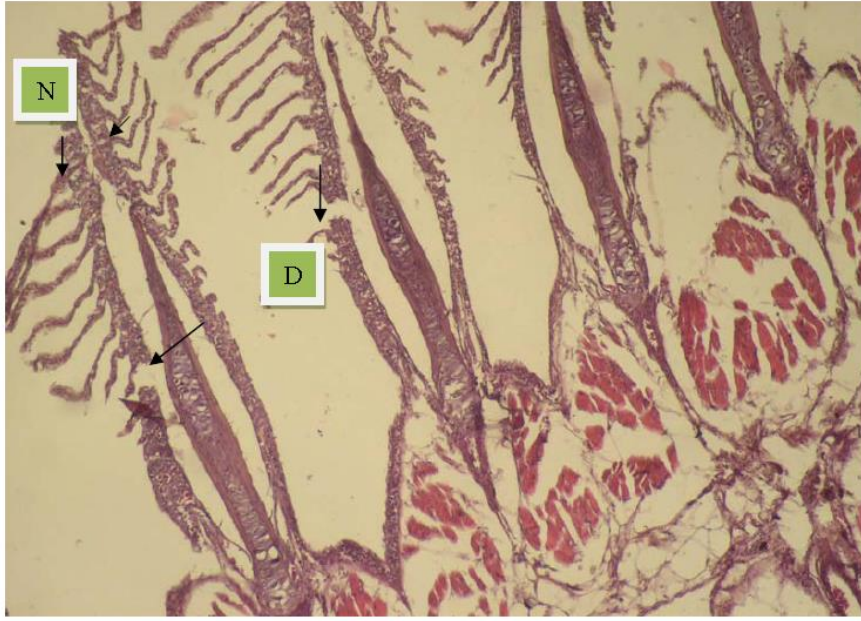
Şekil 6. Bakır sülfat 3,0 mg/L uygulanmış gökkuşaağı alabalıklarında karaciğerde artan sinuzoidal boşluklar ve konjesyon (H&E) (X200) S: Sinuzoidal boşluklar K: konjesyon

Figure 6. Increased sinusoidal spaces and congestion in the liver in rainbow trout treated with copper sulfate 3.0 mg/L (H&E) (X200) S: Sinusoidal spaces K: congestion



Şekil 7. Bakır sülfat 3,0 mg/L uygulanmış gökkuşaağı alabalıklarında kas dokuda dokuda dejenerasyon ve nekroz (H&E) (X200) D: dejenerasyon N: nekroz

Figure 7. Degeneration and necrosis of muscle tissue in rainbow trout treated with copper sulfate 3.0 mg/L (H&E) (X200) D: degeneration N: necrosis

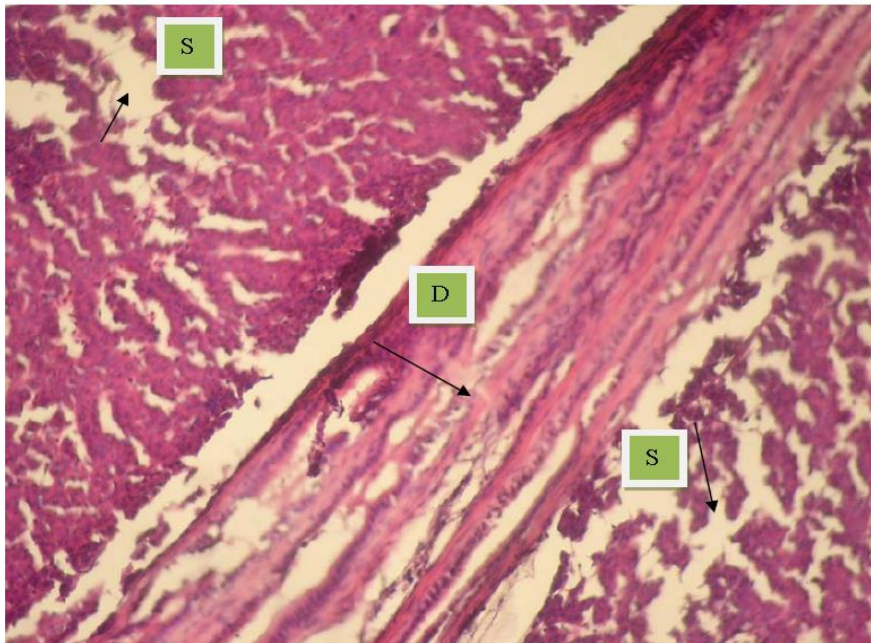


Şekil 8. Bakır sülfat 3,0 mg/L uygulanmış gökkuşığı alabalıklarında solungaç lamel epitelyum hücrelerinde dejenerasyon ve nekroz (H&E) (X200) D: dejenerasyon N: nekroz

Figure 8. Degeneration and necrosis of gill lamellar epithelial cells in rainbow trout treated with copper sulfate 3.0 mg/L (H&E) (X200) D: degeneration N: necrosis

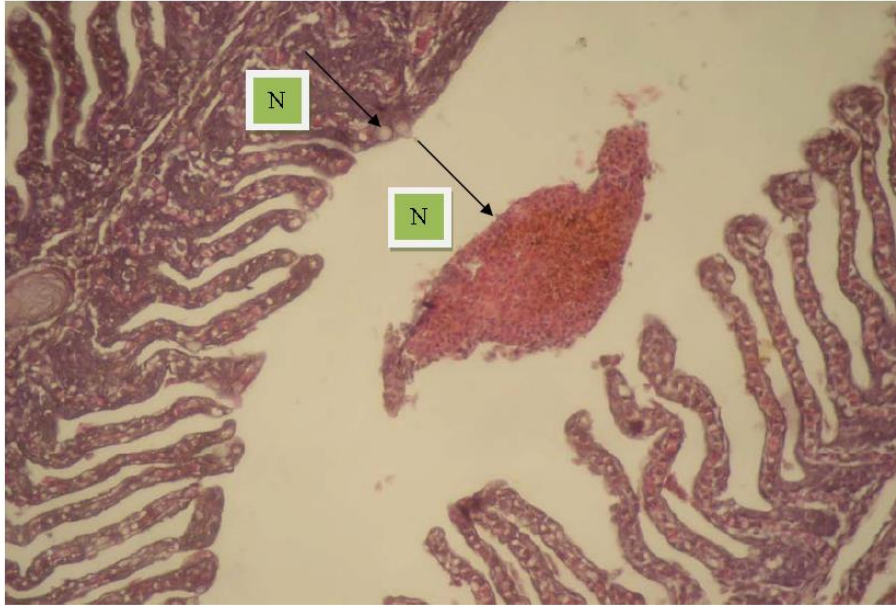
Gökkuşığı alabalıklarına 500 mg/L bakır sülfat uygulanan grupta; karaciğerde vakuoler ve parankim dejenerasyon, damarlarda tahribat,

artan sinuzoidal boşluklar (Şekil 9), solungaç lamel epitelyum hücrelerinde ise nekroz gözlenmiştir (Şekil 10).



Şekil 9. Bakır sülfat 500 mg/L uygulanmış gökkuşığı alabalıklarında karaciğerde venalarda dejenerasyon ve artan sinuzoidal boşluklar (H&E)(X200) D: dejenerasyon S: sinuzoidal boşluklar

Figure 9. Degeneration of liver veins and increased sinusoidal spaces in rainbow trout treated with copper sulfate 500 mg/L (H&E)(X200) D: degeneration S: sinusoidal spaces



Şekil 10. Bakır sülfat 500 mg/L uygulanmış gökkuşağı alabalıklarında solungaç lamel epitelyum hücrelerinde nekroz (H&E) (X200) N: nekroz

Figure 10. Necrosis of gill lamellar epithelial cells in rainbow trout treated with copper sulfate 500 mg/L (H&E) (X200) N: necrosis

Tartışma ve Sonuç

Bakır sülfat, Cu^{+2} iyonları ile organizmada toksik etkisini gösterir. Balıkların sudan bakır iyonlarını alımı hızlıdır. Balıklar bakır iyonlarını, ya solungaçlarıyla ya da bakır içeren besinleri yiyerek alırlar. Balıklarda solungaçların iki önemli fizyolojik fonksiyonu vardır; gazların (oksijen, karbondioksit) taşınması ve aktif iyonların (sodyum ve kalsiyum) içeri alınmasıdır (Wood 1992; Playle 1997).

Lauren ve McDonald (1986) ile Wilson ve Taylor (1993) yaptıkları çalışmada bakırın etkisi ile balıklarda iyon regülasyonunun engellendiğini, *Oncorhynchus mykiss*'in solungaçlarında bakır etkisinin kalsiyum taşınmasına etkisi olmadığını ancak sodyumun giriş çıkışını etkilediğini bildirmişlerdir.

Kirk ve Lewis (1993), bakırın solungaçlardaki etkilerini gözlemledikleri çalışmada iki saat için bakır sülfata eşdeğer, 500 $\mu\text{g/L}$ bakır konsantrasyona maruz bırakılan balıklarda; solungaç lamellerinde çökme ve solungaçların mukoz hücrelerinin salgısında artmalar gördüklerini, ayrıca 1000 $\mu\text{g/L}$ bakıra maruz bırakıldıklarında ise solungaçlar mukus ile kaplanmış ve solungaçlarda hücresel döküntüler gördüklerini bildirmişlerdir.

Karan vd. (1998), *Cyprinus carpio* üzerinde bakır sülfatı kullanarak, bakırın fonksiyonel enzim aktivitesi ve solungaç histolojisine olan etkilerini araştırmışlardır. Bakır sülfata maruz kalan bütün gruplarda (AP, AST, ALT) enzim aktivitelerinin

arttığını tespit etmişlerdir. Balık solungaçlarında ise lezyonlar; epitelyal hiperplazya, sekonder lamellerin kıvrılması, hücrelerde kloridin ve mukusun değişimini gözlemlediklerini bildirmişlerdir.

Svobodova vd. (1994), *Cyprinus carpio* türünde bakır etkisi ile deri ve solungaç mukus yapımında artış, solungaçlarda renk yeşil kırmızı ve şiddetli kanamalar, karaciğerde kanamalar meydana geldiğini bildirmişlerdir.

Saucier vd. (1991), bakır etkisi ile *Oncorhynchus mykiss*'de koklama organının histolojisinde değişiklik ortaya çıktığını, bakırla muamele görmeyen balıklarla karşılaştırıldığında, bakıra maruz kalan bireylerde; goblet hücrelerinde artma, mukus salgılayan hücrelerde artma, duyuşal epitellerdeki vakuollerde artma, duyuşal olmayan epitellerde ise doku değişiklikleri ve harabiyet görüldüğünü bildirmişlerdir.

Bakır sülfat, bakır iyonları etkisiyle hücrelerde çok güçlü yükseltgen ajandır. Bakır iyonları organizmada hücrelerin mukoz membranların parçalanmasına sebep olur. Hücre zararı ve hücre ölümleri, hücrede aşırı miktarda bakır toplanmasından kaynaklanır. Bunun muhtemel sebebi Cu-metallotiyonein bağlanması sonucu, bakırın hücredeki geçişinin engellenmesidir (Dash 1989; Steinebach 1994).

Sağlam ve Ural (2003), *Oncorhynchus mykiss* üzerine bakır sülfatın 1 ppm, 8 ppm, 16 ppm ve 32 ppm'lik konsantrasyonlarını kullanarak makroskobik ve mikroskobik etkilerini inceledikleri çalışmada, bütün konsantrasyonlarda başlangıçta

balık hareketlerinin değişmediğini fakat zamanla balıkların sallanarak yüzdüğünü, vitalitelerinin azaldığını ve ters dönerek öldüklerini bildirmişlerdir. Mikroskobik olarak solungaç lamellerde dejenerasyon, hemoraji, dalakta kanama, kalp kasında belirgin hemorajik bölgeler, böbreklerde tubulus epitellerinde dejeneratif değişiklikler gözlemlenildiğini bildirmişlerdir.

Bulut vd. (2014), bakırın *Oncorhynchus mykiss* üzerine akut toksisitesinin belirlenmesini amaçladıklarını; çalışmada statik biyo-deney yöntemi uyguladıklarını, 24-96 LC₅₀ ve LT₅₀ değerlerini probit analiziyle belirlediklerini ve 96 saat süreli Cu'nun LC₅₀ değerini 1,054 mg/L olarak belirlediklerini, diğer balıklarla yapılan çalışmaların sonuçlarıyla kıyaslandığında gökkuşuğu alabalığının bakır toksisitesine birçok balıktan daha dayanıklı olduğunu bildirmişlerdir.

Hastalıklarda profilaktif ve tedavi amacıyla kullanılan kimyasalların, yetiştiriciliği yapılan balıklarda strese sebep olduğu birçok araştırmacı tarafından bildirilmiştir (Wedemeyer vd. 1990; Barton ve Iwama 1991; Pickering 1993; Dursun 1997; Ögüt 2005; Yıldız 2006). Balıklarda oluşan stres etkileri ise balıkların fizyolojisinde ve histopatolojisinde değişimlere sebep olabilmektedir.

Bulut vd. (2015), formaldehitin alabalık üzerine histopatolojisini inceledikleri çalışmada balıkların solungaç pılar ve epitel hücrelerinde dejenerasyon, interlamellar alanlarda lenfoid ve mononükleer hücre infiltrasyonu, kas dokularında dejenerasyon, karaciğerlerinde genleşme, venalarında konjesyon, hepatositlerde dejenerasyon belirlediklerini bildirmişlerdir.

Öztürk ve Avcı (2017), *Oncorhynchus mykiss* üzerine bakır sülfat pentahidrat ile oluşturulan akut ve kronik bakır toksikasyon sonucu yaptıkları patolojik incelemelerde hepatositlerde dejenerasyonlar, solungaçlarda ödem, hiperemi ve kanamalardan oluşan vasküler lezyonlar ile birlikte epitellerde nekrotik değişiklikler saptadıklarını bildirmişlerdir.

Su ürünleri yetiştiriciliğinde gerek tedavi amacıyla ve gerekse dezenfektan olarak kullanılan formaldehit ve bakır sülfat kullanımında çok dikkatli olunmalıdır. Alabalık çiftliklerinde özellikle tedavi amacıyla bakır sülfatın su ürünleri yönetmeliğinde belirtilen alıcı su ortamları için kabul edilebilir değer olan 0,15 mg/L'nin üzerinde kullanılması durumunda, solüsyonun tekrar sulara dökülmemesi gerektiği belirtilmektedir (Anonim 1995). Aksi halde; doğal ortamdaki balıkların ve diğer su canlılarının doku ve organlarında hem bakır olarak birikime uğrayacak, hem de bu çalışmada da tespit

edildiği gibi canlıda bir takım patolojik bozukluklar oluşturacaktır (Sağlam ve Ural 2003).

Bakır sülfat solüsyonları balıklara uygulanırken doz ve süre çok iyi ayarlanmalıdır. Bu çalışmada, 3,0 mg/L uygulama konsantrasyonunun balıklar için oldukça zararlı olduğu tespit edilmiştir. Çünkü yüksek konsantrasyonlarda bakır sülfat, balıkların özellikle solungaç ve diğer dokularında kısa sürede dejenerasyon ve tahribatta bulunarak balık sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir. Onun yerine uzun süreli banyolarda 0,5 mg/L ve kısa süreli kullanımlarda da 500 mg/L bakır sülfat dozu tercih edilmelidir. Bu nedenle, balıklar banyo şeklinde bakır sülfatla tedavi ediliyorken sık sık kontrol edilmeli, rahatsızlık belirtileri ve anormal hareketler görüldüğünde solüsyondan hemen çıkarılmalıdır.

Sonuç olarak, gökkuşuğu alabalıklarına çeşitli nedenlerle uygulanan bakır sülfat banyosunun önemli histopatolojik etkileri olduğu ve konsantrasyon artışıyla bu etkilenmenin daha fazla gerçekleştiği belirlenmiştir. Bu tespitlere bağlı olarak bakır sülfat kullanımında oldukça dikkatli olunması gerektiği kanaatine varılmıştır.

Teşekkür

Bu çalışma, Süleyman Demirel Üniversitesi (SDÜ) Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi'nin SDU-BAP-1823YL-09 proje numarası ile desteklenerek "Bakır Sülfat (CuSO₄.5H₂O) ve Formaldehit (CH₂O)'in Gökkuşuğu Alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) Histopatolojik ve Hematolojik Etkilerinin Araştırılması" adlı yüksek lisans tezinden özetlenmiştir.

Kaynaklar

- Al-Bairuty GA, Boyle D, Henry TB, Handy RD. 2016. Sublethal effects of copper sulphate compared to copper nanoparticles in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) at low pH: physiology and metal accumulation. *Aquatic Toxicology*, 174, 188-198.
doi: 10.1016/j.aquatox.2016.02.006
- Aoki T. 1992. Chemotherapy and drug resistance in fish farm in Japan, In: Shariff, M., Subasinghe R.P., Arthur J.R., Eds. *Diseases in Asian Aquaculture*, Vol:1, Fish Health Section, Asian Fisheries Society, Manila, Philippines, 413-426.
- Arda M, Seçer S, Sarıneyyüpoğlu M. 2002. Balık hastalıkları. Ankara: Medisan Yayınları 142 s.
- Atabati A, Keykhosravi A, Askari-Hesni M, Vatandoost J, Motamedi M. 2015. Effects of copper sulfate on gill histopathology of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). *Iranian Journal of Ichthyology*, 2, 35-42.
doi: 10.22034/IJI.V2I1.13
- Barton BA, Iwama GK. 1991. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids. *Annual Reviews of Fish Diseases* 1, 26.

- Björklund H, Bondestam J, Bylund G. 1991. Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms, *Aquaculture*, 86, 359-367.
- Boyd CE. 1982. Water quality management for pond fish culture. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York, 318.
- Boyle D, Clark NJ, Handy RD 2020. Toxicities of copper oxide nanomaterial and copper sulphate in early life stage zebrafish: Effects of pH and intermittent pulse exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 109985.
doi: [10.1016/j.ecoenv.2019.109985](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109985)
- Bulut C, Çetinkaya O, Kubilay A. 2014. Bakırın (Cu⁺²) Gökkuşluğu Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792) Üzerine Akut Toksisitesi. Yunus Araştırma Bülteni, (1), 31-39.
doi: [10.17693/yunus.04465](https://doi.org/10.17693/yunus.04465)
- Bulut C, Kubilay A, Bektaş ZH, Birden B. 2015. Histopathological effects of formaldehyde (CH₂O) on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792). *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 1(1), 43-48.
doi: [17216/limnofish.205732](https://doi.org/10.17216/limnofish.205732)
- Chen JC, Lin CH. 2001. Toxicity of copper sulfate for survival, growth, molting and feeding of juveniles of the tiger shrimp, *Penaeus monodon*. *Aquaculture*, 192, 55-65.
doi: [10.1016/S0044-8486\(00\)00442-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00442-7)
- Cicik B. 2003. Bakır-çinko etkileşiminin sazan (*Cyprinus carpio*)'nın karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi üzerine etkileri. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 12(48), 32-36.
- Dash SC. 1989. Copper sulphate poisoning and acute renal failure. *The International Journal of Artificial Organs*, 12, 610.
- Demir Y, Oruç E, Topal A. 2016. Carbonic anhydrase activity responses and histopathological changes in gill and liver tissues after acute exposure to chromium in brown trout juveniles. *Hacettepe Journal of Biology and Chemistry*, 44, 515-523.
doi: [10.15671/HJBC.2016.132](https://doi.org/10.15671/HJBC.2016.132)
- Doyuk SA, Çolakoğlu FA. 2004. Kirleticilerin Su Ürünlerine Etkileri. Tarımsal Çevre ve Su Kirliliği Seminer Kitabı, Ankara.
- Dursun S. 1997. Hastalıklar Bilgisi Ders Kitabı, İstanbul.
- Handy RD, Sims DW, Giles A, Campbell HA, Musonda MM, 1999. Metabolic Trade-Off Between Locomotion and Detoxification for Maintenance of Blood Chemistry and Growth Parameters by Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) During Chronic Dietary Exposure to Copper, *Aquatic Toxicology*, 47, 23-41.
- Kirk RS, Lewis JW. 1993. An evaluation of pollutant induced changes in the gills of rainbow trout using scanning electron microscopy. *Environmental Technology*, 14, 577-585.
- Kırıcı M, Turk C, Çağlayan C, Kırıcı M. 2017. Toxic effects of copper sulphate pentahydrate on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation of freshwater fish *Capoeta umbla* (Heckel, 1843) tissues. *Applied Ecology and Environmental Research*, 15(3), 1685-1696.
doi: [10.15666/aeer/1503_16851696](https://doi.org/10.15666/aeer/1503_16851696)
- Karan V, Vitorovic S, Tutundzic V, Poleksic V. 1998. Functional Enzymes Activity and Gill Histology of Carp after Copper Sulfate Exposure and Recovery. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40, 49-55.
- Lauren DJ, McDonald DG. 1986. Influence of water hardness, pH and alkalinity on the mechanisms of copper toxicity in juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1488-1496.
- Lasiene K, Straukas D, Vitkus A, Juodziukyniene N. 2016. The influence of copper sulphate pentahydrate (CuSO₄.5H₂O) on the embryo development in the guppies (*Poecilia reticulata*). *Italian Journal of Animal Science*, 15, 529-535
doi: [10.1080/1828051X.2016.1209990](https://doi.org/10.1080/1828051X.2016.1209990)
- Luna LG. 1968. Manual of histologic staining methods of the armed forces institute of pathology. 3th Ed. McGraw-Hill Book Company. New York.
- Örün H. 2004. Su kirliliğinin balıklar üzerindeki etkileri ve teşhislerinde kullanılan bazı biyobelirteçler. Tarımsal Çevre ve Su Kirliliği Seminer Notları, Malatya Seminer Kitabı, Ankara, 7-13.
- Öğüt H. 2005. Balıklarda Stres. Balık Biyolojisi Araştırma Yöntemleri Kitabı. Nobel Akademi Yayıncılık, Editör: Karakaş., M., 13, 377-394.
- Öztürk S, Avcı H. 2017. Gökkuşluğu alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) bakır sülfat pentahidrat ile oluşturulan akut ve kronik bakır toksikasyonunda patolojik incelemeler. *Eurasian Journal of Veterinary Sciences*, 33(2) 97-106.
doi: [10.15312/EurasianJVetSci.2017.143](https://doi.org/10.15312/EurasianJVetSci.2017.143)
- Pickering AD. 1993. Growth and stress in fish production. *Aquaculture*, 11, 51-63.
- Playle RA. 1997. Physiological and toxicological effects of metals at gills of freshwater fish. ed. Bergmann H. L. and Dorward-King E. J., Reassessment of metals criteria for aquatic life protection, Florida, 2, 101-105.
- Sağlam N, Ural, M, 2003. Değişik yoğunluktaki bakır sülfat (CuSO₄) solüsyonunda bırakılan gökkuşluğu alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) makroskobik ve mikroskobik incelemeler. Elazığ Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 15(1), 89-97.
- Saucier D, Astic L, Rioux P, Godinot F. 1991. Histopathological changes in the olfactory organ of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Zoology*, 69, 2239-2245.
- Shaw BJ, Al-Bairuty GA Handy RD. 2012. Effects of waterborne copper nanoparticles and copper sulphate on rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): physiology and accumulation. *Aquatic Toxicology*, 116-117, 90-101.
doi: [10.1016/j.aquatox.2012.02.032](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.02.032)
- Svobodova Z, Vykusova B, Machova J. 1994. The Effects of Pollutants on Selected Haematological and Biochemical Parameters in Fish, eds. R Muller and R. Lloyd, FAO, Blackwell, 39-52.
- Siemering G, David, N, Hay Worth J. Franz A. 2005. Aquatic Pesticides Monitoring Program Literature Review. San Francisco Estuary Institute, California, 10-20, 35-45.
- Soucek DJ, Noblet GP. 1998. Copper Toxicity to the Endoparasitic Trematode (*Posthodiplostomum*

- minimum*) Relative to Physid Snail and Bluegill Sunfish Intermediate Hosts. *Environmental Toxicology Chemisrty*, 17(12): 2512-2516.
- Stagg RM, Shuttleworth TJ. 1982. The accumulation of copper in *Platichthys flesus* L. and its effects on plasma electrolyte concentrations. *Journal Fish Biology*, 20, 491-500.
- Steinebach OM, Wolterbeek H. 1994. Role of cytosolic copper, metallothionein and glutathione in copper toxicity in rat hepatoma tissue culture cells. *Toxicology*, 92, 75-90.
- Uslu O, Türkman A. 1987. Su Kirliliği ve Kontrolü. T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara.
- US EPA. 1987. Drinking Water Criteria Document for Copper, Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH, for the Office of Drinking Water, Washington, 54381-54383.
- Timur G, Timur M. 2003. Balık Hastalıkları, İstanbul Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dilek Ofset, Yayın No:5, 538, İstanbul.
- Trivedi MH, Sangai NP, Renuka A. 2012. Assessment of toxicity of copper sulphate pentahydrate on oxidative stress indicators on liver of gold fish (*Carassius auratus*). *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, 1, 52-57.
- Tort L, Torres P. 1988. The effects of sublethal concentrations of cadmium on hematological parameters in the dog fish. *Fish Biology*, 32, 277-282.
- Yıldız M, Gürkan O, Turgut C. 2005. Tarımsal Savaşımında Kullanılan Pestisitlerin Yol Açtığı Çevre Sorunları. TMMOB Ziraat Mühendisleri 6. Teknik Kongresi, Ankara, 1-22.
- Yıldız HY. 2006. Plasma lysozyme levels and secondary stress response in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after exposure to Leteux-Meyer Mixture. *Turk Journal Veterinary Animal Sciences*, 30, 265-269.
- Wedemeyer GA, Barton BA, McLeay DJ. 1990. Stress and acclimation. Schreck, C. Moyle, P.(Ed) *Methods for fish biology*. American Fisheries Society. Bethesda, 451-489, Maryland.
- Wilson RW, Taylor, EW. 1993. The physiological responses of freshwater rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, during acutely lethal copper exposure. *Journal of Comparative Physiology B*, 163, 38-47.
- WHO. 1984. *Guidelines for Drinking Water Quality. Health Criteria and Other Supporting Information*, Vol.1-2.
- Wood CM. 1992. Flux measurements as indices of H⁺ and metal effects on freshwater fish. *Aquatic Toxicology*, 22, 239-264.



Effects of Dietary Supplemented Shiitake Mushroom Extract on Growth, Non-specific Immune Parameters and *in-vitro* Resistance Against *Aeromonas hydrophila* in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*)

Esin BABA^{1*} , Gülşen ULUKÖY¹ 

¹ Mugla Sıtkı Kocman University, Faculty of Fisheries, Department of Aquaculture, Diseases Division 48000, Mugla/Turkey

ABSTRACT

The activity of *Lentinula edodes* (shiitake) medicinal mushroom extract were examined on the non-specific immune response and biometrical performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Fish (20 g initial weight) were divided into 3 treatment groups (60 fish/group) and duplicated groups for 6 weeks having two experimental diets supplemented with 1-2% shiitake extract and a control diet. During the feeding process, immunological, biochemical, and biometrical observations were determined using the fish and blood samples taken at weeks 1, 2, 3, 4, 5, and 6, respectively. The results of immunological, biochemical, and biometrical parameters evaluation determined that the maximum influence occurs in rainbow trout fed with 2% shiitake extract. The amount of respiratory burst activity in the blood of fish in the trial groups significantly increased in each diet on the 2nd and 6th weeks compared to controls. The amount of total protein, bactericidal activity were significantly increased in fish being fed a mushroom supplemented diet. Cholesterol level decreased in fish blood, which fed with 2% shiitake extract supplemented diet at 3rd and 6th weeks. These results support the findings that the non-specific immune responses of rainbow trout was stimulated in fish by feeding shiitake medicinal mushroom extract yielding positive results in measured parameters compared to the control group also enhancing the overall growth performance of rainbow trout.

Keywords: Rainbow trout, shiitake, extract, stimulate, innate immunity

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 16.03.2021

Revised : 28.05.2021

Accepted : 09.06.2021

Published : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.898170

* CORRESPONDING AUTHOR

esinbaba48@hotmail.com

Phone : +90 252 211 19 04

Fax : +90 252 211 18 87

Shiitake Mantar Ekstraktı İlaveli Yemlerin Gökkuşığı Alabalığında (*Oncorhynchus mykiss*) Büyüme, Non-Spesifik İmmun Parametreler ve *in-vitro* *Aeromonas hydrophila* Enfeksiyonuna Karşı Direnç Üzerine Etkileri

Öz: Bu çalışmada *Lentinula edodes* (shiitake) tıbbi mantar ekstraktının gökkuşığı alabalığının (*Oncorhynchus mykiss*) spesifik olmayan bağışıklık cevabı ve biyometrik performans üzerine etkileri incelenmiştir. Bu amaçla balıklar (başlangıç ağırlığı 20 g) iki tekrar olacak şekilde %1 ve %2 shiitake ekstraktı ilaveli yemlerle beslenen deneme grupları ve bir kontrol grubu olmak üzere üç gruba (60 balık/grup) ayrılmıştır. Deneme 45 gün sürmüştür. Beslenme sürecinde balıklardan 1., 2., 3., 4., 5. ve 6. haftalarda alınan kan ve serum örneklerinden immünolojik, biyokimyasal parametreler belirlenmiştir. Deneme başlangıcında ve sonunda balıklardan gerekli ölçümler yapılarak biyometrik analizler değerlendirilmiştir. İmmünolojik, biyokimyasal ve biyometrik parametrelerin sonuçlarına göre maksimum etkinin %2 shiitake ekstraktı ile beslenen gökkuşığı alabalığında meydana geldiğini belirlenmiştir. Deneme gruplarında balıkların kanında tespit edilen respiratory burst aktivitesi, kontrol grubuyla karşılaştırıldığında 2. ve 6. haftalarda artış gösterdiği tespit edilmiştir. Mantar ekstraktı ilaveli yemlerle beslenen balıklarda toplam protein miktarı, bakterisidal aktivitede önemli ölçüde artış göstermiştir. 3. ve 6. haftalarda %2 shiitake ekstraktı ilaveli yemlerle beslenen balıklarda kolesterol seviyesinin düştüğü belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre shiitake tıbbi mantar ekstraktı ilaveli yemlerle beslenen gökkuşığı alabalığının spesifik olmayan bağışıklık cevabının kontrol grubuna kıyasla ölçülen parametrelerde pozitif sonuçlar verdiği, aynı zamanda gökkuşığı alabalığının genel büyüme performansını arttırdığı belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: : Gökkuşığı alabalığı, shiitake, ekstrakt, stimulate, non-spesifik sistem

How to Cite

Baba E, Uluköy G. 2022. Effects of Dietary Supplemented Shiitake Mushroom Extract on Growth, Non-specific Immune Parameters and *in-vitro* Resistance Against *Aeromonas hydrophila* in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) LimnoFish. 8(1): 28-36. doi:10.17216/LimnoFish.898170

Introduction

Aquaculture is a rapidly developing system of food production. On the other hand, the diseases caused by microorganisms in rainbow trout were becoming serious and resulted in important mortality (Dalsgaard and Madsen 2000). To inhibit the improvement of these bacteria, antibiotics were applied intensely in the fisheries industry. However, long-term use of antibiotics could cause many negative side effects, such as antibiotic-resistant bacteria, antibiotic residues in the environment and fish (Cabello 2006). Research on the usage of dietary supplements in feed has increased lately (Li and Gatlin 2005; Van Hai 2015; Hoseinifar et al 2020). The immunostimulants have been used as feed additives in aquaculture for years (Galindo-Villegas and Hosokawa 2004; Stratev et al. 2018). Some immunostimulants have been exhibited to be effective in fish on the immune system and growth performance (Awad and Austin 2010; Bilen et al. 2011; Binaii et al. 2014; Zahran et al. 2014; Tang et al. 2014; Wang et al. 2015; Hoseinifar et al 2020; Elumalai 2021). *Lentinula edodes* commonly known as shiitake mushroom, belong to the Marasmiaceae family and is widely distributed in Japan, China, and Korea. Shiitake is an edible mushroom with medicinal properties and biotechnological applications. The active components of mushrooms exhibit immunomodulatory, antioxidant and antiviral qualities (Bobek et al. 1991; Mau et al. 2002; Regula and Siwulski 2007). Shiitake chemical constituents are composed of ingredients such as lentinan, L-ergothioneine (Smith et al. 2002; Bernas et al. 2006), several antioxidants (Mau et al. 2002) and minerals (Mizuno 1995). Research suggests that shiitake has high nutritional value. Mushroom raw fruit bodies include 88 to 92% water, protein, lipids, carbohydrates, vitamins, and minerals. Dried shiitake is nutrients, containing 58 to 60% carbohydrates, 20 to 23% protein, 9 to 10% fibre, 3 to 4% lipids, and 4 to 5% ash. There are several

studies on using mushroom species in aquaculture such as *Inonotus obliquus* in kelp grouper (Harikrishnan et al. 2012a) and in olive flounder (Harikrishnan et al. 2012b), oyster mushroom in; rainbow trout (Dobšíková et al. 2012), schizophyllan in carp and flounder (Kwak et al. 2003), reishi mushroom in tilapia (Yin et al. 2008) and so on.

The purpose of this study was to assess dietary supplementation of two doses of a mushroom extract derived from shiitake, on immunological, biochemical, and biometrical, observes of rainbow trout (*O. mykiss*) in natural environmental conditions of a rainbow trout fishery.

Materials and Methods

Extraction Of Mushroom

The shiitake was obtained from the manufacturer and extracted with water according to the method described by Yap and Ng (2001). Firstly, 100 grams of dry shiitake pieces were dissolved in 200 mL of water and kept for 24 hours under 60-65 °C temperature in a water bath. Then the extract was filtered with filter papers to remove unwanted residues. Upon completion of this process, the solution was lyophilized and kept at 4 °C until use. For this experiment, lyophilized shiitake extract was added to commercial rainbow trout feed at concentrations of 1% and 2%.

Experimental Diets

A basal diet was prepared following the nutritional requirements of rainbow trout. The composition of the experimental diets is shown in Table 1. No shiitake extract was added to the control group. The trial diets were prepared using the basal diet supplemented with 1% and 2% shiitake extract. The commercial rainbow trout diet was first mixed; the mushroom extract was then added with water (100 mL of water/ kg of diet) to form a paste; then passed through a meat grinder, and pelleted to produce 2.0 mm pellets.

Table 1. Composition of the experimental diet.

Name of diets	Type of diets	Treatment
Control	Basal diet (48% crude protein, 14% crude lipid)	Without mushroom extract
<i>L. edodes</i>	Basal diet (48% crude protein, 14% crude lipid)	Shiitake extract (1%)
<i>L. edodes</i>	Basal diet (48% crude protein, 14% crude lipid)	Shiitake extract (2%)

Fish And Experimental Design

Rainbow trout with an average weight of 20 grams were obtained from a commercial rainbow trout farm in 2013. The trial was performed twice with 360 fish allocated into 2000 L ponds (60 fish/pond). Each group were fed *L. edodes* mushroom extract added diets at 0, 1, and 2% for 6 weeks and the replicates consisted of five randomly sampled fish from two mushroom extracts supplemented groups and the control group. The fish were fed twice a day at a rate of 2% of their body weight. Throughout the experiment, water temperature, dissolved oxygen, and pH were monitored daily and maintained at 15.00 ± 0.32 °C, 8.00 ± 0.22 mg L⁻¹ and 7.5 ± 0.17 , respectively.

Blood Samples And Serum

Five fish were caught randomly from each group. The 2-phenoxyethanol solution was used as an anaesthetic agent. Blood samples from the fish were taken from the caudal vein with a syringe per week. Some of the blood was taken into the Eppendorf tube for serum samples, kept at 4°C overnight. Then the serum portion was removed. A portion of the blood was taken into heparinized tubes for other tests.

Respiratory Burst Activity

Respiratory burst activity was detected according to the method described by Anderson et al. 1992. NBT (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA) solution (0.2%) was freshly prepared in sterile saline solution 0.85% (w/v). Briefly, 50 µL of blood was dropped onto a coverslip and incubated for 30 min at 25 °C. The coverslip was then gently washed into 0.067 mM sodium phosphate buffer (pH 6.4) to remove the red blood cells. A drop of 0.2% NBT solution was placed onto a slide and washed coverslip was placed on as cell face down onto the drop of NBT solution and incubated again for 30 min at 25 °C. The cells that showed dark blue colour were counted as NBT positive under the light microscope. Five slides were examined for each fish and five random fields were counted on each slide. For each fish, the 25 fields were averaged and the mean and standard error of values per field was calculated.

Bactericidal Activity

A. hydrophila (ATCC, 7966) bacterial fish pathogen was used as a model to determine bactericidal activity. The colony count method was used to determine serum bactericidal activity (Kajita et al. 1990). *A. hydrophila* was centrifuged and the pellet was washed and suspended in PBS. The bacterial suspension was adjusted to 0.5 McFarland at 546 nm. Then 100 µl of serum sample

and 100 µl of bacterial suspension were mixed and incubated for 1 hour at 25 °C. 100 µl of serum bacteria mixture was spread on nutrient agar and incubated at 25 °C for 24 h before the number of colonies was counted.

Biochemical Assays

Total protein was detected from serum by Bradford (1976) assay using bovine serum albumin (BSA) as the standard in a multiscan spectrophotometer. Albumin, glucose, globulin, triglyceride and cholesterol were determined using Bioanalytic commercial kits.

Biometrical Parameters

The initial and final weights of each fish were measured. Biometrical parameters were calculated according to the following formulae (Laird and Needham 1988).

$Weight\ gain\ (\%) = 100 (final\ fish\ weight - initial\ fish\ weight) / initial\ fish\ weight,$

$Specific\ growth\ rate\ (SGR,\ \%/day) = 100 (ln\ final\ fish\ weight) - (ln\ initial\ fish\ weight) / experimental\ days,$

$Feed\ conversion\ ratio\ (FCR) = feed\ intake / weight\ gain,$

Diet Analysis

Crude protein, crude lipid, moisture, ash in feed ingredients and diets were determined following standard methods (AOAC 2009). Crude protein was determined by Kjeldahl method and crude lipid by the ether-extraction method. Moisture was detected by oven drying at 105 °C until a constant weight was reached. Ash content was detected after placing the samples in a muffle furnace at 550 °C for 2 h.

Statistics

The data were expressed as arithmetic means standard error (SE). Statistical analysis of data involved one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's pairwise multiple comparison test. Different letters in the figures represent the significant difference at $P < 0.05$.

Results

Respiratory Burst Activity

Results determine that the number of NBT-positive cells of the 1% concentration trial group was not as high as the numbers in the 2% concentration trial group but higher than the control group ($P < 0.05$). It could be shown in Figure 1 on weeks four, five, and six. The number of NBT positive cells in the 2% concentration group reached the highest peak ($P < 0.05$). This result exhibited that the application of shiitake extract caused an increase

in the phagocytic activity of phagocytic cells starting after the second-week post-treatment in both trial groups. The highest level

of phagocytic activity was started at the 4th week then kept a similar level in the trial fish up to six weeks.

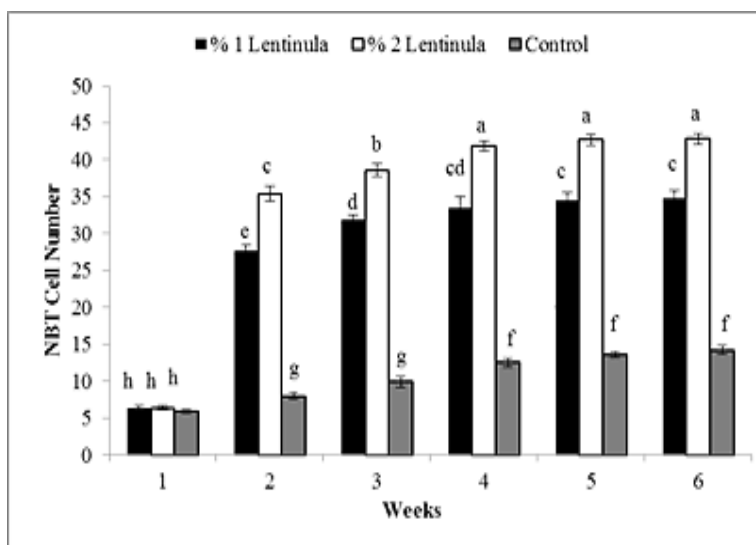


Figure 1. NBT positive cells in the blood of *O. mykiss* fed with shiitake extracts diet at different concentrations. Values are expressed as mean \pm SE (n=10). Mean values at bars with different superscript letters at the same stage were significantly different (P<0.05) from the control.

Bactericidal Activity

The serum bactericidal activity significantly increased in fish fed with two concentrations of

supplemented diet against *A. hydrophila* bacterial pathogen when compared with the control group (Figure 2).

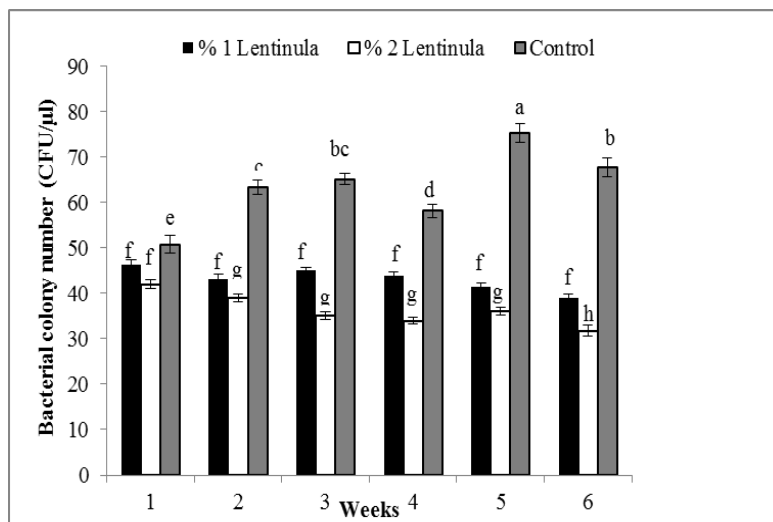


Figure 2. The serum bactericidal activity of *O. mykiss* fed with mushroom extract supplementation diets against *A. hydrophila*. Values are expressed as mean \pm SE (n=10). Mean values at bars with different superscript letters at the same stage were significantly different (P<0.05) from the control.

Biochemical Profile Of Serum

The effects of two doses of shiitake extract supplemented diet on rainbow trout detected through serum biochemical parameters are shown in Table 2. Significant increases in serum total protein value and globulin level were found in 1% and 2% groups compared to the control from 3rd to 6th week and mushroom extract supplemental groups at

the end of this experiment. There were no changes in albumin, glucose, and triglyceride of all treatment groups compared to the control on weeks 1, 3 and 6. There were no changes in the cholesterol level between treatment and control groups on a 1 week, whereas they were significant decreases in 1% and 2% shiitake extract enriched diets on week 6 (Table 2).

Table 2. Serum biochemical parameters of *O. mykiss* fed different levels of shiitake extracts supplemented diet

W	C	Glucose (mg/L)	Albumin (mg/L)	Globulin (mg/L)	Triglycerid (mg/dl)	Cholesterol (mg/L)	Protein (mg/mL)
1	1%	90.61±3.23 ^a	0.42±0.010 ^a	4.50±0.37 ^c	94.78±1.40 ^a	168.92±3.47 ^a	34.35±0.90 ^f
	2%	89.07±3.12 ^a	0.40±0.012 ^a	4.12±0.28 ^c	95.71±1.80 ^a	173.99±2.26 ^a	34.53±1.06 ^f
	Control	93.10±1.05 ^a	0.41±0.017 ^a	4.45±0.22 ^c	99.53±2.26 ^a	177.00±2.15 ^a	35.49±0.84 ^f
3	1%	87.51±2.75 ^a	0.41±0.01 ^a	5.19±0.25 ^b	87.78±1.51 ^b	119.44±4.96 ^b	41.75±0.77 ^d
	2%	88.46±2.29 ^a	0.41±0.012 ^a	6.85±0.35 ^a	83.91±2.06 ^b	114.29±5.80 ^b	45.85±0.50 ^c
	Control	90.30±1.31 ^a	0.40±0.040 ^a	4.72±0.14 ^c	86.80±1.61 ^b	172.21±5.50 ^a	37.84±0.84 ^e
6	1%	86.57±2.42 ^a	0.40±0.07 ^a	5.40±0.34 ^b	81.80±2.49 ^c	119.21±4.98 ^b	47.50±0.42 ^b
	2%	84.35±1.57 ^a	0.40±0.013 ^a	6.98±0.41 ^a	79.28±1.94 ^{bc}	111.28±2.33 ^b	52.18±0.63 ^a
	Control	87.01±1.29 ^a	0.42±0.015 ^a	4.88±0.17 ^c	84.42±1.54 ^c	176.21±3.15 ^a	38.18±0.52 ^e

Data are represented as mean±SE (n=10). ^{a,b,c,d,e,f} Different letters represent significant differences at P<0.05. (W: week, C: concentration).

Biometrical Parameters

The promoting effect of shiitake extract in the diet on the growth performance of rainbow trout is shown in Table 3. The average initial body weight (*IW*) did not differ among all groups. At the end of the trial, the average final body weight and the specific growth rate (*SGR*) in the experimental

groups were significantly higher than those in the control group (P<0.05). The weight gain rate (*WGR*) in groups increased compared with that of the control (P<0.05). The feed conversion ratio (*FCR*), especially in the group, 2%, was significantly lower compared to the control (P<0.05).

Table 3. Effects of shiitake extract on the growth performance of *O. Mykiss*

Group	<i>IW</i> (g)	<i>FW</i> (g)	<i>WGR</i> (%)	<i>SGR</i> (%)	<i>FCR</i>
1% Shiitake	20.22±0.11 ^a	50.85±4.42 ^b	151.48±1.6 ^b	2.04±0.43 ^{bc}	1.24±0.15 ^a
2% Shiitake	20.26±0.26 ^a	55.03±3.94 ^a	168.29±2.95 ^a	2.19±0.28 ^a	1.19±0.21 ^b
Control	19.34±0.17 ^a	46.88±4.72 ^c	142.39±2.45 ^c	1.96±0.42 ^b	1.25±0.24 ^a

Data are represented as mean±SE. ^{a,b,c} Different letters represent significant differences at P<0.05.

Discussion

Using immunostimulants in farm animals as well as in aquaculture has been an upcoming area in recent years. Herbs containing bioactive compounds health, increase the body's natural resistance to infection and facilitate in prevention and treatment of various diseases (Sivaram et al. 2004; Basha et al. 2013). To develop alternative practices for growth promotion and disease management in aquaculture, attention has also been focused on the identification of novel drugs, especially from natural sources. The present trial evaluated the effects of the medicinal shiitake extract on growth performance and non-specific immune parameters in rainbow trout. Fish were fed with food, including 1% and 2% shiitake extract for a total of six weeks. Results showed that in both concentrations, the shiitake extract was able to stimulate some parameters on the non-specific immune system in fish. The NBT reduction product obtained after reaction with superoxides is a very

good indicator of the health status or the immunization effectiveness in fish (Anderson et al. 1992). The present study results detected that the mushroom extract did significantly enhance the number of respiratory burst activity of experimental groups and they were significantly different from that of the control group. Also, parallel results have been documented in different fish species such as Mozambican tilapia (Logambal et al. 2000) rainbow trout (Düğenci et al. 2003; Bilen et al. 2011), Indian major carp, (Rao and Chakrabarti 2005), (Kumar et al. 2013), *Oreochromis niloticus* (Laith et al. 2017), and *S. aurata* (Baba et al. 2014; Guardiola et al. 2018). Serum bactericidal activity is a mechanism noted for the killing of pathogenic organisms in fish (Ellis 2001). *A. hydrophila* was used as a model in this experiment. The lowest number of bacterial colonies indicated the efficiency of immune cells in serum to kill the pathogen. The results of this work showed significantly higher serum bactericidal

activity in trial groups. Especially in higher doses 2% of shiitake extract. As our study is shown in parallel ginger (Nya and Austin 2009a) lupin, mango and stinging nettle (Awad and Austin 2010) garlic (Nya and Austin 2011) decaffeinated green tea (Sheikhzadeh et al. 2011) *Saccharomyces cerevisiae* (Sheikhzadeh et al. 2012) and black cumin seed oil and nettle extract (Awad et al. 2013) have enhanced serum bactericidal activity in rainbow trout.

The increase in the levels of serum protein, albumin, and globulins in fish is thought to be associated with a stronger non-specific immun response (Wiegertjes et al. 1996). Plasma proteins include the humoral factors of the non-specific immune system (Magnadottir 2006). By examining previous studies, it was found that the serum has different total protein amounts depending on the fish species and environmental factors in which they lived. The present experiment determined an enhancement of total protein in groups fed with the highest doses of mushroom extract that indicated the highest significant value compared to the control group. This is in agreement with ginger, mistletoe and nettle (Düğenci et al. 2003), garlic (Nya and Austin 2011), tetra (Bilen et al. 2011), black cumin seed oil, and nettle extract (Awad et al. 2013) have enhanced serum total protein level in rainbow trout. Also, Binaii et al. (2014) reported increases in total protein level in juvenile beluga fed with nettle. These reports suggested that a high concentration of total protein in fish serum was likely to be a result of the enhancement of the non-specific immune response. The present results show that the albumin and glucose did not increase while globulin certainly increased. A similar study was reported to have an increase of total protein and globulin in rainbow trout after feeding ginger, garlic (Nya and Austin 2009a; Nya and Austin 2009b), cumin seed oil and nettle extract (Awad et al. 2013). High cholesterol levels in the first week of the experimental groups in the present study showed a decrease compared to the control group after six weeks. In animal studies, oyster mushrooms significantly enhanced plasma cholesterol turnover by 50% with a corresponding 25% decrease in liver cholesterol levels as compared to controls (Bobek et al. 1995). Other animal studies have documented significant reductions in serum and liver cholesterol levels when dried and powdered mushrooms were included in the animal diets (Bobek et al. 1991). Xu et al. (2008) detected that the administration of polysaccharides from shiitake significantly reduced serum total cholesterol, triglyceride level in high-fat rats. Similarly, Hwang et al. (2012) showed that dietary supplementation with shiitake mushroom

cholesterol level reduction of eggs in layer chickens. In another study, the effect of *L. edodes* in a mouse model of hypercholesterolemia was investigated by Yang et al. (2013). They determined that *L. edodes* promotes fat removal in hypercholesterolemic mice by supplemented fed feeding. Several herbs were tested for their growth-promoting activity in aquatic animals. Zahran et al. (2014) showed that *Astragalus* polysaccharides could promote the growth of Nile tilapia. Wang et al. (2015) observed that dietary supplementation of *Rehmannia glutinosa* increased the growth rate in *Cyprinus carpio*. By examining specific growth rates, it can be concluded that the different concentrations applied to the fish did not bear any negative effect on any parameters of the non-specific immune system. They usually have a positive effect on the growth and improvement of performance (Dobdikova et al. 2012; Talpur and Ikhwanuddi 2013; Kanani et al. 2014). Also, Guo et al. (2004) reported several mushroom and herb polysaccharides, on the growth performance of broilers, and found shiitake to be a significant growth performance in broilers. The results are shown in the present study also indicates that mushroom extract included in the diet is useful for improving the growth performance of rainbow trout.

In conclusion, the present study demonstrates the effect of the mushroom extract on the growth and non-specific immune parameters of *O. mykiss*. Results indicate that shiitake mushroom may be a potential immunostimulant for enhancing non-specific immune response and disease resistance in juvenile rainbow trout.

Acknowledgements

“This study was supported by Muğla Sıtkı Koçman University Scientific Research Project Coordination Unit with 12/76 project number”. We thank Süleyman BABA for his support during the trial. We also thank Dr Vikas Kumar for his valuable comments on the manuscript. This study is a part of the PhD. dissertation of Esin Baba.

References

- Anderson DP, Moritomo T, Grooth RD. 1992. Neutrophile, glass-adherent, nitroblue tetrazolium assay gives early indication of immunization effectiveness in rainbow trout. *Vet Immunol Immunopathol.* 30:419-429. doi: 10.1016/0165-2427(92)90110-c
- AOAC. 2009. Official Methods of Analysis of AOAC International. 17th ed. Assoc. Official Analytical Chemists, Arlington, VA.
- Awad E, Austin B. 2010. Use of lupin, *Lupinus perennis*, mango, *Mangifera indica*, and stinging nettle, *Urtica dioica*, as feed additives to prevent *Aeromonas*

- hydrophila* infection in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J Fish Dis.* 33:413-420. doi: 10.1111/j.1365-2761.2009.01133.x
- Awad E, Austin D, Lyndon AR. 2013. Effect of black cumin seed oil (*Nigella sativa*) and nettle extract (Quercetin) on enhancement of immunity in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture.* 388-391:193-197. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.01.008
- Baba E, Uluköy G, Mammadov R. 2014. Effects of *Muscari comosum* extract on nonspecific immune parameters in gilthead seabream, *Sparus aurata* (L. 1758). *J World Aquac Soc.* 5(2):173-182. doi: 10.1016/j.fsi.2013.08.005
- Basha KA, Raman RP, Prasad KP, Kumar K, Nilavan E, Kumar S. 2013. Effect of dietary supplemented andrographolide on growth, non-specific immune parameters and resistance against *Aeromonas hydrophila* in *Labeo rohita* (Hamilton). *Fish Shellfish Immunol.* 35:1433-1441. doi: 10.1016/j.fsi.2013.08.005
- Bernas E, Jaworska G, Lisiewska Z. 2006. Edible mushrooms as a source of valuable nutritive constituents. *Acta Sci Pol Technol Aliment.* 5(1): 5-20.
- Bilen S, Bulut M, Bilen AM. 2011. Immunostimulant effects of *Cotinus coggyria* on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Shellfish Immunol.* 30:451-455. doi: https://doi.org/10.1016/j.fsi.2010.12.013
- Binaii M, Ghiasi M, Farabi SV, Pourghola R, Fazli H, Safari R, Alavi SE, Taghavi MJ, Bankehsaz Z. 2014. Biochemical and hemato-immunological parameters in juvenile beluga (*Huso huso*) following the diet supplemented with nettle (*Urtica dioica*). *Fish Shellfish Immunol.* 36:46-51. doi: 10.1016/j.fsi.2013.10.001
- Bobek P, Ozdin O, Mikus M. 1995. Dietary oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) accelerates cholesterol turnover in hypercholesterolaemic rats. *Phys Res.* 44(5):287-291.
- Bobek P, Ginter E, Kuniak L, Babala J, Jurcovicova M, Ozdin L, Cerven J. 1991. Effect of mushroom *Pleurotus ostreatus* and isolated fungal polysaccharide on serum and liver lipids in Syrian hamsters with hyperlipoproteinemia. *Nutrition.* 7:105-108.
- Bradford MM. 1976. A rapid method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein dye binding. *Anal Biochem.* 72:248-254. doi: 10.1006/abio.1976.9999
- Cabello FC. 2006. Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environ Microbiol.* 8:1137-1144. doi: 10.1111/j.1462-2920.2006.01054.x
- Dalsgaard I, Madsen L. 2000. Bacterial pathogens in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), reared at danish freshwater farms. *J Fish Dis.* 23: 199-209. doi:https://doi.org/10.1046/j.1365-761.2000.00242.x
- Dobšíková R, Blahová J, Fran A, Jakubík J, Mikulíková I, Modrá H, Novotná K, Svobodová Z. 2012. Effect of β -1.3/1.6-D-glucan derived from oyster mushroom *Pleurotus ostreatus* on biometrical, haematological, biochemical, and immunological indices in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Neuro Endocrinol Lett.* 33(3):101-111.
- Düğenci SK, Arda N, Candan A. 2003. Some medicinal plants as immunostimulant for fish. *J Ethnopharmacol.* 88:99-106. doi: 10.1016/s0378-8741(03)00182-x
- Ellis AE. 2001. Innate host defence mechanism of fish against viruses and bacteria. *Dev Comp Immunol.* 25:827-839. doi: 10.1016/s0145-305x(01)00038-6
- Elumalai P, Kurian A, Lakshmi S, faggio C, Esteban MA, Ringo E. 2021. Herbal Immunomodulators in Aquaculture. *Rev. Fisheries Sci. Aquaculture.* 29(1):33-57
- Galindo-Villegas J, Hosokawa H. 2004. Immunostimulants: Towards temporary prevention of diseases in marine fish. *Aquaculture.* 16-19.
- Guardiola FA, Bah A, Esteban A. 2018. Effects of dietary administration of fenugreek seeds on metabolic parameters and immune status of gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish Shellfish Immunol.* 74: 372-379. doi: 10.1016/j.fsi.2018.01.010
- Guo FC, Williams BA, Kwakkel RP, Li HS, Li XP, Luo JY. 2004. Effects of mushroom and herb polysaccharides, as alternatives for an antibiotic, on the cecal microbial ecosystem in broiler chickens. *Poult Sci.* 83:175-182. doi: https://doi.org/10.1093/ps/83.2.175
- Hwang JA, Hossain E, Yun DH, Moon ST, Kim M, Yang CJ. 2012. Effect of shiitake (*Lentinula edodes* (Berk.) Pegler) mushroom on laying performance, egg quality, fatty acid composition and cholesterol concentration of eggs in layer chickens. *J Med Plants Res.* 6(1):146-153. doi: 10.5897/JMPR11.1351
- Harikrishnan R, Balasundaram C, Heo MS. 2012a. Effect of *Inonotus obliquus* enriched diet on hematology, immune response, and disease protection in kelp grouper, *Epinephelus bruneus* against *Vibrio harveyi*. *Aquaculture.* 344-349:48-53. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.03.010
- Harikrishnan R, Balasundaram C, Heo MS. 2012b. *Inonotus obliquus* containing diet enhances the innate immune mechanism and disease resistance in olive flounder (*Paralichthys olivaceus*) against *Uronema marinum*. *Fish Shellfish Immunol.* 32(6):1148-1154. doi: 10.1016/j.fsi.2012.03.021.
- Hoseinifar, SH, Sun YZ, Zhou Z, Doan HV, Davies SJ, Harikrishnan R. 2020. Boosting Immune Function and Disease Bio-Control Through Environment-Friendly and Sustainable Approaches in Finfish Aquaculture: Herbal Therapy Scenarios. *Rev. Fisheries Sci. Aqua.* 28(3):303-321 doi:10.1080/23308249.2020.1731420
- Kajita Y, Sakai M, Atsuda S, Kobayashi M. 1990. The immunomodulatory effect of levamisole on

- rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. Fish Pathol. 25:93-98.
- Kanani HG, Nobahar Z, Kakoolaki S, Jafarian H. 2014. Effect of ginger and garlic supplemented diet on growth performance, some hematological parameters and immune responses in juvenile *Huso huso*. Fish Physiol Biochem. 40:481-490.
doi: 10.1007/s10695-013-9859-6
- Kumar S, Raman P, Pandey PK, Mohanty S, Kumar A, Kumar K. 2013. Effect of orally administered azadirachtin on non-specific immune parameters of goldfish *Carassius auratus* (Linn. 1758) and resistance against *Aeromonas hydrophila*. Fish Shellfish Immunol. 34:564-573.
doi: 10.1016/j.fsi.2012.11.038
- Kwak JK, Park SW, Koo JG, Cho MG, Buchholz R, Goetz P. 2003. Enhancement of the non-specific defence activities in carp (*Cyprinus carpio*) and flounder (*Paralichthys olivaceus*) by oral administration of schizophyllan. Acta Biotechnol. 23(4): 359-371.
doi: https://doi.org/10.1002/abio.200390046
- Laird L, Needham T. 1988. Salmon and trout farming, Harwood, New York.
- Laith AA, Mazla AG, Effendy AW, Ambak MA, Nurhafizah WWI, Ali A, Jabar A, Najiah M. 2017. Effect of *Excoecaria agallocha* on non-specific immune responses and disease resistance of *Oreochromis niloticus* against *Streptococcus agalactiae*. Res Vet Sci. 112:192-200.
doi: 10.1016/j.rvsc.2017.04.020
- Li P, Gatlin DM. 2005. Evaluation of the prebiotic GroBiotic AE and brewer's yeast as dietary supplements for sub-adult hybrid striped bass (*Morone chrysops* x *M. saxatilis*) challenged in situ with (*Mycobacterium marinum*). Aquaculture. 248:197-205.
doi: 10.1016/j.aquaculture.2005.03.005
- Logambal SM, Venkatalakshmi S, Dinakaran MR. 2000. Immunostimulatory effect of *Ocimum sanctum* Linn. in *Oreochromis mossambicus* (Peters). Hydrobiologia. 430:113-120.
- Magnadottir B. 2006. Innate immunity of fish. Fish Shellfish Immunol. 20:137-151.
doi: https://doi.org/10.1016/j.fsi.2004.09.006
- Mau J, Lin H, Song S. 2002. Antioxidant properties of several specialty mushrooms. Food Res Int. 3: 519-526.
doi: https://doi.org/10.1016/S0963-9969(01)00150-8
- Mizuno T. 1995. Shiitake, *Lentinus edodes*: functional properties for medicinal and food purposes. Food Rev Int. 11:7-21.
doi: https://doi.org/10.1080/87559129509541022
- Nya E, Austin B. 2009a. Use of dietary ginger, *Zingiber officinale* Roscoe, as an immunostimulant to control *Aeromonas hydrophila* infections in rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*). J Fish Dis. 32:971-977.
doi: 10.1111/j.1365-2761.2009.01101.x
- Nya E, Austin B. 2009b. Use of garlic, *Allium sativum*, to control *Aeromonas hydrophila* infection in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). J Fish Dis. 32:963-970.
doi: 10.1111/j.1365-2761.2009.01100.x
- Nya EJ, Austin B. 2011. Development of immunity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) to *Aeromonas hydrophila* after the dietary application of garlic. Fish Shellfish Immunol. 30:845-850.
doi: 10.1016/j.fsi.2011.01.008
- Rao YV, Chakrabarti R. 2005. Stimulation of immunity in Indian major carp *Catla catla* with herbal feed ingredients. Fish Shellfish Immunol. 18(4):327-334.
https://doi.org/10.1016/j.fsi.2004.08.005
- Reguła J, Siwulski M. 2007. Dried shiitake (*Lentinula edodes*) and oyster (*Pleurotus ostreatus*) mushrooms as a good source of nutrient. Acta Sci Pol Technol Aliment. 6(4):135-142.
- Sheikhzadeh N, Nofouzi K, Delazar A, Oushani AK. 2011. Immunomodulatory effects of decaffeinated green tea (*Camellia sinensis*) on the immune system of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Fish Shellfish Immunol. 31:1268-1269.
doi: 10.1016/j.fsi.2011.09.010
- Sheikhzadeh N, Heidarieh M, Pashaki K, Nofouzi K, Farshbafii MA, Akbar M. 2012. Hilyses, fermented *Saccharomyces cerevisiae*, enhances the growth performance and skin non-specific immune parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Fish Shellfish Immunol. 32:1083-1087.
doi: 10.1016/j.fsi.2012.03.003
- Sivaram V, Babu MM, Immanul G, Murugadass S, Citarasu T, Petermarian M. 2004. Growth and immunoresponse of juvenile greasy groupers (*Epinephelus tauvina*) fed with herbal antibacterial active principle supplemented diets against *Vibrio harveyi* infection. Aquaculture. 237:9-20.
doi:https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.03.014
- Smith J, Rowan N, Sullivan R. 2002. Medicinal mushrooms: Their therapeutic properties and current medical usage with special emphasis on cancer treatments. Univ. Strathclyde, Glasgow, UK.
- Stratev D, Zhelyazkov G, Noundou XN, Krause RM. 2018. Beneficial effects of medicinal plants in fish diseases. Aquacult Int. 26:289-308.
doi: 10.1007/s10499-017-0219-x
- Talpur AD, Ikhwanuddi M. 2013. *Azadirachta indica* (neem) leaf dietary effects on the immunity response and disease resistance of Asian seabass, *Lates calcarifer* challenged with *Vibrio harveyi*. Fish Shellfish Immunol. 34:254-264.
doi: 10.1016/j.fsi.2012.11.003
- Tang J, Cai J, Liu R, Wang J, Lu Y, Wu Z, Jian J. 2014. Immunostimulatory effects of artificial feed supplemented with a Chinese herbal mixture on *Oreochromis niloticus* against *Aeromonas hydrophila*. Fish Shellfish Immunol. 39:401-406.
doi: 10.1016/j.fsi.2014.05.028
- Van Hai N. 2015. The use of medicinal plants as immunostimulants in aquaculture: a review. Aquaculture. 446:88-96.
doi:10.1016/j.aquaculture.2015.03.014
- Wang JL, Meng X, Lu R, Wu C, Luo YT, Yan X, Li XJ, Kong XH, Nie GX. 2015. Effects of *Rehmannia glutinosa* on growth performance, immunological parameters and disease resistance to

- Aeromonas hydrophila* in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture*.435:293-300.
[doi:https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.10.004](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.10.004)
- Wiegertjes GF, Stet RJM, Parmentier HK, Van Muiswinkel WB. 1996. Immunogenetics of disease resistance in fish; a comparable approach. *Dev Comp Immunol*.20:365-381.
[doi: 10.1016/s0145-305x\(96\)00032-8](https://doi.org/10.1016/s0145-305x(96)00032-8)
- Xu C, Yan ZH, Hong ZJ, Jing G. 2008. The pharmacological effect of polysaccharides from *Lentinus edodes* on the oxidative status and expression of VCAM-1mRNA of thoracic aorta endothelial cell in high-fat-diet rats. *Carbohydr Polym*.74:445-450.
<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2008.03.018>
- Yang H, Hwang I, Kim S, Hong EJ, Jeung EB. 2013. *Lentinus edodes* promotes fat removal in hyper cholesterolemia mice. *Exp Ther Med*. 6(6): 1409-1413.
[doi: 10.3892/etm.2013.1333](https://doi.org/10.3892/etm.2013.1333)
- Yap AT, Ng MLM. 2001. An improved method for the isolation of lentinan from the edible and medicinal shiitake mushroom, *Lentinus edodes* (Berk.) Sing. (Agaricomycetidae). *Int J Med Mushrooms*. 3:6-19.
- Yin G, Ardo L, Jeney Z, Xu P, Jeney G. 2008. In Bondad-Reantaso MG, Mohan CV, Crumlish M, Subasinghe RP. Editors. Chinese herbs (*Lonicera japonica* and *Ganoderma lucidum*) enhance non-specific immune response of tilapia, *Oreochromis niloticus*, and protection against *Aeromonas hydrophila*. *Diseases in Asian Aquaculture VI*. Fish Health Section, Asian Fisheries Society, Manila, Philippines 269-282 p.
- Zahran E, Risha E, AbdelHamid F, Mahgou HA, Ibrahim T. 2014. Effects of dietary Astragalus polysaccharides (APS) on growth performance, immunological parameters, digestive enzymes, and intestinal morphology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Fish Shellfish Immunol*. 38:149-157.
[doi:10.1016/j.fsi.2014.03.002](https://doi.org/10.1016/j.fsi.2014.03.002)



Poyrazlar Gölü'nün Mikrobiyolojik Kirlilik Seviyesinin Belirlenmesi

Nilay MUSTAFA^{1*} , Alican Bahadır SEMERCİ¹ , Kenan TUNÇ¹ 

¹ Sakarya Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü 54110 Sakarya- Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada, Sakarya ilinde bulunan Poyrazlar Gölü'nün, toplam koliform bakteri(TK), fekal koliform bakteri(FK), fekal streptokok(FS), *Escherichia coli* ve toplam canlı(TC) değeri ile fiziksel ve kimyasal parametreler ilişkilendirilerek gölün maruz kaldığı kirlilik düzeyi belirlenmiştir. Mikrobiyolojik analizler dökme plak ve membran filtrasyon yöntemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışma alanının mikrobiyolojik kirliliği Yüzeysel Su Kalitesi Yönetim Yönetmeliği'ne (YSKYY) göre değerlendirilmiştir. Kasım 2018-Eylül 2019 tarihleri arasında yapılan çalışmada, TC değeri >34,5 ve <2747,5 kob/mL arasında, *E. coli* >2,5 ve <13 kob/mL arasında, FK bakteri değeri >6,3 ve <23,75 kob/mL arasında, TK bakteri değeri >28,4 ve <287,7 kob/mL arasında, FS bakteri değeri >1 ve <23,1 kob/mL arasında olduğu tespit edilmiştir. Suyun fiziksel parametreler ve bakteri dağılımı arasındaki ilişkileri SPSS 20,00 kullanılarak istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlarda p<0,05 seviyesinde, FK ile TDS arasında 0,829 korelasyon katsayısı ile pozitif; *E. coli* ile TC miktarı arasında 0,886 ile pozitif; EC ile sıcaklık arasında -0,829 negatif korelasyon bağlantısı tespit edilmiştir. Poyrazlar Gölü, YSKYY'ne göre, fekal koliform, toplam koliform açısından II. Sınıf kalitede olduğu; çözünmüş oksijen açısından IV. Sınıf kalitede olduğu tespit edilmiştir. Araştırmadan elde edilen sonuçlara göre Poyrazlar Gölü'nün henüz mikrobiyolojik kalite yönünden kirliliği olmayan, fakat kirlilik sınırına yakın değerlerde olduğu belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Fekal koliform, toplam canlı, Poyrazlar Gölü, mikrobiyal kalite

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 03.01.2021
Düzeltilme : 13.06.2021
Kabul : 01.07.2021
Yayın : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.852815

* SORUMLU YAZAR

mustafaa.nilay@gmail.com
Tel : +90 264 295 6808

Determining of Microbiological Pollution Level of Poyrazlar Lake

Abstract: In this study, the pollution level of the Poyrazlar Lake in Sakarya was determined by correlating the total coliform bacteria, fecal coliform bacteria, fecal streptococci, *Escherichia coli* and total viable value with physical and chemical parameters. Microbiological analysis was carried out using the spread plate method and the membrane filtration method. Microbiological pollution of the study area has been evaluated according to the Surface Water Quality Management Regulation (YSKYY). Total viable count between > 34.5 and <2747.5cfu/mL, *E. coli* between > 2.5 and <13 cfu/mL, fecal coliform bacteria count between > 6 and <24 cfu/mL, total coliform bacteria count > 28 and <287.7 cfu/mL and the number of fecal streptococcus bacteria was found to be between > 1 and <23.1 cfu/mL. The interrelations of the water of the physical parameters and the distribution of bacteria was evaluated statistically using SPSS 20.00. In the results obtained, a positive correlation coefficient of 0.829 between fecal coliform and total dissolved solids at p <0.05 level, and a negative correlation of -0.829 between electrical conductivity and temperature were determined. As a result of the statistical analysis, it was determined that there is a positive correlation with 0.886 between *E. coli* and the total living amount at the p <0.05 level. Microbiological pollution of the study area has been evaluated according to national and international criteria. When Poyrazlar Lake is evaluated according to the standards of Surface Water Quality Management Regulation, first class in terms of temperature, pH, total dissolved solids, electrical conductivity, fecal coliform was found to be second class in terms of total coliform and fourth class in terms of dissolved oxygen. According to the results obtained from the research, it was determined that Poyrazlar Lake is not polluted in terms of microbiological quality but has values close to the pollution limit.

Keywords: Fecal coliform, total viability, Poyrazlar Lake, microbial quality

Alıntılama

Mustafa N, Semerci AB, Tunç K. 2022. Poyrazlar Gölü'nün Mikrobiyolojik Kirlilik Seviyesinin Belirlenmesi. LimnoFish. 8(1): 37-43. doi: 10.17216/LimnoFish.852815

Giriş

Su kirliliği, dünyanın son yıllarda karşılaştığı en büyük çevre sorunlarından. İklim değişikliği, aşırı su kullanımı ve çevre kirliliği nedeni ile var olan su kaynakları giderek yok olmaktadır (Arslangündoğdu 2009; Atıcı ve Tokatlı 2014). Su kaynaklarının yanlış kullanımı, bu kaynakların evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklarla kirlenmesi, sucul ekosistemi olumsuz etkilenmektedir. Sucul ekosistemin olumsuz etkilenmesi nedeniyle özellikle farklı amaçlarla toplumların kullanımına sunulan göllerin su kalitesinin değişmesi, halk sağlığı açısından büyük bir öneme sahiptir (Bulut vd. 2010; Tunçşiper 2017; Akkan vd. 2019).

Mikroorganizmalar, akuatik ortamda çevresel faktörlere ve antropojen etkilere bağlı olarak artmaktadır. Avustralya Ulusal Sağlık ve Tıbbi Araştırma Konseyi, Avrupa Çevre Ajansı (AÇA) ve Kanada Çevre Bakanlar Konseyi (CCME) akuatik ortamlarda koliform bakterilerini fekal kirlilik indikatörü olarak kabul etmektedir (Yardımcı 2009; Wang ve Deng 2019).

Koliform grubu bakteriler, hayvan ve insan dışkıdaki bakterilerin büyük bir kısmını oluşturmaktadır. Göl suyunda standartların üstünde koliform bakteri bulunması o göl için kirlilik belirtisidir (Koloren vd. 2011). Göl suyu içinde bulunan bu kirleticilerin miktarı, sucul canlıların fizyolojik durumunu etkilemekte, suyun verimlilik düzeyini ve kullanım şeklini belirlemektedir (Çetinkaya 2003; Tepe 2009; Turgut ve Özgül 2009).

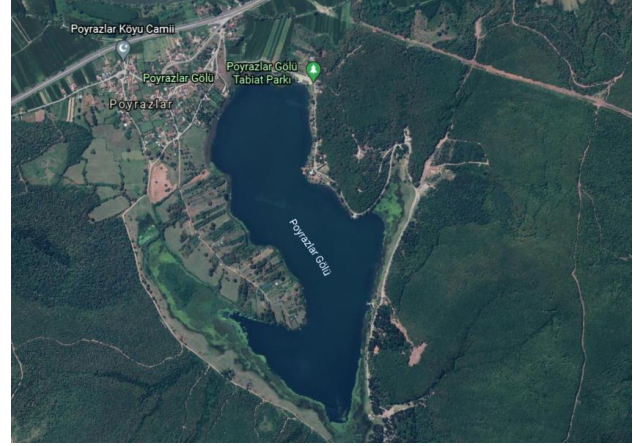
Adapazarı ilçesinde yer alan Poyrazlar Gölü, 2310 dekarlık alanı kapsamaktadır. Poyrazlar Gölü, kuş popülasyonu açısından zengin olmasının yanında geniş bir floraya da sahiptir. Göl ve orman ekosisteminin beraber oluşturduğu doğal ortam su kuşlarına göl çevresinde habitat oluşturur (Şekil 1). Ayrıca gölde birçok balık türü de mevcuttur. Piknik, doğa yürüyüşü, yaban hayat gözlemciliği gibi birçok etkinliği gerçekleştirme imkânı sunan Poyrazlar Gölü 2011 yılında Tabiat Parkı olarak kabul edilmiştir

Bu çalışmada, Poyrazlar Gölü'ndeki kirlilik indikatörü mikroorganizmaları tespit edilerek, Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği (YSKYY 2004) kriterlerine göre gölün hangi sınıfta yer aldığı belirlenmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Bu çalışmada, önceden belirlenen 20 noktada Kasım-2018, Ocak, Mart, Mayıs, Temmuz, Eylül-2019 ayları arasında toplam 120 adet su örneği, numune alma kriterlerine uygun şekilde steril 500 mL'lik koyu renkli, vida kapaklı steril cam şişe kullanılarak alınmıştır. Aynı gün içinde soğuk

zincirde Sakarya Üniversitesi Mikrobiyoloji Laboratuvarına getirilmiş ve analize edilmiştir.



Şekil 1. Poyrazlar Gölü (Kaynak Google Earth)

Figure 1. Poyrazlar Lake (Source: Google Earth)

Mikrobiyolojik analizler için membran filtrasyon ve dökme ekim yöntemi kullanılmıştır. Su örnekleri 0,45 µm gözenekli selüloz asetat membran (Merck) süzülerek, toplam koliform, toplam canlı *Escherichia coli* fekal streptokok ve fekal koliform bakteriler için uygun besi ortamlarında inkübe edilmiştir. Fiziksel ve kimyasal analizler, sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik (EC), çözülmüş oksijen miktarı (DO), ve çözülmüş katı madde miktarı, çok fonksiyonlu su kalitesi ölçüm cihazı (YSI ProPlus, YSI) ile ölçülmüştür. Suyun fiziksel ve bakteri dağılımıyla olan ilişkisini ortaya koyabilmek için SPSS Windows sürüm 20,0 paket programı kullanılmıştır.

Fekal streptokok için Slanetz-Bartley (Merck 1.05262) katı besi yerine alınan filtre kâğıdı 36,5±0,5°C'de 48±2 saat inkübasyona bırakılmıştır. Kırmızımsı mor-pembe renkte görülen koloniler olası fekal streptokok kabul edilerek doğrulama testi için Bile-Aesculin-Azide katı (Merck 1.00072) besi yerine alınarak 45±0,2°C'de 2±1 saat inkübasyona bırakılmıştır. 2 saat sonra sarı renkli olan besi yerinin üreme sonucunda koloni rengi ve etrafında koyu kahverengi zon oluşması pozitif, renk değişikliğinin görülmemesi ise negatif olarak değerlendirilmiştir.

Toplam koliform bakteri tespit etmek için Chromocult Coliform Agar(CCA)(Bioneks) besi yerinde 37±0,5°C'de 24±2 saat inkübasyona bırakılmıştır. İnkübasyon sonrasında petri üzerinde üreyen bakteriler oksidasyon testine (HSGM, 2008) tabii tutulmuştur. Oksidasyon (Merck 1.13300) testi için CCA besi yeri üzerinde üreyen kolonilerinden muhtemel koliform olduğu düşünülen rastgele 10 koloni seçilip Yeast Ekstrakt (Merck 1.03750) Agara ekimi yapılarak 37±0,5°C'de 24±2 saat inkübasyona bırakılmıştır. Negatif olan koloniler

muhtemel koliform grubu bakteri olarak kabul edilmiştir.

Fekal koliform bakterileri tespit etmek için ayırıcı besi yeri olan Membran Fekal Koliform (m-FC) (Merck 1.11278) Agar kullanılmıştır. Petriler 44,5±0,2°C'de 24±2 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonrasında petri üzerinde gelişen mavi, pembe, gri kolonilerin sayımı yapılmıştır.

Toplam canlılığın belirlenmesi için göl suyu örneğinden 1 mL ve 10⁻¹ mL alınarak steril petri kutusuna aktarılmış; üzerine steril edilmiş ve 45-47±0,2°C de tutulan Yeast Agar'a besi yerinden 12-15 mL kadar dökülmüştür. Petri kutusu düz zeminde 888 çizilmesiyle örnek ile besi yeri karıştırılmıştır. Besi yerinin katılaşmasından sonra petriler, 37±0,5°C'de inkübe edilmiştir. 2 gün süren inkübasyon sonunda petri üzerinde gelişen kolonilerin sayımı yapılmıştır (APHA, 1992).

Bulgular

Çalışma boyunca Poyrazlar Gölü'nden alınan örneklerin aylara göre, toplam koliform bakteri, fekal koliform bakteri, fekal streptokok, *E. coli* ve toplam canlı sayısı dağılımları Tablo 1.

Tablo 1. Poyrazlar Gölü'ndeki FK ve TK değerinin aylara dağılımı ve YSKYY'ne göre kalite sınıfı (kob/mL).

Table 1. Distribution of FK and TK values in Poyrazlar Lake by months and quality class according to YSKYY (cfu / mL)

Mikroorganizma	Kasım	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Ortalama
FK	18,5	16,9	6,3	23,75	5,25	17	14,6
Kalite Sınıfı	II	II	I	II	I	II	II
TK	120,55	101,8	28,4	93,5	102,9	287,7	122,5
Kalite Sınıfı	II	II	I	I	II	II	II

FK: Fekal koliform, TK: Toplam koliform.

FK: Fecal coliform, TK: Total coliform.

Tablo 2. Poyrazlar Gölü'ndeki FS, TC ve *E. coli* değerinin aylara dağılımı (kob/mL)

Table 2. Distribution of FS, TC and *E. coli* values in Poyrazlar Lake by months (cfu / mL)

Mikroorganizma	Kasım	Ocak	Mart	Mayıs	Temmuz	Eylül	Ortalama
FS	6,15	4,55	1,45	17,65	23,1	1	8,9
TC	220,25	1563,7	58,05	2747,5	392,75	34,5	836,1
<i>E. coli</i>	4,5	12,9	3,3	5,9	3,5	2,5	5,4

FS: Fekal streptokok, TC: Toplam canlı, *E. coli*: *Escherichia coli*

FS: Fecal streptococcus, TC: Total viable, *E. coli*: *Escherichia coli*

Çalışma boyunca alınan örneklerde aylara göre ortalama sıcaklık değeri 17,2 °C, ortalama doymuş oksijen değeri 2,5 mg/L, ortalama elektriksel iletkenlik değeri 198,7 µS cm⁻¹, toplam çözünmüş

ve Tablo 2'de verilmiştir. Alınan su örneklerinde mikrobiyolojik kirlilik durumunun değerlendirildiğinde, ortalama *E. coli* bakteri sayısı >2,5 ve <13 kob/mL arasında tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada en fazla *E. coli* sayısı Ocak ayında <13 kob/mL, en az Eylül ayında >2,5 kob/mL olarak kaydedilmiştir. Fekal koliform bakteri sayısı >5 ve <24 kob/mL, arasında tespit edilmiştir. En fazla fekal koliform sayısı Mayıs ayında <24 kob/mL, en az fekal koliform sayısı Mart ayında >6 kob/mL olarak kaydedilmiştir. Toplam koliform bakteri sayısı >28 ve <287,7 kob/mL arasında olduğu belirlenmiştir. En fazla toplam koliform sayısı Eylül ayında <287,7 kob/mL, en az toplam koliform sayısı Mart ayında >28 kob/mL olarak kaydedilmiştir. Genel olarak örneklerin aylık dağılımları benzerlik göstermektedir. Gölün içerisinden alınan örneklerde aylara göre fekal streptokok bakteri sayısı >1 ve <24 kob/mL arasında tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada en fazla fekal streptokok sayısı Temmuz ayında < 23,1 kob/mL, en az Eylül ayında >1 kob/mL olarak kaydedilmiştir. Toplam canlı değeri >34 ve <2200 kob/mL arasında değişmektedir.

katı madde miktarı 123,4 mg L⁻¹ ve pH 7,5 olarak hesaplanmıştır. Alınan örneklerin alındığı aylardaki fiziksel ve kimyasal parametrelerin ortalama değerleri Tablo 3.'de verilmiştir.

Tablo 3. Poyrazlar Gölü'nün aylara göre fiziksel ve kimyasal parametrelerinin değerleri ve YSKYY'ne göre kalite sınıfı**Table 3.** The values of the physical and chemical parameters of Poyrazlar Lake by months and the quality class according to YSKYY.

	°C	DO	EC	TDS	pH
Kasım	13,9±1	0,19±0,1	218,4±1,2	142,1±2	7,97±0,5
Ocak	6,6±1,5	0,2±0,1	207,9±1,2	135,2±2,5	7,57±0,5
Mart	11,7±1,2	3,41±0,2	203,8±1,3	92,3±1,2	7,78±0,2
Mayıs	19,9±1,2	6,7±0,2	201,3±2	136,7±1,5	8,1±0,5
Temmuz	26,1±1	2,4±0,1	179,1±0,1	116,35±2	7,2±0,3
Eylül	25±1	2,2±0,2	181,8±0,5	118,3±0,2	6,3±0,5
Ortalama	17,2	2,5	198,7	123,4	7,5
Kalite Sınıfı	I-II	IV	I	I	I-II

°C: Sıcaklık; Oksijen Miktarı, DO: Çözünmüş Oksijen Miktarı, EC: Elektriksel İletkenlik, TDS: Toplam Çözünmüş Katı Madde.

°C: Temperature; Oxygen Content, DO: Dissolved Oxygen Content, EC: Electrical Conductivity, TDS: Total Dissolved Solids.

Bakteriyolojik kirliliğin suyun fiziksel ve bakteri dağılımıyla olan ilişkisini ortaya koyabilmek için SPSS Windows sürüm 20,0 paket programı kullanılmıştır. Program vasıtasıyla veriler Spearman's rho Sıralama Korelasyon Katsayısı ile değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 4.'te gösterilmektedir. Elde edilen sonuçlarda $p < 0,05$

seviyesinde fekal koliform ile toplam çözünmüş katı madde arasında 0,829 korelasyon katsayısı ile pozitif, elektriksel iletkenlik ile sıcaklık arasında -0,829 negatif korelasyon bağlantısı tespit edilmiştir. İstatistiksel analizler sonucu $p < 0,05$ seviyesinde *E. coli* ile toplam canlı miktarı arasında 0,886 ile pozitif korelasyon tespit edilmiştir.

Tablo 4. SPSS 20,0 Programı ile veri analiz sonuçları (Spearman's rho)**Table 4.** Data analysis results with SPSS 20.0 Program (Spearman's rho)

		KORELASYON									
		FK	<i>E. coli</i>	FS	TK	pH	TC	°C	TDS	DO	EC
Spearman's rho	FK	1,000	,314	-,029	,143	,600	,257	-,086	,829*	-,029	,371
	<i>E. coli</i>	,314	1,000	,486	-,314	,543	,886*	-,486	,600	-,143	,486
	FS	-,029	,486	1,000	-,143	,371	,714	,371	,257	,200	-,200
	TK	,143	-,314	-,143	1,000	-,543	-,429	,486	,314	-,657	-,143
	pH	,600	,543	,371	-,543	1,000	,543	-,371	,543	,257	,543
	TC	,257	,886*	,714	-,429	,543	1,000	-,143	,429	,257	,086
	°C	-,086	-,486	,371	,486	-,371	-,143	1,000	-,143	,257	-,829*
	TDS	,829*	,600	,257	,314	,543	,429	-,143	1,000	-,429	,543
	DO	-,029	-,143	,200	-,657	,257	,257	,257	-,429	1,000	-,543
	EC	,371	,486	-,200	-,143	,543	,086	-,829*	,543	-,543	1,000

*: $p < 0,5$, *E. coli*: *Escherichia coli*, DO: Çözünmüş Oksijen Miktarı, EC: Elektriksel İletkenlik, TDS: Toplam Çözünmüş Katı Madde, FK: Fekal Koliform, TK: Toplam Koliform, FS: Fekal Streptokok, TC: Toplam Canlı.

*: $p < 0,5$, *E. coli*: *Escherichia coli*, DO: Dissolved Oxygen, EC: Electrical Conductivity, TDS: Total Dissolved Solids, FK: Fekal Coliform, TK: Total Coliform, FS: *Fecal Streptococcus*, TC: Total viable.

Tartışma ve Sonuç

Tatlı su kaynaklarında mikrobiyal kirliliğin belirlenmesi mikroorganizmalarca sağlanmaktadır. Bu amaçla temel olarak koliform grubu bakterilere ve *E. coli* sayısına bakılmaktadır. Koliform grubu

mikroorganizmaların incelenmesi, su kalitesinin belirlenmesi açısından önemli bir parametredir (Tunçsiper 2017). Koliform bakterileri, atık maddelerde ve dışkılarda yaşadıklarından buldukları su ortamı için kirletici etkiye sahiptir.

Kanalizasyon suları, yeterli şekilde arıtılmadan göl suyuna boşaltılan sıvı ve katı atıklar, yabani hayvanların dışkıları göl sularında fekal kirliliğe neden olabilmektedir (Kayış vd. 2017). Bu bakteriler aynı zamanda buldukları ortamda yaşayan diğer canlılar için hastalık yapıcı organizmalar sayılmaktadır (Tunçsiper 2017). Fekal kirlilik olan sularda patojen mikroorganizmalarının bulunma olasılığı yüksektir ve bu durum su kalitesini olumsuz etkilemektedir (Er 2014). Sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen, koliform bakterileri popülasyonu seviyelerinin değişimine etki etmektedir (Elmacı vd. 2008).

Fizikokimyasal parametrelerin bakteri dağılımı ile ilişkisi Spearman's rho ile istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlarda fekal koliform değerleriyle toplam çözülmüş madde miktarı değerleri arasında 0,05 seviyesinde pozitif yönde 0,829 korelasyon katsayısı ile; *E. coli* değerleri ile toplam canlı değerleri arasında 0,05 seviyesinde pozitif yönde 0,886 korelasyon katsayısı ile kuvvetli bir bağlantı bulunmuştur. Evsel, hayvansal, sanayi vb. atıklar fekal grubu bakteriler tarafından ayrıştırılırken TDS konsantrasyonu doğru oranda artışı düşünülmektedir. Elektriksel iletkenlik ve sıcaklık arasında 0,05 seviyesinde negatif yönde 0,829 korelasyon katsayısı ile kuvvetli bir bağlantı bulunmuştur. Sıcaklık ile elektriksel iletkenlik doğru orantılı olduğu düşünülse de çözünen maddelerdeki farklı tuzlar farklı iletkenlik değerlerine sahiptirler. Bu yüzden artan sıcaklık ile çözünen madde çeşitleri elektriksel iletkenlik konsantrasyonunu azalttığı düşünülmektedir.

Elmacı vd. (2008), Uluabat Gölü'nün mikrobiyolojik kalite açısından araştırdıkları bir çalışmada, toplam koliform oranını incelemişlerdir. Gölün ortalama toplam koliform miktarı 203 kob/mL olduğunu tespit edilmiş ve gölün toplam koliform açısından II. Sınıf kalitede olduğu saptanmıştır. Koloren vd. (2011), Gaga Gölü (Ordu)'nde yapmış oldukları çalışmada, göl suyunda toplam koliform bakteri sayısını yüzeyde ve 5m derinlikte >100 kob/mL olarak tespit etmişlerdir. Gaga Gölü'nün Kıta içi Su Kaynakları Kalite Kriterleri'ne göre de II. Sınıf su kalitesinde olduğunu bildirmişlerdir. Çalışmamızda Poyrazlar Gölü'nün de toplam koliform bakteri sayısı >120 kob/mL olduğu tespit edilmiştir. Poyrazlar Gölü koliform bakteri kriteri açısından II. Sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir. Çalışmamız diğer çalışmalarla koliform bakteri sayısı açısından benzerlik göstermektedir. Koliformların aylık dağılımları incelendiğinde yaz aylarındaki artış, yüksek sıcaklık, göldeki organik aktivitenin artması, ortamda yeterli besin maddelerinin bulunması gibi nedenlerle açıklanabilir.

Bulut vd. (2010) Eğirdir Gölü'nde yaptıkları çalışmada, yaz ve sonbahar aylarında göldeki fekal koliform seviyesinde artış olduğunu bildirmişlerdir. Koloren vd. (2011), Gaga Gölü'nde yapmış oldukları çalışmada, fekal koliform bakteri sayısı >11 ve <26 kob/mL, fekal streptokok bakteri sayısı >2 ve <20 kob/mL olarak tespit etmişlerdir. Yaptığımız çalışmada, fekal koliform en çok <24 kob/mL ile Mayıs ayı, en az 5,25 kob/mL ile Mart ayında, *E. coli* en çok <13 kob/mL ile Ocak ayında, en az >2 kob/mL ile Eylül ayında ölçülmüştür. Gölün ortalama fekal koliform değeri 14,6 kob/mL, *E. coli* değeri ise 5,4 kob/mL olduğu tespit edilmiştir. Göldeki fekal streptokok sayısı en çok Temmuz ayında 23,1 kob/mL, en az Eylül ayında 1 kob/mL olarak ölçülmüştür (Tablo 1). Gölde ilkbahar ve kış dönemindeki fekal koliform sayısının, yaz ve sonbahar dönemlerine göre daha az seviyede olduğu görülmüştür. Poyrazlar Gölü bakteriyolojik kalite kriterleri ile karşılaştırıldığında, II. Sınıf su kalitesine sahip olduğu belirlenmiştir. Çalışmamız literatürdeki diğer çalışmalarla ile farklılık göstermiştir. Poyrazlar Gölü diğer göllere göre nispeten daha az fekal kirliliğe maruz kalmıştır. Sıcaklıkla birlikte Mayıs ayındaki yağış oranı fekal koliform artışı için önemli bir faktör olduğu görülmüştür. Ayrıca gölde koliform grubu bakterilere rastlanması, göle dışkı kökenli atıkların ve atık sularının karıştığına göstergesidir.

Göl sularının kirlenmesine neden olan patojen indikatörler, koliform grubu bakterilerin dışında, mantar, alg, patojenik protozoa gibi organizmalardır. Yapmış olduğumuz çalışmamızda Poyrazlar Gölü'ndeki toplam canlı sayısı en çok Mayıs ayında 2747,5 kob/mL, en az Eylül ayında 34,5 kob/mL ölçülmüştür. Gölün ortalama canlı sayısı ise 836,1 kob/mL olduğu tespit edilmiştir. Ocak ayındaki ortalama toplam canlı miktarı 1270 kob/mL'dir. Ocak ayı, hava ve göl suyu sıcaklığının düşük olduğu bir aydır. Buna rağmen toplam canlı miktarında artış olduğu belirlenmiştir. Bu dönemde yağışlara bağlı olarak göle giren insan ve hayvan dışkısı kökenli organik madde miktarının yüksek olmasından kaynaklanabilir. Mayıs ayındaki toplam canlı miktarının sıcaklığa bağlı olarak doğru orantı göstermiştir. Toplam canlı sayısı sıcaklık ile ocak ayı dışında doğru orantı gösterdiği belirlenmiştir.

Yüzeysel sularda pH değeri; sıcaklık, tuzluluk ve CO₂ oranına bağlı olarak değişmektedir. Herhangi bir şekilde kirlenmemiş olan suların pH düzeyleri ulusal ve uluslararası standartlarda 6–9 arasında değiştiği belirtilmiştir (Mutlu vd. 2013; Mutlu ve Tepe 2014; Varol 2015). Elmacı vd. (2008), yaptığı bir çalışmada Uluabat Gölü'nün yıllık ortalama pH 8,69±0,16 olarak III. sınıf kaliteye sahip olduğunu tespit etmişlerdir.

Özakkoyunlu'nun (2007) Çorum Gölünyazı Gölü'nde yaptığı çalışmada, gölün pH değerlerinin 7,5 ile 7,7 arasında olduğunu tespit etmiştir. Ölçülen değerlere bakılarak Gölünyazı Gölü'nün I. kalite su sınıfında olduğunu tespit etmiştir. Ünlü vd. (2008), Hazar Gölü'nün yıllık pH değerini 8,90 olarak ölçmüşler ve gölün bazik karakterde olup III. sınıf su kalitesi grubuna girdiğini bildirmişlerdir. Yapmış olduğumuz çalışmada Poyrazlar Gölü'nün pH değerinin, 6,37 ile 8,11 arasında değişiklik gösterdiği belirlenmiş ve Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği'ndeki su kalitesi sınıflarına göre ortalama pH değeri açısından I. sınıf su kategorisine girdiği tespit edilmiştir. Kasım ayında 7,97 olan pH, Mayıs ayına kadar düşme eğilimi göstermiştir. Mayıs ayında en yüksek pH değeri ölçülmüştür. Tespit edilen pH aralığı gölün alkali bir yapıya sahip olduğunu, sucul canlılar ve balıklar için uygun bir yaşam ortamı olabileceği söylenebilir. Göl içerisindeki bulunan mikroorganizmalar zamanla pH değerini değiştirmektedir (Şengörür vd. 2002).

Tablo 3'te görüldüğü üzere araştırma süresince tüm istasyonlarda ölçülen en yüksek su sıcaklığı 26,1 °C olarak Temmuz ayında, en düşük su sıcaklığı ise 4,6 °C olarak Ocak ayındadır.. Temmuz ayında, buharlaşma oranını artırmasıyla göl suyunun sıcaklığı da artmıştır. Sıcaklık değerleri açısından istasyonlar mevsim normallerinde olduğu tespit edilmiştir. Poyrazlar Gölü'nün I. sınıf yani yüksek kaliteli sular sınıfına girdiği belirlenmiştir. Göllerdeki sıcaklık, gölün bulunduğu yere, mevsime, derinliğine, su içinde bulunan çözünmüş madde miktarına bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Sıcaklık biyolojik, kimyasal olaylardan etkilediği için göldeki birçok değerlerin konsantrasyonu değişmektedir (Ünlü vd. 2008).

Yaptığımız çalışmada Poyrazlar Gölü'nün TDS değeri $>92 \text{ mg L}^{-1}$ ve 92 mg L^{-1} , en yüksek değer ise Kasım ayında $< 143 \text{ mg/L}$ ölçülmüştür (Tablo 3). Zeybek (2006), Akgöl'ünün (Karaman-Konya) TDS değerini su kalitesi standartları ile karşılaştırdığında gölün, IV. sınıf su kalitesine sahip olduğunu bildirmiştir. Orak (2019), Suat Uğurlu Baraj Gölü'nün ortalama TDS değerini $221,91 \text{ mg/L}^{-1}$ olduğunu bildirmiştir. Toplam çözünmüş katı maddeler, inorganik tuzlardan, magnezyum, manganez, sodyum, potasyum ve diğer katyonlardan oluşmaktadır. TDS artışı, suda renk değişimine ve bulanıklığa neden olmasının yanı sıra ozmotik basıncı arttırdığında sudaki canlı yaşamını olumsuz etkilemektedir.

Çalışma alanında kirlilik parametrelerinin mevsimsel değişim gösterdiği sonuçlarımızda görülmüştür. Araştırmamızdan elde edilen sonuçlara

göre Poyrazlar Gölü'nün mikrobiyolojik kalite açısından kirliliği olmayan, fakat kirlilik sınırına yakın değerlere sahip olduğu belirlenmiştir.

Teşekkür

Yardımlarından dolayı Prof. Dr. Tuğba ONGUN SEVİNDİK'e teşekkür ederiz. Ayrıca bu çalışmanın maddi açıdan desteklenmesine olanak sağlayan Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) Komisyon Başkanlığı'na (Proje No: 2019-7-24-163) teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Akkan T, Mehel S, Mutlu C. 2019. Determining the level of bacteriological pollution level in Yağlıdere stream, Giresun. *LimnoFish*. 5 (2):83-88.
doi: [10.17216/limnofish.450722](https://doi.org/10.17216/limnofish.450722)
- APHA 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed. Washington: APHA 9 p.
- Arslangüdoğdu Z. 2009. Sakarya Havzası sulak alanlarında aralık ayı su kuşu sayımı. *JFFIU*. 59(2):1-14.
- Atıcı T, Tokatlı C. 2014. Algal diversity and water quality assessment with cluster analysis of four freshwater lakes (Mogan, Abant, Karagöl and Poyrazlar) of Turkey. *Wulfenia*. 21(4): 155-169.
- Bulut C, Atay R, Uysal K, Köse E, Çınar Ş. 2010. Uluabat Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Aquatic Sciences and Engineering*. 25(1):9-18.
- Çetinkaya O. 2003. Su kalitesi ders notları. Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü. 76 s.
- Elmacı A, Teksoy A, Topaç FO, Özengin N, Başkaya HS. 2008. Uluabat Gölünün mikrobiyolojik özelliklerinin mevsimsel değişiminin izlenmesi. *Uludağ Üniv Mühendislik-Mimarlık Fak Derg*. 13(1):93-103.
- Er BC. 2014. Kilis ili içme sularının bazı fizikokimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri [Yüksek Lisans Tezi]. Kilis 7 Aralık Üniversitesi. 61s.
- HSGM. 2008. Doğal mineralli suların numune alımı, taşınması ve analizlerine ilişkin el kitabı. Ankara. 16 s.
- Kayış FB, Dinçer S, Matyar F, Takcı HAM, Özdenefe MS, Arkut A. 2017. Gölbaşı ve Azaplı Göllerinden (Adıyaman) izole edilen bakterilerin tiplendirilmesi ve çoklu antibiyotik dirençliliklerinin araştırılması. *Türk Tarım - Gıda Bilim ve Teknoloji dergisi*. 5(1):43-47.
- Koloren Z, Taş B, Kaya D. 2011. Gaga Gölü (Ordu, Türkiye)'nün mikrobiyolojik kirlilik seviyesinin belirlenmesi. *Karadeniz Fen Bil. Derg*. 2(1):74-85.
- Mutlu E, Tepe AY. 2014. Yayladağı Sulama Göleti (Hatay) suyunun bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin incelenmesi. *Alınları Zirai Bilimler Dergisi*. 27 (2)-18-23.

- Mutlu E, Yanık T, Demir T. 2013. Karagöl (Hafik-Sivas)'ün su kalitesinin incelenmesi. *Alinteri Journal of Agriculture Science*. 24(1):35-45.
- Orak TG. 2019. Suat Uğurlu Baraj Gölü'nün (Samsun) su kalitesi ve trofik seviyesinin araştırılması [Yüksek Lisans Tezi]. Ordu Üniversitesi.140s.
- Özakkoyunlu S. 2007. Gölünyazı Gölü'nün (Çorum) su kalitesinin fiziksel ve kimyasal yöntemlerle tespit edilmesi ve göl civarında yaşayan bazı hayvanların belirlenmesi [Yüksek Lisans Tezi]. Gazi Üniversitesi.66s.
- Şengörür B, Demirel A. 2002. Akgöl'de (Gölkent - Sakarya) ötrofikasyon ve su kalite sınıfının belirlenmesi. *SAU Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi* 6(3):1-8.
- Tepe Y. 2009. Reyhanlı Yenişehir Gölü (Hatay) su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*. 18(70):38-46.
- Tunçsiper B. 2017. Akkaya Barajını besleyen Kızılca (karasu) deresindeki bakteriyolojik kirlenmenin incelenmesi ve kirliliğin azaltılması için çözüm önerileri. *Tekirdağ Ziraat Fak Derg*. 14(1):28-37.
- Turgut E, Özgül G. 2009. Sucul ekosistemin izlenmesinde kirlilik biyoindikatörü olarak balık parazitlerinin kullanılması. *GOÜ Ziraat Fakültesi Dergisi*. 26(1):13-18.
- Ünlü A, Çoban F, Tunç MS. 2008. Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler açısından incelenmesi. *Gazi Üniv Müh Mim Fak Derg*. 23(1):119-127.
- Varol E. 2015. Dicle Baraj Gölü su kalitesinin su kirliliği kontrolü yönetmeliği'ne göre değerlendirilmesi. *Türk Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi*. 2(1):85-91.
- Wang J, Deng Z. 2019. Modeling and predicting fecal coliform bacteria levels in oyster harvest waters along Louisiana Gulf coast. *Ecol Indic*. 101: 212-220.
- Yardımcı CH. 2009. Sapanca Gölü bakteriyolojik kirlilik düzeyi ile *Enterobacteriaceae* üyelerinde betalaktam antibiyotik dirençlilik frekansının araştırılması [Doktora Tezi]. İstanbul Üniversitesi. 107 s.
- YSKYY. 2004. Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği. 31 Aralık 2004 Tarih ve 29327 sayılı Resmi Gazete. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Ankara.
- Zeybek Z. 2006. Akgöl'deki (Karaman-Konya) bazı su kalitesi parametrelerinin araştırılması [Yüksek Lisans Tezi]. Selçuk Üniversitesi. 134 s.



Some Growth Properties and Length at First Maturity of Big Scale Sand Smelt (*Atherina boyeri* Risso, 1810) in İznik Lake, Turkey

Mehmet CİLBİZ¹ , Rahmi UYSAL^{2*} 

¹Isparta University of Applied Sciences, Faculty of Eğirdir Fisheries, 32200, Isparta, Turkey

²District Directorate of Provincial Agriculture and Forestry, 32500 Eğirdir, Isparta, Turkey

ABSTRACT

In this study, the length at first maturity and growth characteristics of the big scale sand smelt (*Atherina boyeri* Risso 1810) were investigated in İznik Lake. Catching trials were conducted on a monthly basis at 4 different stations of the lake between March 2014 and February 2015 and beach seine net with 6 mm of codend mesh size was used in the samplings. The overall sex ratio of the subsample was founded as 1:1.46 (F:M; 1180 females, 1729 males). The fork length range were 3.3-11.2 cm for females and 2.9-9.7 cm for males. The growth equations were found as $TW=0.005FL^{3.160}$ and $TW=0.006FL^{3.067}$ for female and male respectively. Allometric (+) growth has been shown in both sex groups. According to the logistic regression model results, length at first maturity (L_{50}) was estimated as 4.62 and 4.25 cm fork length for female and male respectively. While the growth properties of the species shown similarity with other habitats of populations, the values of length at first maturity (L_{50}) shown some differences.

Keywords: Growth type, length–weight relationship, introduced species, LWR

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 27.01.2021

Revised : 20.04.2021

Accepted : 25.04.2021

Published : 25.04.2022

DOI:10.17216/LimnoFish.869342



* CORRESPONDING AUTHOR

mehmetcilbiz@gmail.com

Phone : +90 246 313 34 60

Fax : +90 246 313 34 63

İznik Gölü'ndeki Gümüş Balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810)'nın Bazı Büyüme Özellikleri ve İlk Üreme Boyu

Öz: Bu çalışmada, İznik Gölü'ndeki istilacı Gümüş Balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810)'nın ilk üreme boyu ve bazı büyüme özellikleri araştırılmıştır. Avcılık çalışmaları gölün 4 farklı istasyonunda Mart-2014 ve Şubat-2015 döneminde aylık olarak 6 mm örtü göz açıklığına sahip ıgırıp kullanılarak yürütülmüştür. Alt örnekleme bireylerinin eşey oranı 1:1,46 (Dişi:Erkek, 1180 dişi, 1729 erkek) olarak belirlenmiştir. Örneklerin çatal boy aralığı dişilerde 3,3-11,2 cm ve erkeklerde de 2,9-9,7 cm olarak bulunmuştur. Büyüme denklemi dişi ve erkek bireyler için sırasıyla $TW=0,005FL^{3,160}$ ve $TW=0,006FL^{3,067}$ olarak hesaplanmıştır. Her iki eşey grubu da allometrik (+) büyüme göstermiştir. Lojistik regresyon modele göre ilk üreme boyu (L_{50}) dişiler için 4,62 cm ve erkekler içinde 4,25 cm olarak tahmin edilmiştir. Türün büyüme özellikleri, diğer habitatların popülasyonları ile benzer özellik gösterirken, ilk üreme boyu bazı farklılıklar göstermiştir.

Anahtar kelimeler: Büyüme tipi, boy-ağırlık ilişkisi, aşlanmış tür, LWR

How to Cite

Cilbiz M, Uysal R. 2022. Some Growth Properties and Length at First Maturity of Big Scale Sand Smelt (*Atherina boyeri* Risso, 1810) in İznik Lake, Turkey 8(1): 44-51. doi: 10.17216/LimnoFish.869342

Introduction

Atherina boyeri is an euryhaline species that can also live in the seas, downstream of rivers, river mouths and lagoons. It has increased its spread in the inland waters of Turkey creating crowded populations recently (Ekmekçi et al. 2013). The Lake İznik is a typical example of this spreading. After its first seen in 1988, *A. boyeri* became one of the economic species of the lake in a short period of time and its production has shown a steady upward trend over the years (Doğan 2009). Altun (1991) reported of *A. boyeri* in İznik Lake at first

time (Gaygusuz 2006). Annual production first started with 60 t (Doğan 2009) and then increased to 1150 t in 2018 (TurkStat 2020). There are some regulations such as minimum landing size, close season and etc. being in practice for managing of other local species, but these regulations do not apply for the fishing of these species due to considered as harmful species (Anonymous, 2020). Nevertheless, *A. boyeri* has succeeded in increasing of population in the lake significantly. According to Ekmekçi et al. (2013), this is caused by life cycle characteristics of *A. boyeri* such as short life

span, early sexual maturation and long reproductive period.

In the previously studies about the *A. boyeri*, **growth properties** (Leonardos and Sinis 2000; Bartulović et al. 2004; Patimar et al. 2009; Çetinkaya et al. 2011; Lorenzoni et al. 2015; Boudinar et al. 2016; Gençoğlu and Ekmekçi 2016); **reproductive properties** (Bartulović et al. 2006; Küçük et al. 2012; Bouriga et al. 2014; Yağci et al. 2015; Gençoğlu and Ekmekçi 2016); **feeding properties** (Chrisafi et al. 2007; Apaydın Yağcı et al. 2018; Aydın Uncumusaoglu et al. 2018); **embryonic development** (Dulčić et al. 2008); **genetic properties** (Francisco et al. 2006; Milana et al. 2012; Işıklıkaya 2017); **gear selectivity** (Rodríguez-Climent et al. 2012; Cilbiz et al. 2020) and **migrations** (Rosecchi and Crivelli 1995) were investigated. Present study acceptable as original in terms of used current method in evaluating of the data and used much greater number of examples, by comparing of the previously studies.

This study was carried out for estimating of length at first maturity and some growth properties of *A. boyeri* which is an introduced fish species of Turkey's inland waters. It is hopefully that gained results are contribute to understanding of growth and reproduction strategies of species and managing of natural stocks.

Materials and Methods

The study was conducted in İznik Lake where is one of the most important *A. boyeri* producer (Figure

1) of Turkey. As a tectonic origin, İznik Lake locates southeastern part of the Marmara region in Turkey. Altitude is 85 m and maximum depth was determined as a little bit more than 70 m at near south coast. Lake's surface area is 285 km² and length is 32 km (Ceribasi 2018). Lake located between 40°23' - 40°30'N latitudes and 29°20' - 29°42' E longitudes (Yağci and Ustaoglu 2012)

Fishing trials were carried out at 4 different stations of the lake between March-2014 and February-2015 with monthly period. For obtaining of maximum length distribution, we used a special rigged beach seine with 6 mm codend mesh size in the sampling process.

Entry size of trial beach seine was almost 20 m² (width and height were 10 m and 2 m respectively). Further information about the geometry and characteristics of the used beach seine can be found Cilbiz et al. (2020). The fork lengths of the fish were determined by measuring board with mm precision and total weights were determined by using *A&D EJ-410* model portable balance with g precision. The sex was determined by macroscopically (Özeren 2009; Gençoğlu and Ekmekçi 2016). The length-weight relationship was explained by the formula $W=aL^b$ according to Froese (2006) and in the calculations only individuals whose sexes could be determine were used (*W*: Total body weight in g; *L*: Fork length in cm). 'basicTrendline' R package was used for gaining of model parameters and length-weight graph of *A. boyeri* (Mei et al. 2018).

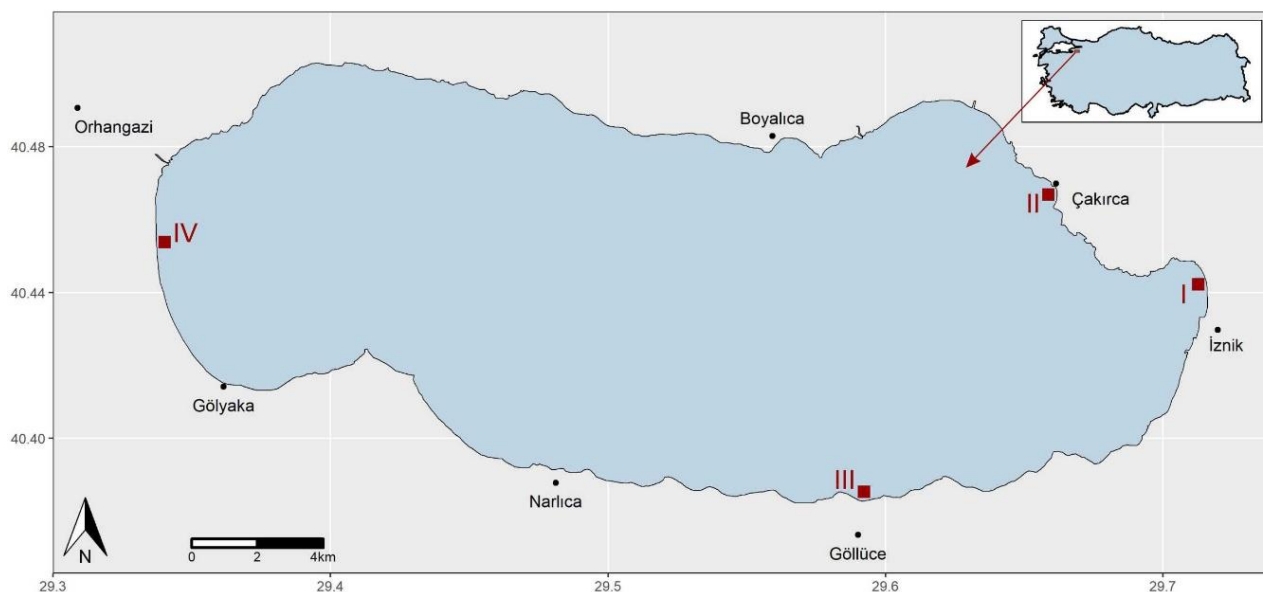


Figure 1. İznik Lake and sampling stations

The growth type was identified by using *t-test*, relevant procedure explained by Pauly (1984) in scope of an equation that given below.

$$t = \frac{Sd_{logFL}}{Sd_{logTW}} \frac{|b-3|}{\sqrt{1-r^2}} \sqrt{n-2}$$

Where Sd_{logFL} is the standard deviation of the $logFL$ values, and Sd_{logTW} the standard deviation of the $logTW$ values, n being the number of fishes used in the calculation. To make a decision for the growth type (isometric or allometric), obtained t value was compared with respective tabled critical value. Estimating of size at gonad maturity (L_{50}), the logistic approach was adopted. In the calculations, *sizeMat R*

package (Torrejon-Magallanes 2019) by way of RStudio *v1.2.5001* program (RStudioTeam 2015) was used.

Results

1180 females (3.3-11.2 cm length range), 1729 males (2.9-9.7 cm length range) and a total of 2938 specimen include in juveniles were used for determine of the length-weight relationship. Quite wide length range was gained specific to this species. The model parameters of the length-weight relationship are given in Table 1. It was found that growth in all sex groups showed *allometry (+)*.

Table 1. Length–weight relationship model parameters of *A. boyeri*

Sex	n	Length range (FL, cm)	Parameters of the relationship					t_s
			<i>a</i>	<i>b</i>	95% CI of <i>b</i>	r^2	<i>p</i>	
Female	1180	3.3-11.2	0.005	3.160	3.137-3.182	0.97	<0.001	14.88 ^a
Male	1729	2.9-9.7	0.006	3.067	3.035-3.099	0.96	<0.001	5.89 ^b
Both sex	2938	2.6-11.2	0.005	3.159	3.137-3.182	0.96	<0.001	15.04 ^c

^a($t > t_{0.05, 1211} = 1.64$); ^b($t > t_{0.05, 1727} = 1.64$); ^c($t > t_{0.05, 2938} = 1.64$)

Length-weight relationship graph of *A. boyeri* is given in Figure 2 for different sex groups. In general, different sexes show similar growth type up to 6-7 cm

fork length (by overlapped regression lines). It can be seen that after 7-8 cm, females of the same length class gain more weight compared to males.

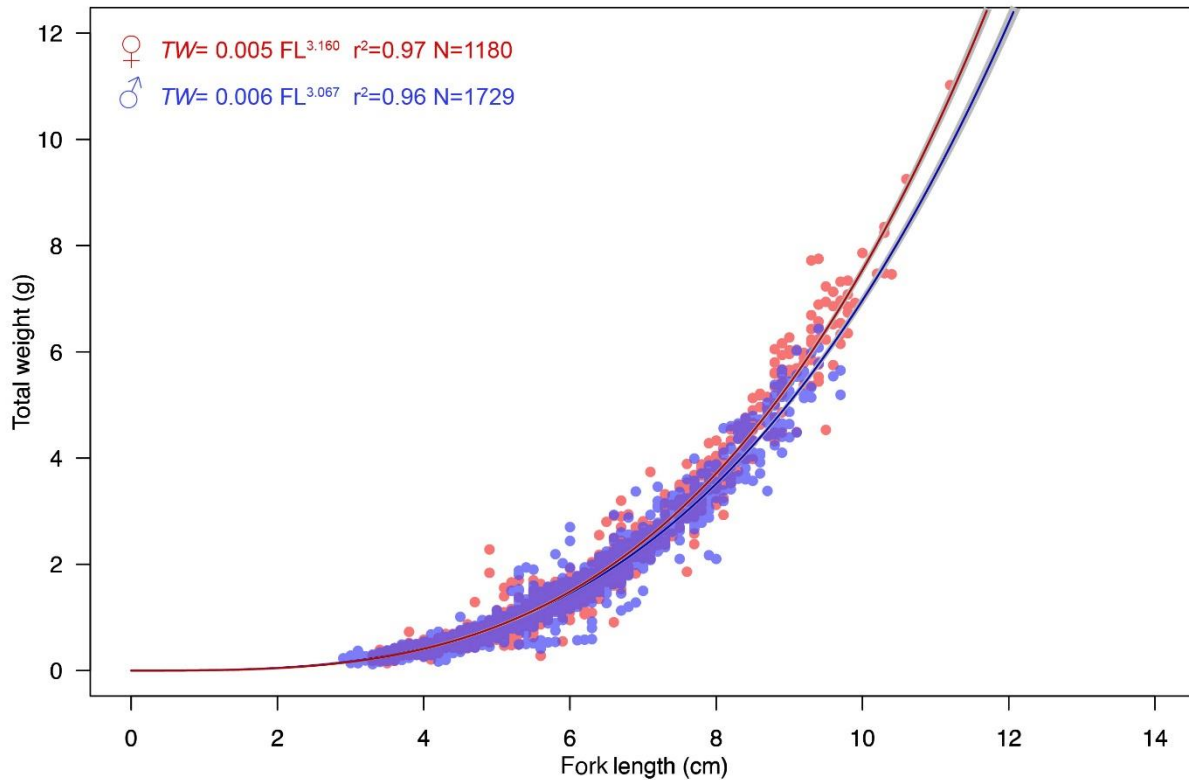


Figure 2. Length-weight relationship of *A. boyeri* for both sex group

903 females and 1366 males *A. boyeri*, whose sex and gonad development status could be determined,

in the 2.6-11.2 cm fork length range were used to estimate the length at first maturity. Parameters

related to the L_{50} reproduction length are given in Table 2. Estimated L_{50} lengths according to both Bayesian and Frequentist approaches were found very close to each other. The L_{50} lengths were found

as 4.62 cm (FL) for female and 4.25 cm (FL) for male. From this point of view, it could be said that the L_{50} length of male was shorter than females (Figure 3).

Table 2. Mean size at first maturity and relevant parameters of *A. boyeri*

Parameters	Female			Male		
	Frequentist reg.		Bayesian reg.	Frequentist reg.		Bayesian reg.
	Original	Bootstrap	Bootstrap	Original	Bootstrap	Bootstrap
<i>A</i>	-13.93	-14.01	-13.79	-17.74	-17.73	-17.57
<i>B</i>	3.01	3.03	2.99	4.17	4.19	4.14
L_{50}	4.62	4.62	4.60	4.25	4.25	4.24
R^2	0.77	0.77	0.77	0.83	0.83	0.83

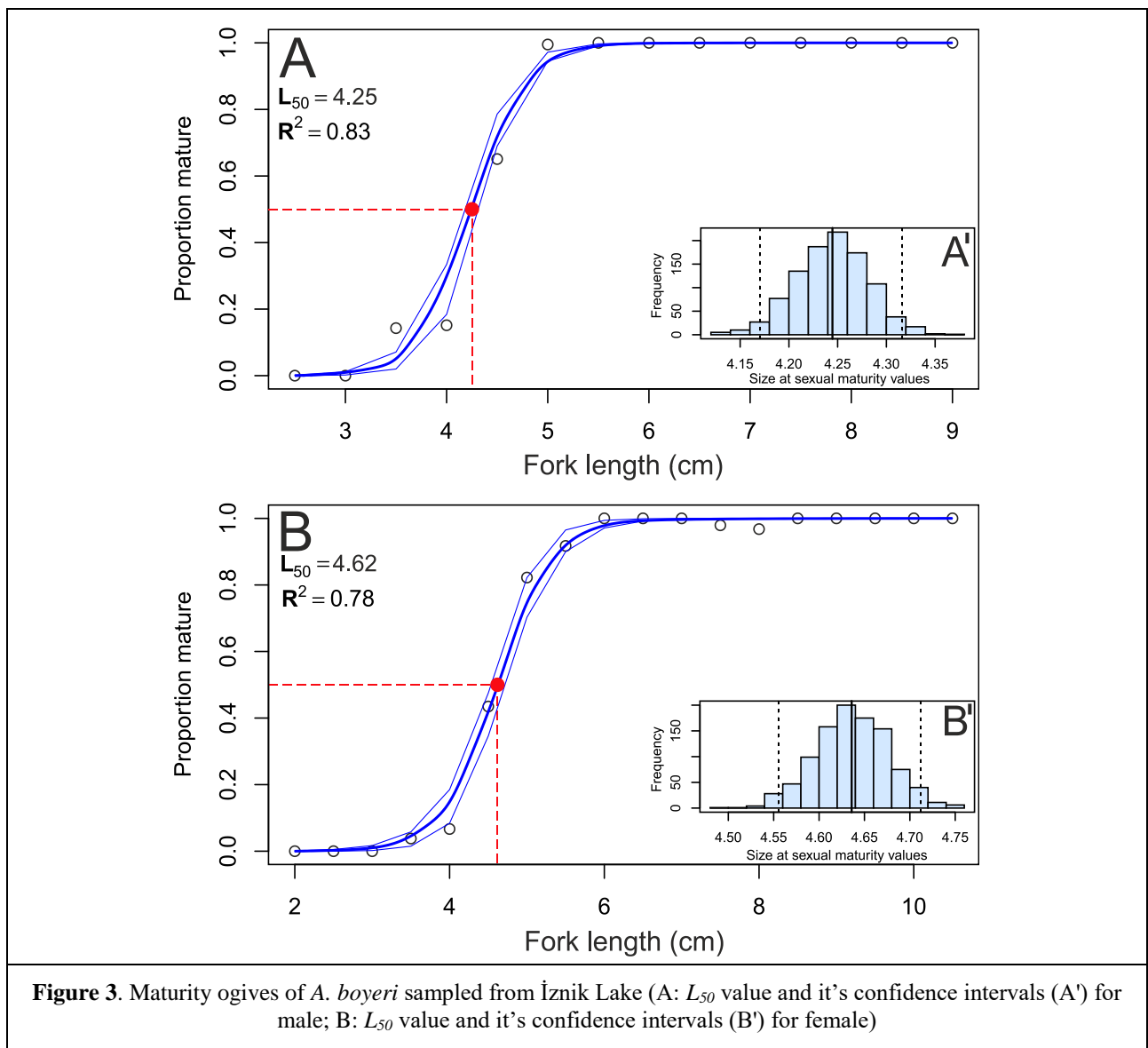


Figure 3. Maturity ogives of *A. boyeri* sampled from İznik Lake (A: L_{50} value and its confidence intervals (A') for male; B: L_{50} value and its confidence intervals (B') for female)

Discussion

Despite routine monthly fishing trial during March to September, any fish could not be caught between from October to February. According to Işıklıkaya (2017), the reason for this is the water temperature: the species can adapt to difficult conditions, however, if the water temperature drops below 8 °C, the species almost stops feeding; temperature below 4 °C causes life-threatening conditions for the species. Therefore, in the winter months, the species migrates from the freshwater systems connected to the sea towards the sea, and in lakes not connected to the sea, it gathers in warmer, deeper regions. In this circumstance, beach seines are extremely ineffective for fishing of the *A. boyeri*.

There are very limited study towards to determine of length at first maturity of *A. boyeri* (Table 3). In this studies, Bartulovic et al. (2006) reported L_{50} maturation as 7.752 cm (*TL*) for female individuals in Mala Neretva River (Algeria); Gaygusuz (2006) studied L_{50} maturation length of *A. boyeri* in İznik Lake according to Avşar (1988), L_{50} lengths were reported by author as 4.0-4.4 cm (*TL*) for male and 3.5-3.9 (*TL*); L_{50} maturation was found as 4.6 cm (*TL*) for female individuals in the study that carried out by Küçük et al. (2012) according to King (1995) in Lake Egirdir. When compare of our results with previous studies, they shown similarities with Küçük et al. (2012), but shown serious differences others. This could be due to (I) differences in habitat, (II) differences in used methods for evaluating of data, (III) the number of samples examined and the different ranges of length. According to Saborido-Rey (2016), maturity ogive is often described using a logistic function, in short-lived species with a relative high mortality. After maturation all individuals become sexually mature within a short size interval. Our results also support this idea. Maturation is completed in approximately 2 cm length range both in male and female individuals (3.5-5.5 cm *FL*, Figure 3).

Correct estimates of size at first maturity (L_{50} - length at which 50% of the fish are mature) are useful for fish stock management (Fontoura et al. 2009). The length at first maturation (L_{50}) provides a scientific basis for the Minimum Landing Size application, which is effectively used by the fishery management authorities, especially giving each individual a chance to reproduce at least once in order

to sustainability of the stock. However, it is not very clear what will be the purpose of using the data in *A. boyeri* specific. On one hand, it is reported to have the potential to cause serious damage to the ecosystem due to being invasive (Ekmekçi et al. 2013) but on the other hand it has become a serious source of income for the country and fishermen in the region. So, should the stock of *A. boyeri* be accepted and sustained as a commercial fish species of the lake? Or should it be fought against as an enemy? These questions need to be answered clearly. There are contradictory practices of the Ministry of Agriculture and Forestry. Implementations such as closed season and minimum landing size for other commercial inland water fish species are not available for the *A. boyeri*. On the other hand, there is a quota application for *A. boyeri* and in the fishing not allowed above the specified quota. The only obstacle to over-proliferation and complete invasion of the lake by *A. boyeri* not having any natural enemies in the Lake İznik is the commercial fishermen of Lake İznik. In any case, it is necessary to ensure or even encourage fishermen to continue catching of this species.

¼ of total Turkey's *A. boyeri* production has been provided from İznik Lake. Almost all individuals are proceeding as a frozen and export to some European county such as Italy, England, France and Spain. This species is consumed crisps or finger fish. Due to hardening of scale and spine of larger individuals (larger than 6-7 cm total length) not preferred for crisps production, this circumstance is causes abnormal fishing pressure on young individuals. When the process continues in this way for years, it could lead to an increase in the proportion of individuals with higher egg productivity in the population.

In conclusion, it has been determined that *A. boyeri* living in Lake İznik show similar growth characteristics (+ *Allometry*) with other populations living in different habitats. It was found that the initial breeding length showed some differences with respect to habitats. The length at first maturity presented in this study was considered to be useful in stock management of the species. The spread of species between aquatic environments has continued for many years, either naturally or by human factor. The significant issue is to develop and accomplish implementation of national policies regarding stock management of invasive or introduced species.

Table 3. Summary results of present and previously studies (*FL*, cm)

References	Locality	Sex	Length-weight relationship parameters						<i>L</i> ₅₀ Mat.
			<i>N</i>	Length range	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>R</i> ²	Growth type	
Bartulovic et al. 2006	Mala Neretva River, HR	(♀)	1200	-	-	-	-	-	7.752*
Gaygusuz 2006	İznik Lake,TR	(♂)	278	3.0-10.0*	0.0036	3.2780	0.97	A(+)	4.0-4.4*
		(♀)	839	4.7-11.9*	0.0036	3.2679	0.99		3.5-3.9*
		(♀♂)	1138	3.0-11.9*	0.0032	3.3366	0.99		-
Özeren 2009	İznik Lake,TR	(♂)	233	3.0-11.0*	0.004	3.062	0.93	A(+)	-
		(♀)	402	4.2-11.5*	0.002	3.485	0.91	A(+)	-
		(♀♂)	922	0.8-11.5*	0.004	3.209	0.98	A(+)	-
Patimar et al. 2009	Caspian Sea, IR	(♂)	980	3.7-12.0*	0.0053	3.0181	0.96	A(+)	-
		(♀)	1278	4.4-12.8*	0.0050	3.0628	0.96	A(+)	-
Çetinkaya et al. 2011	İznik Lake,TR	(♂)	NA	NA	0.0080	2.9819	0.99	NA	-
		(♀)	NA	NA	0.0074	3.0508	0.99	NA	-
		(♀♂)	237	2.1-10.6	NA	NA	NA	NA	-
Küçük et al. 2012	Eğirdir Lake,TR	(♀)	1433	-	-	-	-	-	4.6*
Yagci et al. 2015	Eğirdir Lake,TR	(♂)	NA	1.6-9.8	0.0071	3.065	0.96	A(+)	-
		(♀)	NA		0.0055	3.269	0.96	A(+)	3.2
		(♀♂)	1681		0.0059	3.202	0.96	A(+)	-
Gençoğlu and Ekmekçi 2016	Hirfanlı Dam Lake, TR	(♀)	264	3.4-11.6*	2x10 ⁻⁶	3.231	0.98	A(+)	-
		(♂)	288	2.9-8.9*	2x10 ⁻⁶	3.292	0.98	A(+)	-
Benzer and Benzer 2017	Hirfanlı Dam Lake, TR	(♂)	504	2.9-9.5*	0.0174	2.624	0.93	-	-
		(♀)	945		0.0130	2.772	0.93	-	-
		(♀♂)	1449		0.0113	2.738	0.93	-A	-
Ilhan and Ilhan 2018	Marmara Lake, TR	(♀♂)	185	5.6-8.2*	0.0059	3.118	0.92	A(+)	-A
	Homa Lagoon, TR	(♀♂)	172	3.7-9.9*	0.0077	2.925	0.93	I	-
Kutsyn and Samotoy 2020	Southwest Crimea, Black Sea	(♂)	501	5.3-10.8	0.0090	2.81	-	-	-
		(♀)	687	5.4-12.3	0.0070	2.95	-	-	-
		(♀♂)	1188	5.3-12.3	0.0080	2.89	-	-	-
Present study	İznik Lake,TR	(♂)	1729	2.9-9.7	0.006	3.067	0.96	A(+)	4.25
		(♀)	1180	3.3-11.2	0.005	3.160	0.97	A(+)	4.62
		(♀♂)	2938	2.6-11.2	0.005	3.159	0.96	A(+)	-

*: Total Length, TR: Turkey, DC: Algeria, HR: Croatia, IR: Iran, A: Allometric, I: Isometric

Acknowledgements

This study was supported by Republic of Turkey Ministry of Agriculture and Forestry General Directorate of Agricultural Research and Policies with *TAGEM/HAYSUD/2015/A11/ P-02/1* project number. Also, some parts of this study's were presented in 2nd International Limnology and Freshwater Fisheries Research Symposium (*Limnofish 2019*).

References

- Altun Ö. 1991. Küçükçekmece Gölü'nde yaşayan gümüş balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810)'nın morfolojisi. *Doğa - Turk J Zool.* 15: 64-75.
- Anonymous. 2020. 5/2 Numaralı Amatör Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (2020/21). Official paper No: 31221 - 22.08.2020 [cited 2021 Feb 08]. Available from <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=34822&MevzuatTur=9&MevzuatTertip=5>
- Apaydın Yağcı M, Alp A, Yağcı A, Uysal R, Yeğen V. 2018. Feeding ecology and prey selection of sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, 1810 in Eğirdir Lake (southern Anatolia, Turkey). *J Appl Ichthyol.* 34(4):815-824. doi: 10.1111/jai.13676
- Avşar D. 1998. Balıkçılık biyolojisi ve populasyon dinamiği. Adana: Baki Kitabevi 303 p. [in Turkish]
- Aydın Uncumusaoglu A, Gurkan S, Taskavak E. 2018. Seasonal variation in the diet of Big-Scale Sand Smelt *Atherina boyeri* from the coast of Candarli Bay (North Aegean Sea, Turkey). *Cah Biol Mar.* 59(2):131-135. doi: 10.21411/cbm.A.530f9bfa
- Bartulović V, Glamuzina B, Conides A, Dulčić J, Lučić D, Njire J, Kožul V. 2004. Age, growth, mortality and sex ratio of sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the estuary of the Mala Neretva River (middle-eastern Adriatic, Croatia). *J Appl Ichthyol.* 20(5):427-430. doi: 10.1111/j.1439-0426.2004.00560.x
- Bartulovic V, Glamuzina B, Conides A, Gavrilovic A, Jakov D. 2006. Maturation, reproduction and recruitment of the sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the estuary of Mala Neretva River (southeastern Adriatic, Croatia). *Acta Adriat.* 47(1): 5-11.
- Benzer S, Benzer R. 2017. Comparative growth models of big-scale sand smelt (*Atherina boyeri* Risso, 1810) sampled from Hirfanlı Dam Lake, Kırşehir, Ankara, Turkey. *Computational Ecology Software.* 7(2): 82.
- Boudinar AS, Chaoui L, Kara MH. 2016. Age, growth and reproduction of the sand smelt *Atherina boyeri* Risso, 1810 in Mellah Lagoon (Eastern Algeria). *J Appl Ichthyol.* 32(2):302-309. doi: 10.1111/jai.12992
- Bouriga N, Mili S, Ennouri R, Quignard JP, Trabelsi M, Faure E. 2014. Reproductive parameters and seasonal variation in fatty acid composition of *Atherina boyeri* s. str. and *A. lagunae* populations from open sea, lagoon and island coasts of Tunisia. *Cah Biol Mar.* 55(2):201-212. doi: 10.21411/CBM.A.CC1BA07D
- Ceribasi G. 2018. Analysis of meteorological and hydrological data of Iznik lake basin by using innovative sen method. *J Environ Prot Ecol.* 19(1): 15-24.
- Chrisafi E, Kaspiris P, Katselis G. 2007. Feeding habits of sand smelt (*Atherina boyeri*, Risso 1810) in Trichonis Lake (Western Greece). *J Appl Ichthyol.* 23(3): 209-214. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00824.x
- Cilbiz M, Uysal R, Tosunoğlu Z, Aydın C, Alp A, Bilgin F. 2020. New approach for codend selectivity: A case study of coastal beach seine for Big-Scale Sand Smelt (*Atherina boyeri*) fishery in Iznik Lake. *Turk J Fish Aquat Sc.* 20(9):681-692. doi: 10.4194/1303-2712-v20_9_03
- Çetinkaya S, Uysal R, Yegen V, Cesur M, Bostan H. 2011. The growth characteristics of sand smelt (*Atherina boyeri*, Risso 1810) in Lake Iznik (Türkiye). *Turk J Fish Aquat Sc.* 11(4):641-648.
- Doğan K. 2009. Iznik Gölü (Bursa) Gümüş Balığı avcılığı yapan tekne sahibi balıkçıların sosyoekonomik analizi. *Journal of FisheriesSciences.com.* 3(1):58-67. doi: 10.3153/jfscom.2009009
- Dulčić J, Grubišić L, Pallaoro A, Glamuzina B. 2008. Embryonic and larval development of big-scale sand smelt *Atherina boyeri* (Atherinidae). *Cybum.* 32(1): 27-32. doi: 10.26028/cybum/2008-321-003
- Ekmekçi FG, Kırankaya ŞG, Gençoğlu L, Yoğurtçuoğlu B. 2013. Present status of invasive fishes in inland waters of Turkey and assessment of the effects of invasion [in Turkish]. *Journal of Fisheries & Aquatic Sciences.* 28:105-140.
- Fontoura NF, Braun AS, Milani PCC. 2009. Estimating size at first maturity (L_{50}) from Gonadosomatic Index (GSI) data. *Neotrop Ichthyol.* 7(2):217-222. doi: 10.1590/S1679-62252009000200013
- Francisco SM, Cabral H, Vieira MN, Almada VC. 2006. Contrasts in genetic structure and historical demography of marine and riverine populations of *Atherina* at similar geographical scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 69(3-4): 655-661. doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.017
- Froese R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol.* 22(4):241-253. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Gaygusuz Ö. 2006. Reproduction and growth biology of the Sand smelt (*Atherina boyeri* Risso, 1810) living in the Iznik Lake [Master's Thesis]. İstanbul University. 56 p. [in Turkish]
- Gençoğlu L, Ekmekçi FG. 2016. Growth and reproduction of a marine fish, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in a freshwater ecosystem. *Turk J Zool.* 40(4):534-542.
- Ilhan A, Ilhan D. 2018. Marmara Gölü (Manisa) ve Homa Lagünü (İzmir)'nden yakalanan Gümüş Balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810)'nın boy-ağırlık ilişkisi

- ve kondisyonu. Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi. 8: 25-34.
doi:10.31466/kfbd.403014
- Işıklıkaya HE. 2017. Genetic examination of *Atherina boyeri* (Sand Smelt) population which lives in İznik Lake [Master's Thesis]. Haliç University. 53 p. [in Turkish]
- King M. 1995. Fisheries biology, assessment and management. London, UK: Fishing News Books, 341 p.
- Kutsyn DN, Samotoy YV. 2020. Age and growth of Tab *Atherina boyeri* (Atherinidae) from Southwestern Crimea (Black Sea). Journal of Ichthyology, 60(3), 433-440.
doi:10.1134/S003294522003008X
- Küçük F, Güçlü, SS, Güllü İ, Güçlü Z, Çiçek NL, Diken G. 2012. Reproductive features of big Scale-sand Smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), an exotic fish in Lake Eğirdir (Isparta, Turkey). Turk J Fish Aquat Sc. 12(3):729-733.
doi: 10.4194/1303-2712-v12_3_22
- Leonardos I, Sinis A. 2000. Age, growth and mortality of *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons (W. Greece). Fish Res. 45(1):81-91.
doi: 10.1016/S0165-7836(99)00097-1
- Lorenzoni M, Giannetto D, Carosi A, Dolciami R, Ghetti L, Pompei L. 2015. Age, growth and body condition of big-scale sand smelt *Atherina boyeri* Risso, 1810 inhabiting a freshwater environment: Lake Trasimeno (Italy). Knowl Manag Aquat Ec. 416:9.
doi: 10.1051/kmae/2015005
- Mei W, Yu G, Lai J, Rao Q, Umezawa Y. 2018. basicTrendline: Add trendline and confidence interval of basic regression models to plot. R package version 2.0.3.
http://CRAN.R-project.org/package=basicTrendline.
- Milana V, Franchini P, Sola L, Angiulli E, Rossi AR. 2012. Genetic structure in lagoons: the effects of habitat discontinuity and low dispersal ability on populations of *Atherina boyeri*. Mar Biol. 159(2): 399-411.
doi: 10.1007/s00227-011-1817-1
- Özeren SC. 2009. Age, growth and reproductive biology of the sand smelt *Atherina boyeri*, Risso 1810 (Pisces: Atherinidae) in Lake İznik, Turkey. Journal of Fisheries International. 4(2): 34-39.
- Patimar R, Yousefi M, Hosieni SM. 2009. Age, growth and reproduction of the sand smelt *Atherina boyeri* Risso, 1810 in the Gomishan wetland - southeast Caspian Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 81(4): 457-462.
doi: 10.1016/j.ecss.2008.12.007
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews 8. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 325
- Rodríguez-Climent S, Alcaraz C, Caiola N, Ibáñez C, Nebra A, Muñoz-Camarillo G, Casals F, Vinyoles D, de Sostoa A. 2012. Gillnet selectivity in the Ebro Delta coastal lagoons and its implication for the fishery management of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Actinopterygii: Atherinidae). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 114:41-49.
doi: 10.1016/j.ecss.2011.09.008
- Rosecchi E, Crivelli AJ. 1995. Sand smelt (*Atherina boyeri*) migration within the water system of the Camargue, southern France. Hydrobiologia. 300-301(1): 289-298.
doi: 10.1007/BF00024469
- RStudioTeam. 2015. RStudio: Integrated development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>.
- Saborido-Rey F. 2016. Fish reproduction. In Cochran JK, Bokuniewicz HJ, Yager PL, editors. Encyclopedia of ocean sciences (Third Edition. Oxford: Academic Press. p. 232-245.
- Torrejon-Magallanes J. 2019. sizeMat: An R package to estimate size at sexual maturity.
- TurkStat. 2020. Fishery statistics; [cited: 2020 March 02].
http://www.turkstat.gov.tr/PreTablo.do?alt_id=1005
- Yagci MA, Alp A, Yagci A, Cesur M, Bilgin F. 2015. Growth and reproduction of sandsmelt *Atherina boyeri* Risso, 1810 in Lake Eğirdir, Isparta, Turkey. Indian J Fish. 62(1):1-5.
- Yağci MA, Ustaoglu MR. 2012. Zooplankton fauna of Lake İznik (Bursa, Turkey). Turk J Zool. 36(3): 341-350.



Ceyhan Havzası'nda Endemik *Alburnus kotschy* (Steindachner, 1863)'nin Dağılımı ve Boy-Ağırlık İlişkisi

Cemil KARA^{1*} , Ahmet ALP² 

¹ Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Trabzon, Türkiye

² Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Su Ürünleri Bölümü, Kahramanmaraş, Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada, Nisan 2014 ve Haziran 2016 tarihleri arasında orta ve yukarı Ceyhan Havzası'nda *Alburnus kotschy*'nin dağılımı ve boy-ağırlık ilişkisi belirlenmiştir. Balık örnekleme çalışmaları elektroşoker ve çeşitli ağlar kullanılarak 35 farklı noktada gerçekleştirilmiştir. *Alburnus kotschy*; Savrun, Sabun, Hemite, Aksu, Fırnız, Körsulu, Törbüzek, Tekir, Söğütlü ve Hurman çaylarındaki noktalar ile Menzelet Baraj Gölü olmak üzere toplam 20 farklı noktadan tespit edilmiştir. Elde edilen örneklerden *A. kotschy*'nin line lateral pul sayısı 50-56, solungaç diken sayısı ise 14-18 arasında değişim gösterdiği belirlenmiş, ayrıca boy-ağırlık ilişkisinden elde edilen *b* değeri 3,15 olarak tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: *Alburnus kotschy*, dağılım, boy-ağırlık ilişkisi, Ceyhan Nehir Havzası

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 14.03.2021
Düzeltilme : 15.04.2021
Kabul : 21.04.2021
Yayım : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.896602

* SORUMLU YAZAR

cemilkara67@gmail.com
Tel : +90 462 377 3717

Distribution and Length-Weight Relationship of Endemic *Alburnus kotschy* (Steindachner, 1863) in Ceyhan River Basin

Abstract: In this study, distribution and length-weight relationship of *Alburnus kotschy* in upper and middle Ceyhan River Basin has been investigated from April 2014 to June 2016. The fish specimens were sampled by electrofishing and various gill nets from 35 different stations. *A. kotschy* specimens have been sampled from 20 stations including: Savrun, Sabun, Hemite, Aksu, Fırnız, Körsulu, Törbüzek, Tekir, Söğütlü and Hurman streams and also Menzelet Reservoir. In the investigated specimens, line lateral scales and gill rakers varied from 50-56 and 14-18, respectively. The value of the exponent *b* of the length-weight relationships was determined as 3.15.

Keywords: *Alburnus kotschy*, distribution, length-weight relationship, Ceyhan River Basin

Alıntılama

Kara C, Alp A. 2022. Ceyhan Havzası'nda Endemik *Alburnus kotschy* Steindachner, 1863'nin Dağılımı ve Boy-Ağırlık İlişkisi. LimnoFish. 8(1): 52-58. doi: 10.17216/LimnoFish.896602

Giriş

Türkiye'de *Alburnus* cinsinin 18'i endemik, 27 türü bulunmaktadır (Mangıt ve Yerli 2018; Çiçek vd. 2018; Bayçelebi 2020), ayrıca Türkiye bu cins için türleşme merkezidir (Özuluğ ve Freyhof 2007). *Alburnus kotschy* Steindachner (1863) tarafından Arsuz'dan tanımlanmış, güncel revizyonu ise Freyhof vd. (2018) tarafından yapılmıştır. Bugün *A. kotschy*, Arsuz, Ceyhan ve Seyhan havzalarında dağılım göstermekte ve ayrıca bu havzalar için endemiktir (Freyhof vd. 2018; Gürlek vd. 2010; Çiçek vd. 2018; Bayçelebi 2020).

Bu çalışma kapsamında, orta ve yukarı Ceyhan Havzası'ndan yakalanan *A. kotschy* bireylerinin dağılımı ve boy ağırlık ilişkisi belirlenmiştir. *A. kotschy* bireylerinin gözleri iri ve ağız yukarıya doğru yönelmiştir. Alt çene üst çeneden daha uzundur, dorsal ve anal yüzgeçlerin serbest kenarları düzdür, kuyruk yüzgeci derin çatallı ve loblarının ucu sivridir. Vücut renklenmesi mevsim ve bulunduğu habitatlara bağlı olarak değişiklik göstermekle beraber, sırtta gri-yeşil, karın tarafı ise gümüşü beyazdır (Şekil 1). Ayrıca, vücut boyunca

görülebilir çelik mavimsi renklemeler bulunmaktadır. Bölgede *A. kotschy* bireyleri yerel

halk ve balıkçılar tarafından “gümüş balığı” ve ağca” olarak adlandırılmaktadır.



Şekil 1. Söğütlü Çayı’nda yakalanan *A. kotschy* örneği

Figure 1. *A. kotschy* sample from the Söğütlü Stream

Ceyhan Havzası’nda Geldiay ve Balık (2009), Freyhof vd. (2018), Mangıt ve Yerli (2018) ve Bayçelebi (2020) tarafından çeşitli noktalardan *A. kotschy* bildirimleri bulunmaktadır. Bu çalışmalar genel olarak havzadaki birkaç noktadan ve anlık bildirimlerden oluşmaktadır. *A. kotschy*’nin kapsamlı dağılım alanlarının belirlendiği herhangi bir çalışma literatürde bulunmamaktadır. Bu çalışmada orta ve yukarı Ceyhan Havzası’nda *Alburnus kotschy*’nin bölgesel dağılımı ve bazı meristik özellikleri ile boy-ağırlık ilişkisinin tespit edilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

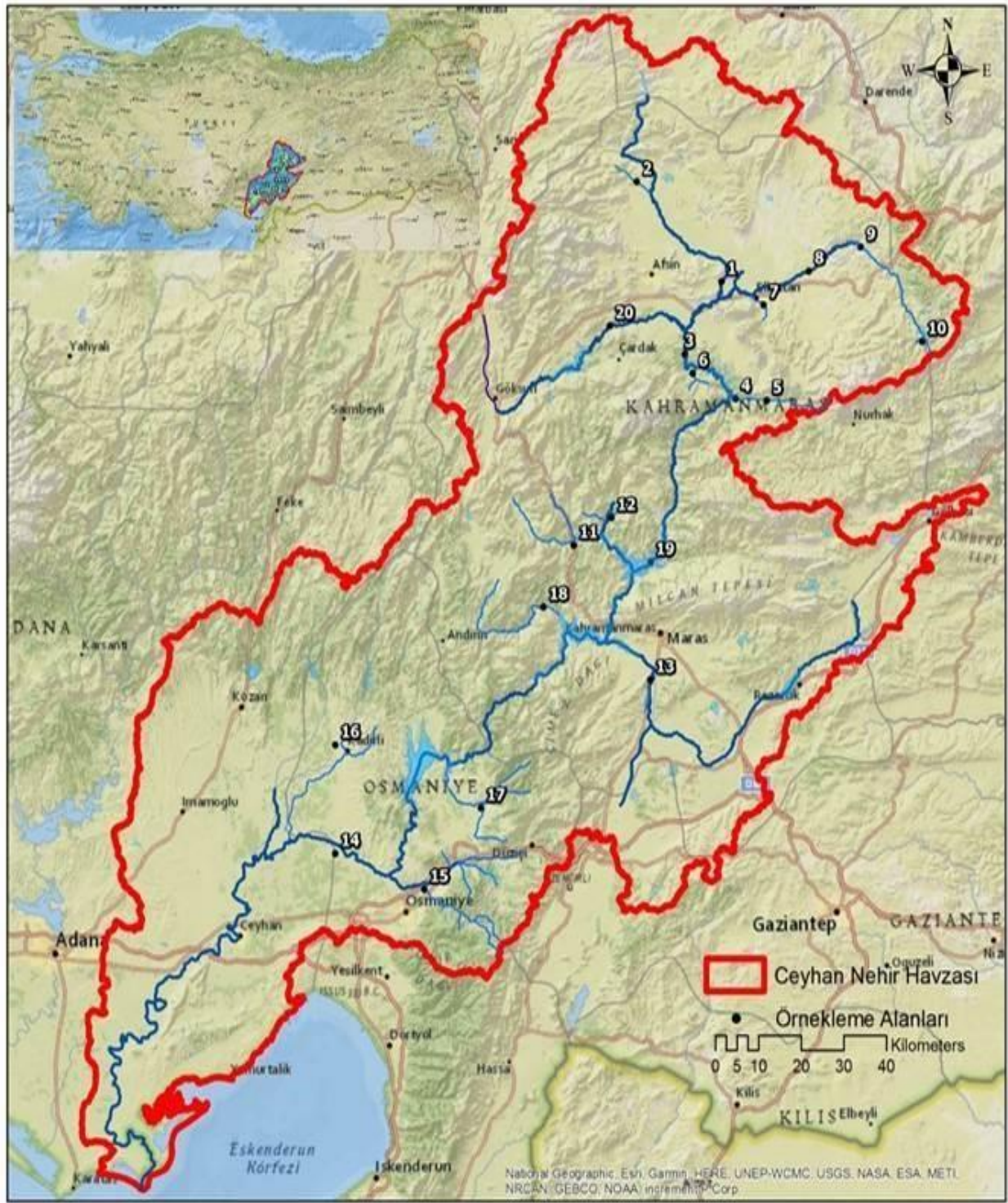
Türkiye’nin Doğu Akdeniz Bölgesi’nde yer alan Ceyhan Havzasını oluşturan Ceyhan Nehri; Kahramanmaraş, Osmaniye ve Adana il sınırlarından geçerek Akdeniz’e dökülmektedir. Ceyhan Havzası yaklaşık 20670 km² ve yıllık akışı ise 7,18 milyar m³’tür (Argin 1999; Kara vd. 2010). Ceyhan Nehri’nin önemli kollarını Söğütlü, Hurman, Nergete, Kömür, Terbüzek, Tekir, Fırınz, Andırın, Aksu, Zeytin, Körsulu, Sabun, Hamus, Hemite, Yarpuz, Karasu ve Savrun çayları oluşturmaktadır. Ayrıca Ceyhan Nehri Türkiye’nin en büyük delta ovasını oluşturarak İskenderun Körfezi’ne dökülmektedir.

Bu çalışma, orta ve yukarı Ceyhan Havzası’ndaki akarsu ve göllerde Nisan 2014-

Haziran 2016 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda 35 farklı lokaliteden örnekleme yapılmış ve bunlardan Andırın Çayı, Deliçay, Homzan Deresi, Keşiş Çayı ve Sır Barajı ile Kumaşır ve Gavur göllerinde *A. kotschy* bireylerine rastlanılmamıştır. Balık örneklemleri neticesinde, *A. kotschy* bireyleri elde edilen lokaliteler Şekil 2.’de harita üzerinde gösterilmiştir. Balık örneklerinin yakalanması akarsularda elektroşoker, serpm ve germe ağlar, göl ve barajlarda ise 18x18 mm göz açıklığına sahip fanyasız ağlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Yakalanan *A. kotschy* örnekleri %4’lük formol çözeltisi içerisinde laboratuvara taşınmıştır. Balıkların boy ölçümleri 0,01 mm hassasiyetli dijital kumpas ile, ağırlık ölçümleri ise 0,01 gr hassasiyetli dijital terazi ile gerçekleştirilmiştir. Boy-ağırlık ilişkisinin incelenmesinde;

$$W = a TL^b$$

denkleminde yararlanılmıştır (Ricker 1975). Denklemden W ; toplam vücut ağırlığını, TL ; balığın total vücut uzunluğunu, “ a ” ve “ b ” katsayıları ise regresyon analizi sabitlerini ifade etmektedir. Boy-ağırlık ilişkisinin “ b ” parametresinin izometrik büyümeden farklılığı t -test’i kullanılarak tespit edilmiştir (Zar 1999).



Şekil 2. Ceyhan Nehir Havzası'nda *A. kotschy*'nin dağılım haritası *

Figure 2. Distribution of *A. kotschy* in the Ceyhan River Basin*

*1. Hurman Çayı 1, 2. Hurman Çayı-2, 3. Hurman Çayı-3, 4. Nergele Çayı-1, 5. Nergele Çayı 2, 6. Ceyhan Nehri, 7. Söğütlü Çayı-1, 8. Söğütlü Çayı-2, 9. Söğütlü Çayı-3, 10. Söğütlü Çayı 4, 11. Fırnız Çayı, 12. Tekir Çayı, 13. Aksu Çayı, 14. Hemite Çayı-1, 15. Hemite Çayı-2, 16. Savrun Çayı, 17. Sabun Çayı, 18. Körsulu Çayı, 19. Menzelet Barajı, 20. Törbüzek Çayı

Bulgular

Alburnus kotschy; Fırnız, Tekir, Törbüzek, Söğütlü, Nergele, Hurman, Aksu, Körsulu, Savrun ve Hemite çayları ile

Sabun Deresi ve Menzelet Baraj Gölü'nde dağılım gösterdiği yapılan alan araştırmaları ile tespit edilmiştir. Orta ve yukarı Ceyhan Havzası'nda *A. kotschy*, 125 m rakımlı Hemite

Çayı'ndan, 1477 m rakımlı Söğütlü Çayı'na kadar geniş dağılım göstermektedir. *A. kotschy*

örneklenen habitatlardan bazıları Şekil 3'te gösterilmiştir.



Şekil 3. Ceyhan Nehir Havzasında örneklenen bazı *A. kotschy* habitatları

Figure 3. Some *A. kotschy* habitats sampled in the Ceyhan River Basin

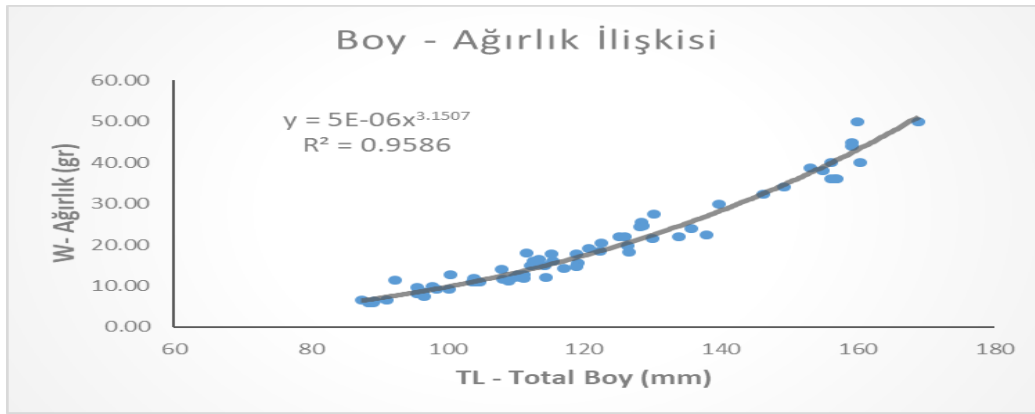
İncelenen 72 adet *A. kotschy*'nin yüzgeç ışınları, line lateral pul sayısı, farinks diş sayısı, solungaç diken sayısı belirlenmiştir. Dorsal, anal, ventral ve pektoral yüzgeç ışınlar ve bazı meristik özellikler Tablo 1'de sunulmuştur. Taksonomik açıdan önemli göstergeler olan line lateral (yanal çizgi) pul sayısı,

farinks diş sırası ve birinci solungaç yayı üzerindeki diken sayıları belirlenmiştir. Elde edilen bulgulara göre *A. kotschy*'nin line lateraldeki pul sayısı 50 ila 56 arasında değişim gösterdiği, farinks dişlerinin 5:2-2:5 şeklinde sıralandığı ve birinci solungaç yayı üzerindeki diken sayısının ise 14-18 arasında değişim gösterdiği tespit edilmiştir.

Tablo 1. *A. kotschy*'nin meristik özellikleri
Table 1. Meristic properties of *A. kotschy*

	Işın Tipi	Fırınz	Söğütlü	Tekir	Aksu	Hemite	Sabun	Körsulu	Savrun	Menzelet	Törbüzek	Hurman
Dorsal	Yumuşak	8-9	9	8	8	8	9	8	8-9	9	8	9
	Sert	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
Anal	Yumuşak	12	10	12	11	11	11	11	11-12	12	10	11
	Sert	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
Ventral	Yumuşak	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	7
	Sert	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Pektoral	Yumuşak	15	14	14	14	11-14	14	14	14	14	12-14	13
	Sert	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
LL		50-53	52-56	50-52	50-55	50-52	50-56	53	50-52	50-55	52	49-52
SDS		14	16	14-16	14-18	14-16	14	14	15	14	14	14
Farinks Dişi		5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5	5:2- 2:5

LL: Line lateral pul sayısı; SDS: Solungaç diken sayısı



Şekil 4. *A. kotschy*'nin boy-ağırlık ilişkisi

Figure 4. Length-weight relationship of *A. kotschy*

A. kotschy'nin boy-ağırlık ilişkisine ait parametreler belirlenmiştir (Şekil 4). Yapılan analiz sonucunda, boy-ağırlık ilişkilerinden elde edilen *b* değeri 3,15 olarak tespit edilmiştir. Elde edilen bulgulara göre türün pozitif allometrik büyüme gösterdiği belirlenmiştir.

Tartışma ve Sonuç

Alburnus kotschy, Ceyhan Havzası'nda yaşayan endemik türlerden birisidir (Geldiay ve Balık 2009; Alp vd. 2020; Bayçelebi 2020). Freyhof vd. (2018), *A. kotschy* bireylerinin varlığını Ceyhan Havzası'nda Aksu ve Törbüzek çaylarından, Bayçelebi (2020) ise Aksu Çayı (Pazarcık civarı), Törbüzek Çayı, Söğütlü Çayı (Sevdili, Elbistan) ve Savrun Çayı'ndan bildirmiştir. Bu çalışmada ise *A. kotschy*; Tekir, Fırınz, Törbüzek, Körsulu, Söğütlü, Nergele, Hurman, Aksu, Hemite, Savrun Çayı, Sabun Deresi ve Menzelet Baraj Gölü'nden tespit edilmiş ve türün orta ve yukarı Ceyhan Havzası'nda geniş bir dağılıma sahip olduğu belirlenmiştir (Şekil 2).

Alan çalışmalarında elde edilen *A. kotschy* bireylerinin standart boyları, 80,2 ile 133,5 mm arasında değişim gösterdiği tespit edilmiştir. Freyhof vd. (2018), Seyhan nehriindeki *A. kotschy*'nin standart boylarını 58-91 mm, Ceyhan nehriindeki bireylerin ise 76-139 mm, Alp vd. (2020) ise, Ceyhan Nehri'ndeki *A. kotschy* bireylerinin total boylarının 100-160 mm aralığında dağılım gösterdiğini bildirmiştir. Balıklarda boy-ağırlık ilişkisi denklemindeki "a" değeri, bireylerin ortalama kondisyonu hakkında bilgi verirken, "b" değeri ise balığın dağılım gösterdiği habitatlara göre büyüme şekli hakkında bilgi vermektedir. Farklı türlerde "b" değeri, 2,5 ile 3,5 arasında değişim gösterir (Avşar 1998). Çalışma kapsamında elde edilen örneklerin analizine göre "b" değeri 3,15 olarak tespit edilmiş olup, bu bulgulara göre *A. kotschy*'nin Ceyhan Havzası'ndaki popülasyonlarının pozitif allometrik büyüme gösterdiği ifade edilebilir.

Alp vd. (2020), Ceyhan Havzası'nda yapılmış olan 50 adet küçük ve 9 adet büyük hidroelektrik

santralin olduğunu ve bunlardan sadece 16 hidroelektrik santralde balık geçidinin bulunduğunu, ayrıca bu balık geçitlerinin verimlilik ve performanslarının bilinmediğini belirtmiştir. Üreme dönemi boyunca *A. kotschy* bireylerinin akarsuyun yukarı kesimlerine doğru göç ettiği bilinmektedir. Barajlar ve HES'lerin fiziki bariyer olarak varlığı, birçok HES ve barajda balık geçidinin bulunmaması, akarsu sisteminde yaşayan balık türleri için olumsuz bir faktördür (Alp vd. 2020; Korkmaz vd. 2015; Zengin vd. 2017). HES ve barajlarda balık geçitlerinin bulunmaması ve var olanlarında işlevsel olmaması nedeniyle, göç eden *A. kotschy* populasyonlarını olumsuz etkilediği düşünülmektedir. Araştırma bölgesinde habitatların tahribatına sebep olan diğer bir önemli aktivite ise alabalık çiftlikleridir. Fırınz, Terbüzek, Söğütlü ve Hurman çaylarında setler oluşturularak akarsuyun alabalık çiftliklerine yönltilmesi nedeniyle akarsu sistemine yeterli su verilmemekte, ayrıca oluşturulan bu setler balıkların göçlerini engellemektedir. Aksu, Fırınz, Törbüzek, Söğütlü ve Hurman çaylarında evsel, rekreasyonel ve alabalık çiftliklerinden kaynaklanan kirlilik de söz konusudur. Ayrıca, araştırma bölgesinde sulama amaçlı göletler, kum-çakıl ocakları ve benzeri balık populasyonlarını olumsuz etkileyen çeşitli faaliyetler de mevcuttur. Bu olumsuz durumlar *A. kotschy* populasyonlarını olumsuz etkilediği düşünülmektedir.

Bu çalışma sonucunda, *A. kotschy* populasyonları orta ve yukarı Ceyhan Havzası'ndaki çeşitli akarsular ile Menzelet Baraj Gölü'nde dağılım gösterdiği tespit edilmiştir. Ancak yukarıda belirtilen olumsuz faktörler, orta ve yukarı Ceyhan Havzası'nda dağılımı bulunan endemik *A. kotschy* populasyonunu önemli ölçüde etkileyeceği öngörülmektedir. Sürdürülebilir kalkınmanın en önemli bileşenlerinden biri olan çevreye uyumlu bir kalkınmanın uygulanabilmesi için biyolojik ve ekolojik öneme sahip zenginliklerimiz olan endemik türlerin korunması bir zorunluluktur. Bu kapsamda *A. kotschy*'nin üreme ve beslenme habitat kaybı, göç yollarındaki engeller gibi birçok etkene karşı korunması ve tür koruma eylem planlarının yapılması, türün koruma faaliyetleri için oldukça önemlidir.

Teşekkür

Bu çalışma; Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü'nün 03.04.2014 tarih ve 01334 yasal izni ve Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Bilimsel Araştırma projeleri (BAP) Koordinasyon Birimi

Başkanlığı, Proje no:2014/1-16 M tarafından desteklenmiş olup, ilgili kurumlar ile arazi çalışmalarındaki yardımlarından dolayı Biyolog Ali Kuzhan'a teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Alp A, Akyüz A, Özcan M, Yerli SV. 2020. Efficiency and Suitability of the Fish Passages of River Ceyhan, Turkey. *LimnoFish*. 6(1):1-13.
[doi:10.17216/LimnoFish.618924](https://doi.org/10.17216/LimnoFish.618924)
- Agrin Co. Ltd. 1999. Aslantas Dam and related aspects of the Ceyhan River basin, Turkey. A WCD case study prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town. [cited 15.11.2021]. Available from <http://dams.org/kbase/studies/tr>
- Avşar D. 1998. Balıkçılık biyolojisi ve populasyon dinamiği. Adana: Baki Kitap ve Yayınevi, 303 s. [in Turkish]
- Bayçelebi E. 2020. Distribution and diversity of fish from Seyhan, Ceyhan and Orontes River Systems. *Zoosyst Evol*. 96(2):747-767.
[doi:10.3897/zse.96.55837](https://doi.org/10.3897/zse.96.55837)
- Çiçek E, Fricke R, Sungur S, Eagderi S. 2018. Endemic freshwater fishes of Turkey. *FishTaxa*. 3(4):1-39.
- Freyhof J, Özuluğ M, Kaya C, Bayçelebi E, Turan D. 2018. Redescription of *Alburnus kotschy* Steindachner, 1863, with comments on *Alburnus sellal adanensis* Battalgazi, 1944 (Teleostei: Leuciscidae). *Zootaxa*. 4382(3):573-582.
[doi:10.11646/zootaxa.4382.3.8](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4382.3.8)
- Geldiay R, Balık S. 2009. Türkiye tatlısu balıkları. İzmir: Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:97. [in Turkish]
- Gürlek ME, Kara C, Korkmaz M. 2010. The fish fauna of upper Zamantı Stream (Tomarza- Örenşehir). *Research Journal of Biology Sciences*. 3(2):91-98.
- Kara C, Alp A, Şimşekli M. 2010. Distribution of fish fauna on the upper and middle basin of Ceyhan River, Turkey. *Turk J Fish Aquat Sc*. 10(1):111-121.
[doi:10.4194/trjfas.2010.0116](https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0116)
- Korkmaz M, Mangıt F, Yerli SV. 2015. The effect of hydroelectric power stations on fish migration: A case study at Yanbolu stream. Paper presented at: International Conference on River Connectivity Best Practices and Innovations; Groningen, Nederland.
- Mangıt F, Yerli SV. 2018. Systematic evaluation of the genus *Alburnus* (Cyprinidae) with description of a new species. *Hydrobiologia*. 807:297-312.
[doi:10.1007/s10750-017-3405-y](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3405-y)
- Özuluğ M, Freyhof J. 2007. *Alburnus demiri*, a new species of bleak from Western Anatolia, Turkey (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyol Explor Fresh*. 18:307-312.
- Ricker WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*. 191: 1-382.
- Zar JH. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.
- Zengin M, Kurtoğlu O, Şengül H, Çakmak E. 2017. Doğu Karadeniz'de işletmeye açılan bazı nehir tipi

hidroelektrik santrallerinin sucul ekosistem ve karadeniz alabalığı (*Salmo labrax*) populusyonları üzerine etkileri.

Turk J Aquat Sc. 32(4):189-207. [in Turkish].
[doi:10.18864/TJAS201718](https://doi.org/10.18864/TJAS201718)



Karagöl ve Çiniligöl (Bolkar Dağları, Niğde, Türkiye) Bentik Makroomurgasız Faunası

Selda ÖZTÜRK^{1*}, Burak SEÇER¹, Sevil SUNGUR², Cansev AKKAN KÖKÇÜ³, Erdoğan ÇİÇEK¹

¹Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü, 50300 Nevşehir/Türkiye

²Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi, Sağlık Hizmetleri MYO, 50300 Nevşehir/Türkiye

³Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü, 26040 Eskişehir/Türkiye

Ö Z

Bu çalışma, Bolkar Dağları'nda (Niğde) yüksek rakımlı göller olan Karagöl ve Çinili Göl'ün makrobentik omurgasız faunasını belirlemek amacıyla Haziran-Eylül 2018 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Toplanan makrobentik omurgasız örneklerin sistematik açıdan incelenmesi sonucunda; Karagöl'de 11 takımdan (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hygrophila, Hemiptera, Rhynchobdellida, Odonata, Haplotaksida, Lumbriculida, Trichoptera, Amphipoda) 14 familyaya ait 30 taksa ve Çiniligöl'de ise 7 takımdan (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Rhynchobdellida, Haplotaksida, Trichoptera) 7 familya ait 11 taksa belirlenmiştir. Tespit edilen taksonlardan *Allogamus auricollis*, *Paranais frici* ve *Potamothrix hammoniensis* dışındakiler bu lokaliteler için yeni kayıt niteliğindedir. Habitatlar arasındaki ilişkinin belirlenmesinde tür çeşitliliği, dominantlık ve populasyon yoğunluk indeksleri kullanılmıştır. Buna göre habitatlardaki tür çeşitliliğinin ve tür zenginliğinin hesaplanmasında kullanılan Shannon-Wiener (H'), Simpson (S) ve Margalef (D_{Mg}) indeks sonuçlarına göre en yüksek çeşitlilik sırasıyla 3,07, 0,94 ve 5,54 değerleri ile Karagöl kıyı istasyonunda, habitatlardaki dominantlığın belirlenmesinde kullanılan Simpson dominantlık (SD) indeks sonuçlarına göre ise en yüksek değer 0,23 ile Çiniligöl dip istasyonunda belirlenmiştir. Populasyon yoğunluk ilişkisinde kullanılan Shannon (EH) ve Simpson (ES) indeks sonuçlarına göre ise sırasıyla en yüksek değer 0,87 ve 0,13 ile Karagöl dip, en düşük değer 0,72 ve 0,03 ile Karagöl kıyı olarak hesaplanmıştır. Taksonların dağılımlarına göre istasyonlar arasındaki benzerlikleri belirlemek için Ward's ve Sorensen metoduna dayalı Cluster analizi uygulanmıştır. Buna göre, en yüksek benzerlik Karagöl kıyı ve Çiniligöl kıyı istasyonları arasında (0,35), en düşük benzerlik ise Karagöl'ün dip ve kıyı istasyonları arasında (0,15) gözlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Makrobentik omurgasız, yüksek irtifa gölü, Bolkar Dağları, çeşitlilik indeksi

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 31.12.2020

Düzeltilme : 30.05.2021

Kabul : 08.06.2021

Yayım : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.851195

* SORUMLU YAZAR

seldaozturk50@gmail.com

Tel : +90 553 807 07 69

Benthic Macroinvertebrate Fauna of Karagöl and Çiniligöl (Bolkar Mountains, Niğde, Turkey)

Abstract: This study was carried out between June and September 2018 to identify the macrobenthic invertebrate fauna of Karagöl and Çiniligöl which are high altitude lakes in Bolkar Mountains (Niğde). As a result of the systematic examination of the collected benthic samples; macrobenthic fauna of Karagöl consist of 30 taxa belonging to 14 families out of 11 orders (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hygrophila, Hemiptera, Rhynchobdellida, Odonata, Haplotaksida, Lumbriculida, Trichoptera, Amphipoda) and macrobenthic invertebrate fauna of Çiniligöl composed of 11 taxa belonging to 7 families out of 7 orders (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Rhynchobdellida, Haplotaksida, Trichoptera). Except for *Allogamus auricollis*, *Paranais frici* and *Potamothrix hammoniensis* species among the determined taxa, others are new records for these localities. Determining the relationship between diversity of habitats, dominance and population density index was used. According to the results of the Shannon-Wiener (H'), Simpson (S) and Margalef (D_{Mg}) indexes used in the calculation of the species diversity and species richness in habitats, the highest diversity is the Karagöl coast station with values of 3.07, 0.94 and 5.54, respectively. According to the dominance (SD) index results, the highest value was determined as Çiniligöl bottom station with 0.23. According to the results of the Shannon (EH) and Simpson (ES) indexes used in the population density relationship, the highest value was calculated as Karagöl bottom with 0.87 and 0.13, and the lowest value as 0.72 and 0.03, respectively. Cluster analysis based on the Sorensen and Ward's analysis method was applied to show the similarities of the taxa and their distribution in the stations. Accordingly, the highest similarity was observed between the Karagöl coast and Çiniligöl coast stations (0.35), the lowest between the bottom and coast stations of Karagöl (0.15).

Keywords: Macrobenthic invertebrate, high altitude lake, Bolkar Mountains, biodiversity index

Alıntılama

Öztürk S, Seçer B, Sungur S, Kökçü CA, Çiçek E. 2022. Karagöl ve Çiniligöl (Bolkar Dağları, Niğde, Türkiye) Bentik Makroomurgasız Faunası LimnoFish. 8(1): 59-69. doi: 10.17216/LimnoFish.851195

Giriş

Yüksek dağ ve sıradağlar canlıların yayılışlarını sınırlayan önemli doğal bariyerler olmalarının yanı sıra ekstrem iklim şartlarına sahip olmaları nedeniyle çeşitli canlı grupları için de sığınak görevi yaparlar (Ustaoğlu vd. 2008). Bu nedenle ekstrem çevre koşullarına adapte olmuş endemik türleri ihtiva etmeleri bakımından önemlidirler. Ayrıca yüksek irtifa gölleri antropojenik etkilerden uzak tatlı su ekosistemleri olmaları nedeniyle çevresel bozulmaların ekosistem üzerindeki etkilerinin test edilmesi bakımından referans alan özelliği taşımaları ile de önemlidirler (Taşdemir ve Ustaoğlu 2016). Bu sebeplerden, yüksek irtifa göllerinin bentik fauna özelliklerinin (tür listesi, dağılım, mevsimsel değişim, çeşitlilik indeks hesaplamaları vb. gibi) belirlenmesi oldukça önemlidir. Ancak ülkemizde ulaşım açısından kolaylık sağlayan ova gölleri üzerinde limnolojik çalışmalar yoğunlukla yürütülmüş olmasına karşın, yüksek irtifada yer alan buzul veya diğer farklı orjinli göller üzerinde çok az sayıda limnolojik çalışma gerçekleştirilmiştir (Balık vd. 2003; Ustaoğlu vd. 2004; Yıldız vd. 2005, 2007; Ustaoğlu vd. 2008; Topkara vd. 2009, 2011).

Sucul ekosistemlerde yaşayan makrobentik omurgasızlar farklı beslenme düzeyinde yer almaları bakımından geniş bir niş oluştururlar. Bu canlıların büyük bir kısmı sucul ekosistemde besin piramidinin alt basamaklarından üst basamaklarına madde ve enerjinin aktarılması bakımından kilit bir role sahiptirler. Bu özellikleri nedeniyle sucul ekosistemin temel biyolojik verimliliğinin belirlenmesinde de kullanılırlar (Akbaba ve Boyacı 2015). Bir ekosistemin sağlıklı bir şekilde işleyebilmesi için, canlı çeşitliliğinin orta veya yüksek düzeylerde sürdürülmesi önemlidir. Ayrıca çeşitlilik, sistemin kendi kendini yenileyebilmesi ve dışarıdan gelen baskılara karşı koyabilmesi için de bir güvencedir. Tür çeşitliliği, bir ekosistemin sürdürülebilirliği açısından gerekli olan alt yapıyı oluşturur. Bu nedenle tür çeşitliliğindeki azalma, ekosistemdeki niş çeşitliliğinin de azalmasına yol açmaktadır (Odum ve Barrett 2008).

Göller ve nehirler günümüzde çeşitli çevresel baskılar ve antropojenik etkiler sonucu oluşan su kalitesindeki bozulmalar, kirlilik ve ötrofikasyon sorunlarıyla karşı karşıyadır. Buna bağlı olarak söz konusu ekosistemlerin ekolojik yapılarında değişiklikler ortaya çıkmaktadır. Makrobentik omurgasızlar biyolojik kalite bileşenleri kullanılarak su kalitesinin belirlenmesi ve izlenmesinde önemli bir indikatör canlı grubu olarak kullanılmaktadır (Sözen ve Yiğit 1999; Kazancı vd. 1997, 2008; Dügel ve Kazancı 2004; Toksöz ve Ustaoğlu 2005; Şimşek 2015).

Tüm bu nedenlerden dolayı sucul ekosistemlerde makrobentik omurgasızlar üzerinde yapılan araştırmalar giderek önem kazanarak yaygın hale gelmektedir. Bu çalışmada Bolkar Dağlarında (Niğde) yer alan yüksek irtifa göllerinden Karagöl ve Çiniligöl'ün bazı fizikokimyasal özelliklerinin ve makrobentik omurgasız faunasının belirlenmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Toroslar, Akdeniz kıyılarına paralel bir şekilde, Türkiye'nin güneybatısından güneydoğusuna kadar uzanan ve irili ufaklı birçok yüksek irtifa gölünü barındıran bir dağ silsilesidir (Çiner 2003). İç Anadolu Bölgesi ve Akdeniz Bölgesi arasındaki doğal sınır hattında yer alan Bolkar Dağları Toroslar'ın en yüksek zirvelerinin bulunduğu önemli dağ sıralarından olup burada yer alan göller çoğunlukla karla kaplıdır ve sadece yaz aylarında karların erimesiyle su ile dolmaktadır (Balık vd. 2003). Bu göllerin bir kısmı yaz aylarında kuruyan geçici göl özelliğinde iken bazıları ise yaz boyunca su bulunduran daimi göllerdir. Bolkar Dağları üzerinde yer alan göller arasında en tanınmış olanları ise Niğde ili Ulukışla ilçe sınırları içerisinde yer alan ve yaklaşık 2600 m yükseklikte bulunan Karagöl ve Çiniligöl'dür. Orijin bakımından buzul gölleri grubuna giren ve sırasıyla 9,89 ha ve 3,78 ha yüzey alanına sahip olan Karagöl ve Çiniligöl alpin göl özelliği sergilemekte ve herhangi bir akarsu girdisine sahip olmayıp yağışlarla beslenmektedirler. Karagöl'ün su seviyesi yıl boyunca aynı kalırken Çiniligöl su seviyesinde yaz dönemi sonunda yaklaşık 3 m'ye varan bir düşüş yaşanmaktadır. Göllerin bulunduğu alan Doğal Sit Nitelikli Doğal Koruma Alanı olarak tescil edilmiştir.

Bu çalışma kapsamında 2018 yılı Haziran ve Eylül aylarında olmak üzere Karagöl (37° 24' 11" K-34° 33' 31" D) ve Çiniligöl (37° 23' 54" K-34° 33' 14" D)'de arazi çalışması yapılmıştır. Örnekleme her bir gölün kıyı ve orta kısmı olmak üzere 2 farklı istasyondan yapılmıştır (Şekil 1).

Göl suyunun fizikokimyasal özelliklerinin belirlenmesi amacıyla standartlara uygun şekilde su örnekleri alınmıştır (TS 6291). Çözünmüş oksijen (WTW Oxi 320), elektriksel iletkenlik ve tuzluluk (YSI 30 SCT) ve pH (WTW Ph 330-i) yerinde ölçülerek kayıt edilmiştir. Makrobentik omurgasız örnekleri 500 µm gözenek açıklığındaki el kepçesi ile kıyıda bulunan kaya, taş, çakıl parçalarının altından ve sucul bitkilerin arasından ve Ekman-Birge grap (15×15 cm) ile gölün orta kısmından alınmıştır. Alınan çamur örnekleri daha sonra 500 µm göz açıklığındaki elekten geçirilerek arazide bir ön elemeye tabi tutularak %4'lük formaldehit içeren kaplar içerisinde fikse edilerek Nevşehir Hacı Bektaş

Veli Üniversitesi Hidrobiyoloji Araştırma Laboratuvarına getirilmiştir. Laboratuvara getirilen örnekler formaldehitten arındırılmak üzere bol su altında yıkandıktan sonra ayıklanarak %70'lik etil alkol içerisinde muhafaza edilmiştir. Preparasyonu yapılan örnekler, stereo mikroskop ve binoküler mikroskop kullanılarak, ilgili tayin anahtarları yardımıyla teşhis edilmiştir. Takımlara ait tür tayinleri ve sistematik kategorilerinin belirlenmesinde Haplotaksida için; Brinkhurst ve Jamieson 1971, Kathman ve Brinkhurst 1998, Odonata için; Demirsoy 1982, Trichoptera için; Jansson 1986, Rhynchobdellida için; Elliot ve Mann 1979, Diptera için; Şahin 1984, 1991, Epler 1996, Coleoptera için; Nilsson ve Holmen 1995,

Southwood ve Leston 1959, Amphipoda için; Karaman ve Pinkster 1987, diğer gruplar için; Balvay 1977, Bilgin 1980, Askew 1988' den yararlanılmıştır.

Tür çeşitliliğinin belirlenmesinde Shannon ve Wiener (1949), Simpson (1949), Margalef (1958) indeksleri, türlerin populasyon yoğunluk ilişkilerinin belirlenmesinde Shannon Evenness (Shannon ve Wiener 1949) ve Simpson Evenness (Simpson 1949) indeksleri uygulanmıştır. Tespit edilen türlerin dağılımlarına göre istasyonlar arası benzerliklerin belirlenmesinde Ward's ve Sorensen metoduna dayalı Cluster kümeleme analizi kullanılmıştır. İndekslerin hesaplanmasında Microsoft Office Excel yazılımı ve Past (3.18) paket programı kullanılmıştır.



Şekil 1. Çalışılan bölgenin genel görünümü ve örnekleme istasyonları
Figure 1. General view of the studied area and sampling stations

Bulgular

Karagöl ve Çiniligöl'e ait bazı fiziko-kimyasal parametreler Tablo 1'de verilmiştir. Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği'ne göre bu parametrelerin tamamı her iki gölün de oligotrofik su kalitesi sınıfında olduğunu göstermektedir. Parametreler incelendiğinde çözünmüş oksijen hariç bütün parametrelerin I. Sınıf kalite su olduğu belirlenmiştir (YSKYY 2016). Oligotrofik göller oluşumları bakımından genellikle derin, berrak ve soğuk göller olup çözünmüş madde miktarı ve organik madde miktarı düşüktür. Ayırt edici özellikleri düşük besin düzeyi ve sınırlı bitki yaşamı olan göllerdir (Tanyolaç 2009).

Haziran ve Eylül aylarında alınan su numunelerinin analizi sonucunda her iki gölün su kalitesi kriterleri bakımından çok iyi kalitede olduğu görülmüştür. Göllerde mevsimsel olarak

istatistiksel anlamda önemli bir değişimin söz konusu olmadığı saptanmıştır ($P<0,05$). Sadece toplam azot miktarında Eylül ayında artış olduğu görülmüş ancak bu artış kalite sınıfında bir değişiklik yaratmamıştır. Toplam azotun artışına sebep olacak faktörler doğal süreçler sonucu gelişen azot girdisi ve çok az bir etki de olsa göller etrafındaki hayvan otlatmasına bağlı olarak ekosisteme bir azot girdisine işaret etmektedir. Ancak söz konusu artışa rağmen su kalitesinin hala çok iyi kalitede olması sucül ekosistemin sağlıklı bir yapıya sahip olduğunu ortaya koymaktadır. Tüm fiziko-kimyasal parametreler dikkate alındığında, su kalitesini tehdit eden herhangi bir unsur bulunmadığı ve iki örnekleme dönemi arasında görülen değişimlerin normal şartlar altında gerçekleşebilecek doğal değişim toleransları içerisinde olduğu söylenebilir.

Tablo 1. Karagöl ve Çiniligöl göllerine ait bazı fiziko-kimyasal özellikler
Table 1. Some physico-chemical properties of Karagöl and Çiniligöl lakes

Parametreler	Karagöl		Çiniligöl	
	Haziran	Eylül	Haziran	Eylül
pH	7,09	7,53	7,17	7,78
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	160	185,8	136,4	115
Çözünmüş oksijen (mg/l)	7,01	7,45	7,02	7,6
KOİ (mg/L)	< 10	< 10	< 10	< 10
BOİ (mg/L)	< 4	< 4	< 4	< 4
Amonyum Azotu (mg/L)	0,06	0,021	0,049	0,071
Nitrat Azotu (mg/L)	< 0,1	< 0,1	0,282	0,105
Toplam Azot (mg/L)	0,114	0,476	0,287	0,557
Toplam Fosfor (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Florür ($\mu\text{g}/\text{L}$)	< 100	< 100	< 100	< 100
Sülfür ($\mu\text{g}/\text{L}$)	< 2	< 2	< 2	< 2

Haziran ve Eylül aylarında alınan su numunelerinin analizi sonucunda her iki gölün su kalitesi kriterleri bakımından çok iyi kalitede olduğu görülmüştür. Göllerde mevsimsel olarak istatistiksel anlamda önemli bir değişimin söz konusu olmadığı saptanmıştır ($P<0,05$). Sadece toplam azot miktarında Eylül ayında artış olduğu görülmüş ancak bu artış kalite sınıfında bir değişiklik yaratmamıştır. Toplam azotun artışına sebep olacak faktörler doğal süreçler sonucu gelişen azot girdisi ve çok az bir etki de olsa göller etrafındaki hayvan otlatmasına bağlı olarak ekosisteme bir azot girdisine işaret etmektedir. Ancak söz konusu artışa rağmen su kalitesinin hala çok iyi kalitede olması sucül ekosistemin sağlıklı bir yapıya sahip olduğunu ortaya koymaktadır. Tüm fiziko-kimyasal parametreler dikkate alındığında, su

kalitesini tehdit eden herhangi bir unsur bulunmadığı ve iki örnekleme dönemi arasında görülen değişimlerin normal şartlar altında gerçekleşebilecek doğal değişim toleransları içerisinde olduğu söylenebilir.

Haziran ve Eylül aylarında yapılan arazi çalışmaları sonucunda göllerde tespit edilen taksa dağılımları Tablo 2'de verilmiştir. Buna göre Karagöl'de 11 takım (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hygrophila, Hemiptera, Rhynchobdellida, Odonata, Haplotaksida, Lumbriculida, Trichoptera, Amphipoda) ve 14 familyaya ait 30 taksa, Çiniligöl'de ise 7 takım (Sphaeriida, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Rhynchobdellida, Haplotaksida, Trichoptera) ve 7 familyaya mensup 11 taksa belirlenmiştir.

Tablo 2. Tespit edilen türlerin istasyonlara göre dağılımı
Table 2. Distribution of detected species by stations

Takım	Familya ve Türler	Karagöl		Çiniligöl	
		Kıyı	Dip	Kıyı	Dip
Diptera	Chironomidae				
	<i>Pseudodiamesa nivosa</i> (Goetghebuer, 1928)	+	+		
	<i>Pseudodiamesa orientalis</i> (Chernovskij, 1949)	+		+	+
	<i>Tanytarsus lugens</i> (Kieffer, 1916)	+			
	<i>Tanytarsus gregarius</i> Kieffer, 1909	+	+		
	<i>Paratanytarsus lauterborni</i> (Kieffer, 1916)	+	+	+	+
	<i>Limnophyes</i> sp.	+			
	<i>Metriocnemus fuscipes</i> (Meigen, 1818)	+			
	<i>Diplocladius</i> sp.	+			
	<i>Chironomus javanus</i> Kieffer (1924)	+			
	<i>Paramerina</i> sp.	+		+	
	<i>Brillia</i> sp.	+			
	<i>Cricotopus flavocinctus</i> (Kieffer, 1924)	+	+	+	
Diptera	Chaoboridae				
	<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen, 1830)	+			
Lumbriculida	Lumbriculidae				
	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	+			
Haplotaksida	Naididae				
	<i>Pristinella bilobata</i> (Bretscher, 1903)	+	+	+	+
	<i>Paranais frici</i> (Hrabe, 1941)	+			
	<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)			+	+
	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	+			+
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède, 1862)	+	+	+	
Hemiptera	Corixidae				
	<i>Sigara macrocephoidea</i> (Hungerford, 1942)	+		+	
	<i>Micronecta</i> sp.	+			
	<i>Corixa affinis</i> (Leach, 1817)	+			
Hemiptera	Gerridae				
	<i>Gerris argenticollis</i> (Parshley, 1916)	+			
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae				
	<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	+			+
Coleoptera	Dytiscidae				
	<i>Hoperius planatus</i> (Fall, 1927)	+			
	<i>Agabus aeruginosus</i> (Aubé, 1838)			+	
Coleoptera	Gyrinidae				
	<i>Dineutus assimilis</i> (Kirby, 1837)	+			
Odonata	Coenagrionidae				
	<i>Coenagrion</i> sp.	+			
Trichoptera	Limnephilidae				
	<i>Micropterna lateralis</i> (Stephens, 1837)			+	
	<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)	+			
	<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)			+	
Hygrophila	Planorbidae				
	<i>Menetus dilatatus</i> (Gould, 1841)	+			
Sphaeriida	Sphaeriidae				
	<i>Pisidium</i> sp.	+			+
Amphipoda	Gammaridae				
	<i>Gammarus balcanicus</i> (Schäferna, 1922)	+			
	TOPLAM	186	15	92	20

Karagöl kıyı istasyonunda 11 takım, 14 familyaya ait 30 taksa belirlenmiştir. Bunlardan %43,33'lük bir oran ile Diptera takımı baskınken bunu %13,33 ile Haplotsida, %13,33 ile Hemiptera, %6,67 ile Coleoptera, %3,33'lük oranlarla Lumbriculida, Odonata, Hygrophila, Trichoptera, Amphipoda ve Sphaeriida takımları takip etmiştir. Gölün orta kısmında bentik bölgeden yapılan örneklemede ise 2 takım, 2 familyaya ait 6 taksa tespit edilmiştir. Bu istasyonda da Diptera takımının baskın olduğu (%66,67) ve bunu Haplotsida (%33,33) takımının izlediği belirlenmiştir. Çiniligöl kıyı istasyonunda 5 takım, 5 familyaya ait 11 taksa belirlenmiştir. Makrobentik omurgasız faunası içinde Diptera (%36,36) takımının baskın olduğu bunu Haplotsida (%27,27), Trichoptera (%18,18), Hemiptera (%9,09) ve Coleoptera (%9,09) takımlarının izlediği

belirlenmiştir. Çiniligöl göl ortası istasyonunda ise 4 takım, 4 familyaya ait 7 taksa tespit edilmiştir. Bu istasyondan ise Haplotsida (%42,86) takımının baskın olduğunu bunu sırasıyla Diptera (%28,57), Sphaeriida (%14,29) ve Rhynchobdellida (%14,29) takımlarının izlediği görülmüştür (Tablo 3).

Hesaplanan Shannon-Wiener (H') ve Simpson (S) çeşitlilik indeks sonuçlarına göre çeşitliliğin en fazla olduğu habitatın sırası ile 3,07 ve 0,94 ve değerleri ile Karagöl kıyı istasyonu olduğu, çeşitliliğin en az olduğu habitatın ise Çiniligöl dip istasyonu olduğu saptanmıştır (Tablo 3). Benzer şekilde Margalef Çeşitlilik (D_{Mg}) indeksi sonuçlarına göre; tür zenginliği en fazla olan habitat 5,54 değeri ile Karagöl kıyı istasyonu olarak tespit edilmiş olup, bunu sırasıyla 2,21 değeri ile Çiniligöl kıyı, 2,00 değeri ile Çiniligöl dip ve 1,84 değeri ile Karagöl dip istasyonları takip etmiştir.

Tablo 3. İstasyonlara ait hesaplanan indeks değerleri

Table 3. Calculated index values of stations

	Karagöl		Çiniligöl	
	Kıyı	Dip	Kıyı	Dip
Çeşitlilik indeksleri				
Shannon-Wiener (H')	3,07	1,65	2,20	1,63
Simpson çeşitlilik (S)	0,94	0,79	0,87	0,76
Margalef Çeşitlilik (D_{Mg})	5,54	1,84	2,21	2,00
Simpson Dominantlık (SD)	0,05	0,20	0,12	0,23
Yoğunluk İndeksi				
Shannon Evenness indeksi (EH)	0,72	0,87	0,82	0,73
Simpson Evenness indeksi (SH)	0,03	0,13	0,07	0,10

Çeşitlilik indeksi ile ters orantılı olarak artan ya da azalan Simpson dominantlık (SD) indeksi değeri ise en fazla 0,23 değeri ile Çiniligöl dip, en az ise 0,05 değeri ile Karagöl kıyı istasyonunda hesaplanmıştır. Simpson baskınlık indeksinde değer yüksek olursa o ekosistemde baskınlık yüksek, buna karşılık tür çeşitliliği az demektir (Simpson 1949). Bu sonuç Karagöl'ün kıyı istasyonunda tür zenginliğinin fazla iken Çiniligöl dip istasyonunda ise az olduğunu doğrulamaktadır. Popülasyonlara ait dengelik-çeşitlilik değerlerinin hesaplandığı Shannon Evenness (EH) ve Simpson Evenness (SH) indeksleri değerlendirildiğinde ise en dengeli dağılımın sırası

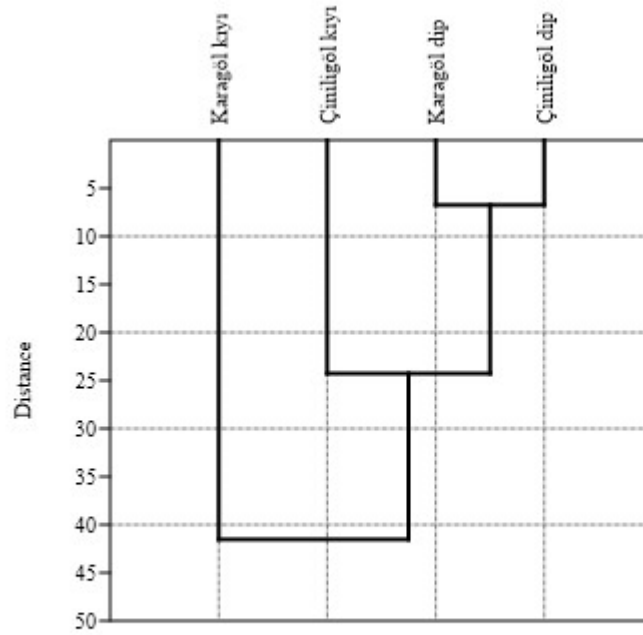
ile 0,87 ve 0,13 değerleri ile Karagöl dip istasyona ait olduğu saptanmıştır.

Elde edilen bireylerin istasyonlardaki dağılımlarına göre istasyonlar arası benzerlikler Sorensen ve Ward's analiz yöntemine göre incelenmiş, elde edilen sonuçlar Şekil 2 ve Tablo 4'te verilmiştir.

En yüksek benzerlik Karagöl kıyı ve Çiniligöl kıyı istasyonları arasında (0,35), en düşük benzerlik ise (0,15) Karagöl'ün dip ve kıyı istasyonları arasında gözlenmiştir. Çiniligöl'ün dip ve kıyı istasyonları arasındaki benzerlik ile (0,23) Çiniligöl dip ve Karagöl dip istasyonları arasındaki benzerlikler eşit bulunmuştur (0,23).

Tablo 4. İstasyonlar arasındaki Sorensen benzerlik indeks değerleri
Table 4. Sorensen similarity index values among stations

İstasyonlar	Karagöl kıyı	Karagöl dip	Çiniligöl kıyı	Çiniligöl dip
Karagöl kıyı	1			
Karagöl dip	0,15	1		
Çiniligöl kıyı	0,35	0,19	1	
Çiniligöl dip	0,16	0,23	0,23	1



Şekil 2. Taksonların dağılımlarına göre istasyonların benzerlik diyagramı (Cluster-Ward's)

Figure 2. Similarity diagram of stations according to distribution of taxa (Cluster-Ward's)

Tartışma ve Sonuç

Sulara ait bazı fiziko-kimyasal özellikler göz önüne alındığında her iki gölün de temiz su sınıfında olduğu ortaya çıkmaktadır (YSKYY 2016). Bu durum göllerin yüksek irtifada yer alması, antropojenik etkilerden uzak ve etki alanı içerisinde hiçbir tarımsal faaliyetin yürütülmemesi ve dolayısıyla da tarımsal kaynaklı zirai ilaç ve gübre kaynaklı bir kirlilik etkisinin olmaması ile açıklanabilir.

Hesaplanan Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi (H') sonuçlarına göre Karagöl kıyı, Karagöl dip, Çiniligöl kıyı ve Çiniligöl dip istasyonlarında

sırasıyla 3,07, 1,65, 2,20 ve 1,63 değerleri elde edilmiştir.

İstasyonlar arasındaki benzerlik diyagramı değerlendirildiğinde ise Karagöl kıyı ve Çiniligöl kıyı istasyonları 0,35'lik oran ile en benzer istasyonlar olarak hesaplanmıştır. Bu istasyonlardaki benzer taksonlar aynı zamanda en fazla bolluğa sahip olan *P. lauterborni*, *Paramerina* sp., *P. bilobata*, *L. hoffmeisteri* ve *S. macrocephoidea* olarak görülmektedir.

Ekosistemlerin sürekliliğinde ve dengede tutulmasında anahtar görevi gören biyoçeşitlilik değerlerinin yüksek olması, o ekosistemin çevresel etkilere karşı dayanıklı olduğunun göstergesidir

(Negiz 2013). Haziran ve Eylül aylarında yürütülen arazi çalışmalarına bağlı olarak yapılan tüm analizler sonucunda Karagöl'ün makrobentik faunasının Çiniligöl'e göre daha zengin olduğu görülmüştür. Bunun temel sebebi olarak Karagöl'de yoğun bir su bitkisi topluluğu bulunurken Çiniligöl'de herhangi bir su bitkisinin bulunmaması gösterilebilir. Ayrıca sucul bitkilerin Karagöl'de niş genişliği yaratması biyoçeşitlilik üzerine de olumlu etki yapmıştır.

Yüksek dağlarda yer alan buzul gölleri yıllık ortalama sıcaklıklarının düşük olması, oligotrofik özellik göstermeleri ve insan aktivitelerinin çok az olması sebebiyle, su canlıları için özel bir yaşam alanı sunmaktadır. Bu göllerde bulunan Makrobentik omurgasızlar çoğunlukla ekstrem çevresel koşullara uyum sağlamış canlılar olup gelişme dönemleri kısıtlı ve besin kaynaklarının eldesi de azaltılmış ve düzensizdir (Mani 1968; Tátosová ve Stuchlík 2006). Bu sebeplerden dolayı birçok yüksek dağ gölünde yapılan çalışmalar sonucunda makrobentik omurgasız türlerinin çeşitlilik ve yoğunluğunun düşük olduğu rapor edilmiştir (Rieradevall vd. 1999). Aynı şekilde Tátosová ve Stuchlík (2006) tarafından yüksek dağ göllerinin düşük verimliliğinden dolayı Chironomidae larvalarının bolluğunun da çok yüksek değerlere ulaşmadığı bildirilmiştir. Diğer yandan, göllerin derin bölgesinde makrobentik omurgasız gruplarından iki grubun (Chironomidae ve Oligochaeta) baskın olduğu; oligotrof göllerde, Chironomidae'nin gölde bulunma yüzdesinin Oligochaeta'lere göre daha yüksek iken; ötrof göllerde ise, tam tersi bir durumun söz konusu olduğu bilinmektedir (Wetzel 2001).

Diptera takımı içerisinde özellikle Chironomidae taksonları kozmopolit bir dağılıma sahip olup, temiz sulardan, çok kirli sulara kadar birçok ortamda geniş bir yayılım gösterirler (Stribling vd. 1998). Çalışmamızda bu familyaya ait 12 takson tespit edilmiş olup bunlardan sadece *P. lauterborni* her iki gölün kıyı ve dip bölgelerinde sürekli olarak gözlenmiştir. Bu türün daha önce yapılan çalışmalarda akarsuların çamurlu habitatlarında dağılım gösterdiği bildirilmiştir (Özkan 1991). Oligotrofik göllerin karakteristik taksonları olan *T. lugens*' e Karagöl kıyı, *T. gregarius*'e ise Karagöl kıyı ve dip istasyonlarında rastlanmıştır. Sucul ekosistemler içerisinde küçük ve büyük akarsularda ve littoral bölgedeki göllerde bulunduğu bilinen *Brillia* cinsine ait taksonların genellikle suyun içindeki dal ve yaprakların arasında bulunduğu bildirilmiştir (Taşdemir 2003). Çalışmamızda bu cinse ait *Brillia* sp. taksonuna vejetasyon yoğunluğu bakımından zengin olan Karagöl'ün kıyı istasyonunda rastlanmıştır. Vejetasyonun hakim olduğu çamur substratları içinde bol olarak

bulununan *C. flavocinctus* taksonu (Şahin 1984) ise Karagöl'e ait kıyı ve dip istasyonlarında gözlenirken, Çiniligöl'de ise yalnızca kıyı istasyonunda tespit edilmiştir.

Diptera takımı içerisinde bir diğer familya olarak tespit edilen Chaoboridae'ye ait Karagöl kıyı istasyonundan sadece *C. flavicans* taksonu gözlenmiştir. Durgun sularda bol miktarda bulunduğu bilinen bu taksonun daha önce yapılan çalışmalarda Toros dağ silsilesi üzerinde bulunan Dipsiz Göl'de tespit edildiği bildirilmiştir (Taşdemir vd. 2011).

Tatlı su habitatlarında bol miktarda bulunan ve organik kirliliğe karşı düşük toleranslarıyla bilinen Trichoptera larvaları balıklar için önemli besin kaynağı oluşturmaları, organik madde teşkil etmeleri ve su kalitesi belirleme çalışmalarında temiz su indikatörü olarak kullanılmaları sebebiyle sucul ekosistemlerin önemli bileşenlerindedir (Wiggins ve Mackay 1978; Bouchard 2004). Bu çalışmada genellikle taş ve kayalık biyotopların bulunduğu çamurlu zeminlerden Limnephilidae familyasına ait *A. auricollis*, *M. lateralis* ve *D. annulatus* olmak üzere 3 tür tespit edilmiş olup bunlardan *A. auricollis* türü Topkara vd. (2009) tarafından daha önce Çiniligöl'den yeni kayıt olarak bildirilmiştir.

Olosutean ve Illie (2013), Hemiptera takımı içerisindeki Gerridae familyasına ait *G. lacustris* türünün derinliği az göl, gölcük ve yavaş akan akarsuların kıyı kesimlerini tercih ettiğini bildirmiş olup çalışmamızda bu türe Karagöl'ün kıyısız kesiminde rastlanmıştır. Her iki gölün kıyı örneklemede de Corixidae familyasına ait *S. macrocephoidea* türü tespit edilmiştir. Bu familyaya ait bireyler yoğun vejetasyon ve çamur substratlı alanlarda yüksek tür çeşitliliğine sahiptirler (Tully vd. 2004). Karagöl kıyı kesimindeki yoğun su bitkisi vejetasyonu ve Çiniligöl kıyı kesimine ait çamur sediment yapısının bu türün dağılımını olumlu yönde etkilediği söylenebilir. *Micronecta* sp. ve *C. affinis* türlerine sadece Karagöl'ün kıyı bölgesinde rastlanmıştır. Bu durum Karagöl'ün kıyı vejetasyonunun zengin olması ve çamur substratının yoğun olmasından kaynaklanmaktadır. Topkara vd. (2009) tarafından Çiniligöl'de yürütülen çalışmada daha önce bu takıma ait tespit edilen türlere rastlanmamış olup söz konusu alanlar için yeni kayıt niteliği taşımaktadırlar.

Haplotalaksida takımı içerisinde Oligochaeta alt sınıfına ait 5 tür (*P. bilobata*, *P. hammoniensis*, *P. frici*, *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*) tespit edilmiş olup bunların hepsi Naididae familyasına aittir. Bu takıma ait taksonlar genellikle kozmopolit türler olup Türkiye'deki bazı yüksek dağ göllerinden bildirilmiştir (Brinhurst 1969; Geldiay ve Tareen 1972; Milbrink 1980; Ustaoglu 1980; Taşdemir vd.

2004; Yıldız vd. 2007). Nadidae familyasına ait bireyler sudaki oksijen eksikliğine karşı toleransları ve ekolojik hoşgörülerini ile birçok araştırmacı tarafından daha farklı bir grup olarak ele alınmaktadır (Brinkhurst ve Jamieson 1971). Yıldız vd. (2007) tarafından *P. hammoniensis* ve *P. frici* türleri daha önce Karagöl'den bildirilmiştir. Bu çalışmada ise daha çok ötrofik göllerin profundal bölgesinde bulunduğu bilinen *P. hammoniensis* türü Çiniligöl'ün çamur yapısına sahip kıyı ve dip bölgesinde, *P. frici* türü ise Karagöl'ün kıyı bölgesinde tespit edilmiştir. *P. bilobata* türüne ise her iki gölün kıyı ve dip bölgelerinde rastlanmıştır. Bu da bu türün ekolojik toleransının oldukça yüksek olduğunu göstermektedir. Genellikle daha soğuk iklimlerde yaygın olduğu ve organik kirliliğe karşı yüksek toleranslarıyla bilinen *T. tubifex* taksonuna (Yıldız 2003) Karagöl kıyı ve Çiniligöl dip istasyonlarında rastlanmıştır. Ötrofik şartların indikatörü olarak bilinen ve çok çeşitli habitatlarda dağılım gösterebilen *L. hoffmeisteri* taksonu (Kathman ve Brinkhurst 1998) ise Karagöl'ün kıyı ve dip, Çiniligöl'ün ise kıyı istasyonunda gözlenmiştir. Ayrıca yapılan çalışmalarda *L. hoffmeisteri*'nin diğer Tubificid taksonlarına kıyasla *T. tubifex* ile birlikte kirliliği habitatlarda daha sık rastlandığı bildirilmiştir (Timm 1999).

Lumbriculida takımı içerisinde Lumbriculidae familyasına ait tespit edilen *L. variegatus* taksonuna ise sadece Karagöl'e ait kıyı istasyonunda rastlanmıştır. Yıldız (2003)'e göre bu türün nehir ve göllerin vejetasyon bakımından yoğun kıyı kesimlerinde dağılım gösterdiği ve ekolojik toleranslarının geniş olduğu bildirilmiştir.

Rhynchobdellida takımı içerisinde Hirudinae alt sınıfına ait *H. stagnalis* türüne her iki istasyonda da rastlanmıştır. Bu sınıfa ait bireyler göllerde, göletlerde ve yavaş akan sularda yaygın olarak bulunan bentik komunitenin önemli birleşenlerinden olup küçük gölcüklerde genellikle besin zincirinin üst basamak avcısı olarak kabul edilmektedir (Davies 1991).

Çalışmada Amphipoda takımı içerisinde kozmopolit bir dağılıma sahip olan Gammaridae familyasına ait *G. balcanicus* tek tür olarak Karagöl'de tespit edilmiştir. Bu cinse ait türler temiz ve serin sularda indikatör olarak bulunurlar (Kellogg 1994).

Yüksek adaptasyon kabiliyetine ve toleransa sahip olan Hygrophila takımı sucül ekosistemlerin önemli bir parçasıdır (Akbaba ve Boyacı 2015). Bu çalışmada bu takıma mensup *M. dilatatus* türüne Karagöl kıyı örneklemeinde vejetasyonun ve organik maddelerin bol olduğu kısımlarında rastlanmıştır.

Odonata takımına ait 1 tür (*Coenagrion* sp.) Karagöl'ün kıyı örneklemeinde bitki vejetasyonu içerisinde tespit edilmiştir. Bu takımın üyelerinin organik kirliliğe karşı toleranslı oldukları ve sucül ekosistemlerde yavaş akıntılı veya durgun bölgeleri tercih ettikleri bilinmektedir (Kırkağaç ve Köksal 2004).

Coleoptera takımı içerisinde tespit edilen Dytiscidae ve Gyrinidae üyeleri genellikle bütün sucül habitatlara adapte olmuşlardır (Nilsson 1996). Dytiscidae familyasından *H. planatus* Karagölün kıyı bölgesinden, *A. aeruginosus* ise Çiniligöl'ün kıyı bölgesinden; Gyrinidae familyasına ait *D. assimilis* taksonu ise Karagöl'ün kıyı bölgesinden tespit edilmiştir.

Çalışmanın yapıldığı göllerin makrobentik faunasıyla ilgili önceden yapılmış bazı çalışmalar mevcut olsa da ayrıntılı bir çalışma bulunmamaktadır (Topkara vd. 2009; Taşdemir vd. 2011; Yıldız vd. 2005, 2007; Balık vd. 2003; Ustaoglu vd. 2004). Dolayısıyla, tespit edilen taksa içerisindeki *A. auricollis*, *P. frici* ve *P. hammoniensis* türleri hariç tespit edilen türler ilgili göller için yeni kayıt niteliğindedir (Tablo 2).

Özel ekosistemler olan bu göllerin sahip oldukları biyolojik zenginliklerin korunması gerektiği ve her ne amaçla olursa olsun yapılacak uygulamalarda, bu göllerdeki mevcut fauna ve flora üzerinde oluşabilecek olumsuz etkilerinin de göz önünde bulundurulması gerektiği unutulmamalıdır.

Teşekkür

Bu çalışma kapsamında örneklerin toplanmasında saha çalışmaları süresince bizlere yardımcı olan Ümmü Elçin Keşir'e ve Aladağlar Milli Park Şefi Emin Gür'e, TÜBİTAK 2237-A tarafından desteklenen Biyolojik Çeşitlilik Ölçüm Süreçleri-Envanter, Veri Transferi ve Hesaplama Teknikleri Eğitimi proje koordinatörü Prof. Dr. Kürşad Özkan ve çalışma ekibine teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Akbaba G, Boyacı YÖ. 2015. Işıklı Gölü (Denizli) makrobentik faunasının mevsimsel değişimi. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi. 11(2):8-19. doi: 10.22392/egirdir.246332
- Askew RR. 1988. The dragonflies of Europea. Colchester, England: Harley Books 291 s.
- Balık S, Ustaoglu MR, Özbek M. 2003. Toros Dağları (Güney Anadolu) üzerindeki bazı göllerin mollusca faunası. Ege Üniv Su Ürünleri Derg. 20(3-4):351-355.
- Balvay G. 1977. Determination des larves de Chaborus (Diptera, Chaoboridae) Rencontrees en France. Ann Hydrobiol. 8(1):27-32.
- Bilgin FH. 1980. Batı Anadolu'nun bazı önemli tatlı sularından toplanan mollusca türlerinin sistematığı ve dağılışı. Diyarbakır Üniv. Tıp Fak Derg. 8(2):1-64.

- Bouchar RW. 2004. Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. Minnesota, the USA: University of Minnesota Water Resource Center 208 s.
- Brinkhurst RO. 1969. The fauna of pollution. In: Anderson DV, editor. The Great Lakes as an Environment. Toronto: University of Toronto Press. s. 97-115.
- Brinkhurst RO, Jamieson BGM. 1971. Aquatic Oligochaeta of the World. Toronto: University of Toronto Press 860 s.
- Çiner A. 2003. Türkiye'nin güncel buzulları ve geç kuvaterner buzul çökelleri. *Türkiye Jeoloji Bülteni*. 46(1):55-78.
- Davies RW. 1991. Annelida: leeches, polychaetes and acanthobdellids. In: Thorp JH, Covich AP, editors. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. New York: Academic Press. s. 437-479.
- Demirsoy A. 1982. Türkiye faunası (Odonata). Ankara: Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) Yayınları 154 s.
- Dügel M, Kazancı N. 2004. Assessment of water quality of the büyük menderes river (Turkey) by using ordination and classification of macrovertebrates and environmental variables. *J Freshw Ecol*. 19(4): 605-612. doi: 10.1080/02705060.2004.9664741
- Elliot JM, Mann KH. 1979. A key to British freshwater leeches, with notes on their life cycles and ecology. London: Freshwater Biological Association Scientific Publication 72 s.
- Epler JH. 1996. Identification manuel fort he water beetles of Florida. Tallahassee, Florida: Florida Department of Environmental Protection 257 s.
- Geldiyar R, Tareen IU. 1972. Bottom fauna of Gölcük lake, 1. Population Study of Chironomids, Chaoborus and Oligochaeta. İzmir: Ege University. Rapor No: 137.
- Jansson A. 1986. The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. Helsinki, Finland: Entomological Society of Finland 94 s.
- Karaman GS, Pinkster S. 1987. Freshwater Gammarus species from Europe, North Africa and Adjacent regions of Asia (Crustacea-Amphipoda). Part III Gammarus balcanicus- group and related species. *Bijdragen Tot de Dierkunde*. 57(2):207-260.
- Kathman RD, Brinkhurst RO. 1998. Guide to the freshwater Oligochaetes of North America. Tennessee, USA: Aquatic Resources Center 264 s.
- Kazancı N, Girgin S, Dügel, M, Oguzkurt D. 1997. Akarsuların çevre kalitesi yönünden değerlendirilmesinde ve izlenmesinde biyotik indeks yöntemi. Ankara: İmaj Yayıncılık 100 s.
- Kazancı N, Dügel M, Girgin S. 2008. Determination of indicator genera of benthic macroinvertebrate communities in running waters in western Turkey. *Review of Hydrobiology*. 1(1):1-16.
- Kellogg LL. 1994. Monitor's guide to aquatic macroinvertebrates. The USA: Izaak Malton League of America 60 s.
- Kırkağaç M, Köksal G. 2004. Akarsularda bentik makroorganizmaların su kirliliğine karşı tepkilerinin belirlenmesi: biyotik ve çeşitlilik indekslerin kullanımı. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*. 2(3):345-353.
- Mani MS. 1968. Ecology and biogeography of high altitude insects. Dordrecht: Springer 527 s.
- Margalef R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: Buzzati-Traverso AA, editor. Perspectives in Marine Biology. Berkeley: University California Press. s. 323-349.
- Milbrink G. 1980. Oligochaete communities in pollution biology: The European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In: Brinkhurst RO, Cook DG, editors. Aquatic Oligochaeta Biology. New York: Plenum Press. s. 433-455.
- Negiz MG. 2013. Gölhisar (Burdur) yöresinde odunsu tür çeşitliliği ile yetişme ortamı özellikleri arasındaki ilişkiler [Doktora Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi. 187 s.
- Nilsson AN, Holmen M. 1995. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II Dytiscidae. In: Brill EJ, editor. Fauna Entomologica Scandinavica. Leiden, the Netherlands: Brill. s. 1-192.
- Nilsson AN. 1996. Aquatic Insects of North Europe: A Taxonomic Handbook. Stenstrup, Denmark: Apollo Books 172 s.
- Odum EP, Barrett GW. 2008. Ekolojinin temel ilkeleri. Ankara: Palme Yayıncılık 624 s.
- Olosutean H, Illie DM. 2013. Gerris lacustris (Linnaeus 1758) and Gerris costae (Herrich-Schäffer 1850) Species - Habitat Relations on Mountainous Tributaries of Vişeu River (Maramureş, Romania). *Transylv Rev Syst and Ecol Res*. 15(1):11-18. doi: 10.2478/trser-2013-0002
- Özkan N. 1991. Edirne Bölgesi Chironomidae (Diptera) limnofaunasının tespiti ve taksonomik incelenmesi [Yüksek Lisans Tezi]. Trakya Üniversitesi. 80 s.
- Rieradevall M, Bonada N, Prat N. 1999. Substrate and depth preferences of macroinvertebrates along a transect in a Pyrenean high mountain lake (Lake Redó, NE Spain). *Limnetica*. 17:127-134.
- Shannon CE, Weaver W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana: University of Illinois Press. 117 s.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163:688.
- Stribling JM, Cornwell JC, Currin C. 1988. Variability of stable sulfur isotopic ratios in *Spartina alterniflora*. *Mar Ecol Prog Ser*. 166:73-81.
- Southwood TRE, Leston D. 1959. Ponds-katers and allied bugs. In: Southwood TRE, Leston D, editors. Land and water bugs of the British Isles. London, UK: Frederick Warne Publishers Ltd. s. 347-359.
- Sözen M, Yiğit S. 1999. Akşehir (Konya) Gölü bentik faunası ve bazı limnolojik özellikleri. *Türk J Zool*. 23(3):829-847.
- Şahin Y. 1984. Doğu ve Güney Doğu Anadolu bölgeleri akarsu ve göllerindeki Chironomidae (Diptera) larvalarının tespiti ve dağılımları. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi 145 s.
- Şahin Y. 1991. Türkiye Chironomidae potamofaunası. Eskişehir: Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu Temel Bilimler Araştırma Grubu 88 s.

- Şimşek B. 2015. Sır Baraj Gölü (Kahramanmaraş) makroinvertebrat faunası [Master's Thesis]. Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi. 12 s.
- Tanyolaç J. 2009. Limnoloji-tatlı su bilimi 5. Baskı. Ankara: Hatipoğlu Yayınevi 294 s.
- Taşdemir A. 2003. Göller Bölgesi iç sularının Chironomidae ve Chaoboridae (Diptera) faunasının taksonomik ve ekolojik yönden incelenmesi [Doktora Tezi]. Ege Üniversitesi. 162 s.
- Taşdemir A, Yıldız S, Topkara E, Özbe M, Ustaoglu MR, Balık S. 2004. Yayla Gölü'nün (Buldan-Denizli) bentik faunası. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*. 2(3): 182-190.
- Taşdemir A, Ustaoglu MR, Balık S. 2011. Contribution to the knowledge on the distribution of Chironomidae and Chaoboridae (Diptera: Insecta) species of lakes on Taurus mountain range (Turkey). *J Entomol Res Soc*. 13(2):15-25.
- Taşdemir A, Ustaoglu MR. 2016. Denizli'deki dağ göllerinin Chironomidae ve Chaoboridae (Diptera-Insecta) faunası üzerine gözlemler. *Ege J Fish Aqua Sci*. 33(3):279-284.
doi: 10.12714/egejfas.2016.33.3.13
- Tátosová J, Stuchlík E. 2006. Seasonal dynamics of chironomids in the profundal zone of a mountain lake (L'adové pleso, the Tatra Mountains, Slovakia). *Biologia*. Bratislava, 61(Suppl.18):203-212.
doi: 10.2478/s11756-006-0132-7
- Timm T. 1999. A Guide to the Estonian Annelida. Tartu: Estonian Academy Publishers 208 s.
- Toksöz A, Ustaoglu MR. 2005. Gölcük Gölü'nün (Bozdağ, Ödemiş) profundal makrobentik faunası üzerine araştırmalar. *Ege Üniv Su Ürünleri Derg*. 22(1-2):173-175.
- Topkara ET, Taşdemir A, Yıldız S, Ustaoglu MR, Balık S. 2009. Toros dağ silsilesi üzerindeki bazı göllerin sucul böcek (insecta) faunasına katkıları. *Journal of FisheriesSciences.com*. 3(1):10-17.
doi: 10.3153/jfscom.2009003
- Topkara ET, Jäch M, Kasapoğlu A. 2011. Ochthebius ustaoglu sp. nov. (Coleoptera: Hydraenidae), a new species of the O. metallescens group from Turkey. *Zootaxa*. 2913:59-62.
doi: 10.11646/zootaxa.2913.1.6
- Tully O, McCarthy TK, Donnell DO. 2004. The ecology of Corixidae (Hemiptera: Heteroptera) in the corrib catchment, Ireland. *Hydrobiologia*. 210(3):161-169.
doi: 10.1007/BF00034674
- Ustaoglu MR. 1980. Karagöl'ün (Yamanlar-İzmir) bentik faunası (Oligochaeta, Chaoboridae, Chironomidae) üzerinde araştırmalar. Paper presented at: TÜBİTAK VII. Bilim Kongresi (Biyoloji Seksiyonu); Aydın, Turkey.
- Ustaoglu MR, Balık S, Özbek M. 2004. Contributions to the knowledge of Malacostraca (Crustacea) fauna of the Taurus Mountains district (Southern Anatolia). *Turk. J Zool*. 28(1): 91-94.
- Ustaoglu MR, Balık S, Sarı HM, Mis DÖ, Aygen C, Özbek M, İlhan A, Taşdemir A, Yıldız S, Topkara ET. 2008. Uludağ (Bursa)'daki buzul gölleri ve akarsularında faunal bir çalışma. *Ege J Fish Aqua Sci*. 25(4): 295-299.
- Wetzel RG. 2001. Limnology, Lake and River Ecosystems, Third Edition. San Diego, California, USA: Academic Press 1006 s.
- Wiggins GB, Mackay RJ. 1978. Some relationships between systematics and trophic ecology in Nearctic aquatic insects, with special reference to Trichoptera. *Ecological Society of America*. 59(6):1211-1220.
doi: 10.2307/1938234
- Yıldız S. 2003. Göller Bölgesi iç sularının Oligochaeta (Annelidae) faunasının taksonomik ve ekolojik yönden incelenmesi [Doktora Tezi]. Ege Üniversitesi. 216 s.
- Yıldız S, Taşdemir A, Özbek M, Balık S, Ustaoglu MR. 2005. Macroenthic invertebrate fauna of lake Eğrigöl (Gündoğmuş - Antalya). *Turk J Zool*. 29(3):275-282.
- Yıldız S, Ustaoglu MR, Balık S. 2007. Contributions to the knowledge of the Oligochaeta (Annelida) fauna of some lakes in the Taurus Mountain range (Turkey). *Turk J Zool*. 31(3): 249-254.
- YSKYY 2016. Yüzeysel su kalitesi yönetimi yönetmeliği. Orman ve Su İşleri Bakanlığından: Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik; [Erişim Tarihi: 10 Ağustos 2016]. Erişim Adresi:
<https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2016/08/20160810-9.htm>



New Record of *Arctodiaptomus* (*Mesodiaptomus*) *toni* Brehm, 1937 (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) From Inland Water of Turkey.

Ahmet BOZKURT^{1*} 

¹ Iskenderun Technical University, Marine Sciences and Technology Faculty, 31200, Iskenderun, Hatay, Turkey

ABSTRACT

In eastern region of Turkey, copepod fauna of 31 localities was investigated and 23 species were identified from 4 families. Aygır Lake is the richest with 7 species in terms of the number of copepod species, followed by the Kuyucuk Lake and the Akcakale Peninsula with 6 species. No copepods were found at stations 2, 5, 8, 9, 10, 19, 20, 22, 23, 24 for reasons of human settlements, water quality parameters and environmental factors. The Calanoid copepod, *Arctodiaptomus* (*M*) *toni* which was found in two stations (Lavaş Lake and Putka Gölbaşı Lake) is new record for the inland waters of Turkey. Both habitats of the species are similar to each other in terms of altitude and lake structure, and similar to Elburz, where the species was first found.

Keywords: Copepoda, distribution, new record, *Arctodiaptomus*

ARTICLE INFO

REVIEW

Received : 01.02.2021

Revised : 25.03.2021

Accepted : 27.03.2021

Published : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.872239

* CORRESPONDING AUTHOR

ahmet.bozkurt@iste.edu.tr

Phone : +90 326 6141693 (3405)

Türkiye İç Sularından *Arctodiaptomus* (*Mesodiaptomus*) *toni* Brehm, 1937 (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae)'nin Yeni Kaydı.

Öz: Türkiye'nin doğu bölgesinde, 31 lokalitenin kopepod faunası araştırılmış ve 4 familyadan 23 tür tespit edilmiştir. Aygır Gölü, kopepod türü sayısı bakımından 7 tür ile en zengin olduğu belirlenirken, bunu 6 türle Kuyucuk Gölü ve Akcakale Yarımadası izlemektedir. 2, 5, 8, 9, 10, 19, 20, 22, 23, 24 numaralı istasyonlarda insan yerleşimleri, su kalitesi parametreleri ve çevresel faktörler nedeniyle kopepoda rastlanmamıştır. İki istasyonda (Lavaş Gölü ve Putka Gölbaşı Gölü) bulunan kalanoid kopepod, *Arctodiaptomus* (*M*) *toni*, Türkiye iç sularında yeni kayıttır. Türün her iki habitatu da rakım ve göl yapısı açısından birbirine benzer ve türün ilk bulunduğu Elburz'a da benzerdir.

Anahtar kelimeler: Kopepoda, dağılım, yeni kayıt, *Arctodiaptomus*

How to Cite

Bozkurt A. 2021. New record of *Arctodiaptomus* (*Mesodiaptomus*) *toni* Brehm, 1937 (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) from inland water of Turkey LimnoFish. 8(1): 70-79. doi: 10.17216/LimnoFish.872239

Introduction

Zooplankton represents an important community to transfer matter and energy between producers and consumers in food webs, thus shaping the pelagic ecosystem. Copepods make up a major portion of the biomass and productivity of the freshwater ecosystems (Williamson and Reid 2001).

Copepods are typically little crustaceans that show wide geographic distribution in virtually all aquatic habitats (Boxshall and Halsey 2004). In point of abundance, copepods are the dominant group in the ocean and continental waters of the zooplankton community.

Approximately 13.000 species of copepods are known, and 2.800 of them live in fresh water (Boxshall and Defaye 2008).

Some free-living copepods feed directly on phytoplankton, catching cells individually. Some of the larger species are predators of their smaller relatives. Many benthic copepods eat organic detritus or the bacteria that grow in it, and their mouth parts are adapted for scraping and biting.

Planktonic copepods are important to global ecology and the carbon cycle. They are usually the dominant members of the zooplankton, and are major food organisms for small fish and other crustaceans in aquatic environment.

Some scientists say they form the largest animal biomass on earth (Dürbaum and Künnemann 1997).

Many planktonic copepods feed near the surface at night, then sink (by changing oils into more dense fats) into deeper water during the day to avoid visual predators. Their moulted exoskeletons, faecal pellets, and respiration at depth all bring carbon to the deep lake and sea.

In general, adult calanoid copepods are the largest members of the freshwater Copepoda, ranging in length from 1 to 5 mm. They are commonly found in permanent water bodies where they are primarily planktonic, although some species are associated with plants and sediments and others may be found in temporary ponds and wetlands (Dussart and Defaye 2001). Calanoids play an important role in aquatic food webs, particularly in more oligotrophic systems, as either primary consumers or predators in aquatic ecosystem. They are also an important source of food for larval, juvenile, and many adult fish species and some crustaceans.

Diaptomid copepods are a major group of planktonic microcrustaceans, belonging to the successful and widespread freshwater family of Diaptomidae, which contains over 400 species in about 50 genera (Dussart and Defaye 1983). Approximately 60 species of the genus *Arctodiaptomus* live in inland waters.

The Diaptomids are found in a variety of habitats ranging from freshwater lakes and ponds, to streams or rivers, occasionally in ditches, and some euryhaline species are found in either brackish, salt- or freshwater (Williamson 1991).

Until today, more than 400 zooplankton studies have been carried out inland waters of Turkey and approximately 40 of them were made in the eastern part of Turkey. As a result of these studies, approximately 150 copepod taxa were determined (Ustaoğlu 2015) and one species (*Arctodiaptomus burduricus* Kiefer, 1939) is endemic to Lake Burdur in Turkey.

In the Eastern part of Turkey 9 species from Cyclopoida [*Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863), *Cyclops strenuus* Fischer, 1851, *C. Vicinus* Uljanin, 1875, *Diacyclops bicuspidatus* (Claus, 1857), *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851), *Ergasilus sieboldi* Nordmann 1832), *Macrocyclus albidus* (Jurine, 1820), *Megacyclops viridis* (Jurine, 1820), *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853), *T. dybowskii* (Lande, 1890)], 5 species from Calanoida [*Acanthodiaptomus denticornis* (Wierzejski, 1887), *Arctodiaptomus byzantinus* Mann, 1940, *A. osmanus* Kiefer, 1974, *A. spinosus* (Daday, 1891), *Eurytemora velox* (Lilljeborg, 1853), *Sinodiaptomus sarsi* (Rylov, 1923)], and 1 species from Harpacticoida [*Nitokra hibernica* (Brady, 1880)] totally 17 species were reported (Bulut and Saler 2014; Bekleyen and Taş 2008; Saler and Alış 2014).

In this study we present new record of Diaptomidae for inland waters of Turkey, to provide a better understanding of the geographical distribution of these organisms, as well as to offer information for future biogeographic and evolutionary studies. *Arctodiaptomus (M) toni* has been recorded from only in the Elburz mountains, Iran. We provided descriptions and illustrations of both sexes in order to provide a basis for future comparisons. In the studies to date, there is a lack of information as male individuals of *A. (M) toni* have not been described in detail. In this study, the deficiencies were corrected. In addition, this species can be added to the current list of Copepoda fauna of Turkey.

Materials and Methods

Copepod samplings were made from 31 different freshwater lakes, ponds and streams seasonally between January and November 2015 (Figure 1, Table 1). Samples were taken with plankton net of 60 µm mesh size with vertical and horizontal hauls. Vertical hauls were made 8-10 times from the bottom to the surface, and horizontal hauls were taken from the surface for about 20 minutes.

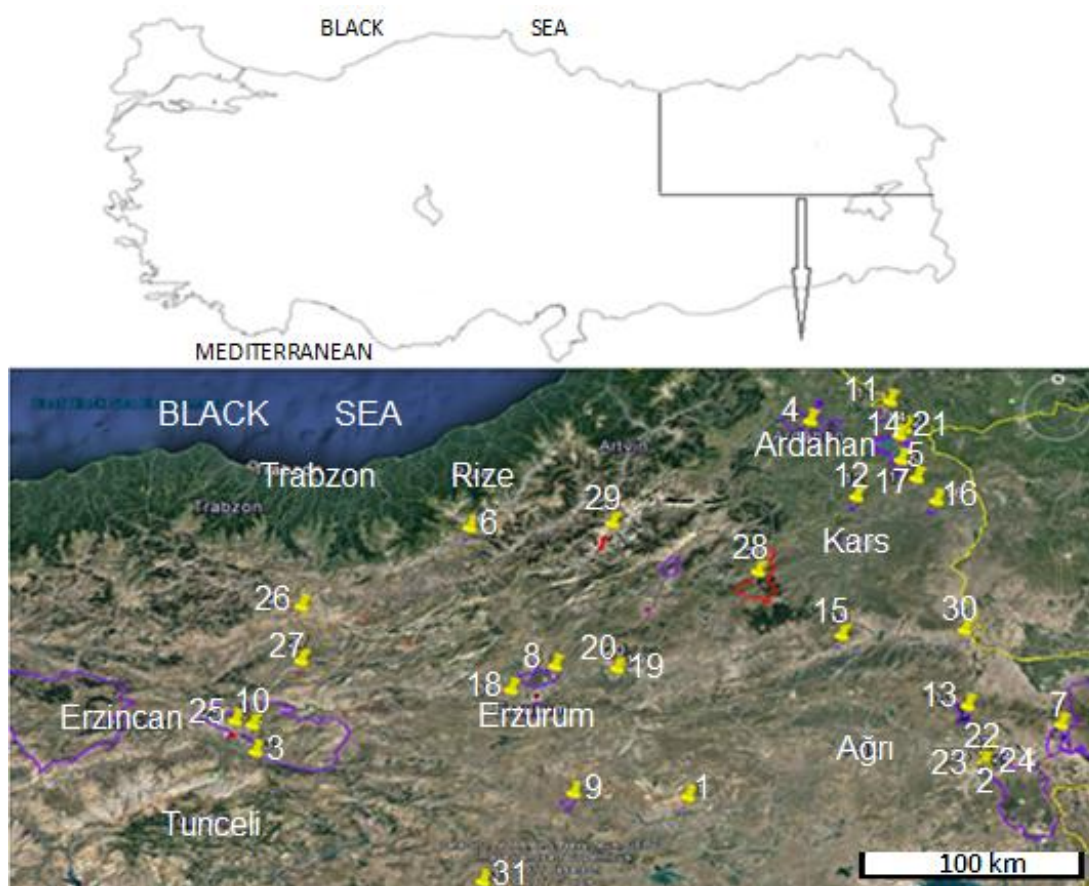


Figure 1. Sampling points

Collected specimens were preserved in 4% buffered formaldehyde in the study area. After the samples were brought to the laboratory (during 3-4 days), the formaldehyde water mixture was filtered from the collector and the samples were preserved in 90% methyl alcohol and stored in the plankton laboratory of the Marine Sciences and Technology Faculty,

Iskenderun Technical University. Specimens were examined in a distilled water and glycerol mixture. Drawings and measurements (with ocular micrometer) were made using an Olympus microscope with drawing-tube. The species were identified with the aid of Borutsky (1964), Dussart (1969), Damian-Georgescu (1970), Kiefer and Fryer (1978) and Reddy (1994).

Table 1. Copepod sampling stations and coordinates

St.	Localities	Sampling coordinates	Sampling date (2015)	depth (m)	surface area (ha)	Altitude (m)	type
1	Burnaz and Binpınar Village Dams (Erzurum)	39° 20' 38.26"/N 42° 01' 08.73"/E	18 May, 29 Jul., 15 Sep.	7	4.18	1572	pond, permanent
2	Diyadin Basalt Canyon (Ağrı)	39° 32' 17.58"/N 43° 39' 59.37"/E	26 May, 23 Jul., 13 Sep.	-	-	1890	stream, permanent,
3	Girlevik waterfall (Erzincan)	39° 34' 48.69"/N 39° 43' 44.03"/E	20 May, 1 Aug., 13 Sep	-	-	1390	river, permanent
4	Putka - Gölbaşı Lake (Ardahan)	41° 07' 48.94"/N 42° 46' 03.46"/E	22 May, 29 Jul., 12 Sep.	1.6	37.09	1921	marsh, permanent
5	Tubulğu trees (Kars)	40° 50' 54.86"/N 43° 20' 53.66"/E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	-	-	1683	river, permanent
6	Yedigöller (Erzurum)	40° 38' 40.36"/N 40° 53' 31.48"/E	18 May, 30 Jul., 15 Sep.	16.8	10.2	3041	lake, permanent
7	Doğubeyazıt Marshes (Ağrı)	39° 39' 32.43"/N 44° 04' 22.93"/E	20 May, 23 Jul., 15 Sep.	0.92	4.42	1523	marsh, temporary

Table 1. Continued

8	Erzurum Swamps (Erzurum)	39° 59' 29.51''N 41° 20' 59.98''E	18 May, 23 Jul., 15 Sep.	0.30	74.74	1759	marsh, temporary
9	Erzurum Geological Formations (Erzurum)	39° 23' 45.52''N 41° 26' 52.83''E	18 May, 25 Jul., 16 Sep.	4.7	3.37	2714	marsh, temporary
10	Keşiş Mountains (Erzincan)	39° 42' 30.63''N 39° 42' 44.79''E	20 May	-	-	1494	stream, temporary
11	Aktaş Lake (Ardahan)	41° 13' 03.44''N 43° 12' 56.89''E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	10	5847	1800	lake, permanent
12	Aygır Lake (Kars)	40° 45' 53.04''N 43° 00' 21.15''E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	65	294100	2300	lake, permanent
13	Balık Lake (Ağrı)	39° 45' 34.07''N 43° 34' 22.08''E	26 May, 23 Jul., 13 Sep.	37	3000	2254	lake, permanent
14	Çıldır Lake (Ardahan)	41° 03' 07.19''N 43° 15' 34.78''E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	42	12300	1963	lake, permanent
15	Deniz Lake (Kars)	40° 06' 37.55''N 42° 54' 04.44''E	23 May, 17 Jul., 16 Sep.	25	109.37	1905	lake, permanent
16	Kuyucuk Lake (Kars)	40° 44' 14.45''N 43° 27' 04.18''E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	13	197	1627	lake, permanent
17	Lavaş Lake (Kars)	40° 56' 05.88''N 43° 15' 48.11''E	21 May, 28 Jul., 15 Sep.	19	104	1979	lake, permanent
18	Balıkgöl Lake (Erzurum)	39° 52' 08.01''N 41° 06' 33.38''E	18 May, 29 Jul., 14 Sep.	2	0.029	1822	pond, permanent
19	Büyük Çermik Stream (Erzurum)	39° 58' 32.52''N 41° 40' 48.69''E	18 May, 29 Jul., 15 Sep.	-	-	1658	stream, permanent
20	Küçük Çermik Stream (Erzurum)	39° 58' 32.05''N 41° 41' 03.19''E	18 May, 29 Jul., 15 Sep.	-	-	1658	stream, permanent
21	Akçakale Peninsula (Ardahan)	41° 05' 08.70''N 43° 17' 38.16''E	21 May, 28 Jul., 16 Sep.	2	0.021	1977	lake, permanent
22	Diyadin Davud Thermal (Ağrı)	39° 29' 30.58''N 43° 39' 06.81''E	26 May, 23 Jul., 13 Sep.	-	-	1973	stream (thermal), permanent
23	Diyadin Bridge Thermal (Ağrı)	39° 29' 04.45''N 43° 38' 56.05''E	26 May, 23 Jul., 13 Sep.	-	-	1934	stream (thermal), permanent
24	Diyadin Snaky Thermal (Ağrı)	39° 28' 35.41''N 43° 39' 21.64''E	26 May, 23 Jul., 13 Sep.	-	-	1955	stream (thermal), permanent
25	Eksisu (Erzincan)	39° 43' 57.51''N 39° 36' 56.47''E	20 May, 1 Aug., 13 Sep.	1.5	395.44	1152	marsh, permanent
26	Kırkpınar Snaky Thermal (Bayburt)	40° 16' 25.00''N 39° 58' 27.06''E	26 May, 31 Jul., 16 Sep.	-	-	1623	stream, permanent
27	Otlukbeli Lake (Erzincan)	40° 00' 42.79''N 39° 58' 36.43''E	31 Jul., 13 Sep.	18	0.65	1855	lake, permanent
28	Sarıkamış Forests (Kars)	40° 25' 11.18''N 42° 27' 12.93''E	21 May, 27 Jul., 16 Sep.	-	-	2305	stream, permanent
29	Tortum Waterfall (Erzurum)	40° 39' 41.80''N 41° 40' 06.66''E	18 May, 29 Jul., 15 Sep.	-	-	1020	river, permanent
30	Aras River Bird Paradise (İğdir)	40° 07' 02.57''N 43° 34' 46.31''E	20 May, 27 Jul., 13 Sep.	1.60	1.56	978	marsh, temporary
31	Floating Island (Bingöl)	38° 57' 30.19''N 40° 56' 25.57''E	25 May, 24 Jul.	50	0.06	1358	lake, permanent

Results

We identified 23 taxa, of which 15 belonged to the family Cyclopidae, 4 species to the Canthocamptidae, 3 species to the Diaptomidae and one species to the Ameiridae. List

of the species with the locality information are shown in Table 2.

Eucyclops serrulatus occurred most frequently (13 sites) followed by *Arctodiaptomus acutilobatus* (8 sites) and *Cyclops* sp. (6 sites).

Table 2. Species and distribution areas

COPEPODA	Localities
Cyclopidae	
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	6, 16, 17
<i>Cyclops</i> sp.	11, 12, 14, 18, 21, 29
<i>Cyclops furcifer</i> Claus, 1857	12
<i>Cyclops bohater</i> Kozminski, 1933	31
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	31
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	16, 17
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	16
<i>Diacyclops</i> sp.	4, 16, 26
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	3, 6, 7, 12, 14, 15, 16, 17, 21, 25, 26, 27, 30
<i>Eucyclops</i> sp.	12, 25
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	1, 12, 25
<i>Megacyclus viridis</i> (Jurine, 1820)	4, 7, 16, 26, 27
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	28
<i>Paracyclus fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	25
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fischer, 1860)	12, 18, 26, 29
Diaptomidae	
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i> (Wierzejski, 1887)	4, 14, 21
<i>Arctodiaptomus acutilobatus</i> (Sars, 1903)	6, 11, 12, 14, 15, 17, 21, 29
<i>Arctodiaptomus (M.) toni</i> Brehm, 1937	4, 17
Canthocamptidae	
<i>Attheyella crassa</i> (Sars, 1863)	3, 15, 21, 25
<i>Bryocamptus minutus</i> (Claus, 1863)	14, 15, 21
<i>Bryocamptus zschokkei</i> (Schmeil, 1893)	13, 28
<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jurine, 1820)	12
Ameiridae	
<i>Nitokra hibernica</i> (Brady, 1880)	29

On the other hand, *Cyclops furcifer*, *C. bohater*, *C. vicinus*, *Diacyclops bisetosus*, *Microcyclus rubellus*, *Paracyclus fimbriatus*, *Canthocamptus staphylinus* and *Nitokra hibernica* were found in only one location.

The most species were identified in Aygır Lake (12th station) (8 species), followed by Kuyucuk Lake (16st station) and Akçakale Peninsula (21th station) with 6 species, and Çıldır Lake (14th station) with 5 species.

Copepod species has never been found in Diyadin Basalt Canyon (2th station), Tubulğu Trees Stream (5th station), Erzurum Swamps (8th station), Erzurum Geological Formations Lakes (9th station), Keşiş Mountains Lakes (10th station), Big Çermik Stream (19th station), Little Çermik Stream (20th station), Diyadin Davud Thermal (22th station), Diyadin Bridge Thermal (23th station) and Diyadin Snaky Thermal (24th station).

***Arctodiaptomus (Mesodiaptomus) toni* Brehm, 1937**

Putka - Gölbaşı Lake (Ardahan), 41° 07' 48.94''N, 42° 46' 03.46''E, 1921 m a.s.l., surface area 37.09 ha, max. depth 1.6 m, sampling dates 22 May 2015, 29 Jul. 2015, 12 Sep. 2015.

Lavaş Lake (Kars), 40° 56' 05.88''N 43° 15' 48.11''E, 1980 m a.s.l., surface area 104 ha, max. depth 19-20 m, sampling dates 28 Jul. 2015, 21 May 2015, 15 Sep. 2015.

Female: Body length (including caudal seta) was measured in nine specimens and ranged 2.23 mm and 2.74 mm, with an average of 2.57 mm; Pedigers 4 and 5 (Figs 2A, B) incompletely fused with suture visible laterally. Lateral wings of fifth pediger fairly large, only slightly elongate and asymmetrical (Fig. 2A), left wing longer than right one, both bearing 2 strong and 2 small spinules (Figs 2B, C, G, J); as that is typical of this species, fourth pediger with a lobe on right side (Figs. 2H, C). Rostrum bifid, with paired rostral spines, about 35 µm in length (Fig. 2D).

Genital somite asymmetrical and not dilated; both lateral spines of the somite minute; left spine directed distally (Fig. 2H). Second urosomite dilated at right distal corner. Caudal rami symmetrical, slender, and almost two times longer than wide, densely hairy on inner margin and with 3-4 hair-like setae on outer margin (Fig. 2F). Caudal setae symmetrical, medium-sized, already in length and biserially plumose, all plumose and more slender than rest; anterolateral accessory seta absent (Fig. 2F). Colouration light orange. Second endopodal article of leg 2 bearing hyaline lappet (Schmeil's organ).

Antennules reaching the end of caudal rami, aesthetascs directed postero-laterally. Antennules symmetrical, each 25-segmented; segmentation pattern and armature formula as follows: segment 1, 1 seta + aesthetasc (ae); segment 2, 3 seta + ae; segment 3, 1 seta + ae; segment 4, 1 seta; segment 5, 1 seta + ae; segment 6, 1 seta; segment 7, 1 seta + ae; segment 8, 2 setae; segment 9, 2 setae + ae; segment 10, 1 seta; segment 11, 2 setae; segment 12, 2 setae + ae; segment 13, 2 setae; segment 14, 1 seta + ae; segment 15, 1 seta; segment 16, 1 seta+ ae; segments

17 and 18, 1 seta each; segment 19, 1 seta+ ae; segments 20 and 21, 1 seta each; segments 22 to 24, 2 setae each; segment 25, 5 setae + ae. Seta of first segment of antennule about 40 µm long, extending to midlength of segment 13 (Fig. 2K).

Leg 5: First exopodite-segment elongate, being approximately 2-3 times as long as wide. Terminal claw long, slim and slightly folded at its end. Inner top spine on third exopodite-segment very strong and reaching beyond mid-inner margin of terminal claw. Endopodite indistinctly two segmented. Reaching somewhat beyond mid-inner edge of first exopodite-segment; apex round and armed apically only with hairs (Fig. 2E).

Male: Body length (including caudal seta) was measured in six specimens and ranged 2.05 mm and 2.36 mm, with an average of 2.20 mm; Lateral wings of fifth pediger narrow and asymmetrical, left wing shorter than right, both bearing 2 slight spinules (Figs. 3A, B). Rostrum slightly longer than in female, bifid (Fig. 3G), with paired medium-sized rostral spines, about 40 µm in length. Left antennule composed of 25 segments, armature as in female. Right antennule geniculated, consisting of 22 segments. Geniculation between segments 18 and 19. Segments 8, 10, 11, 12, 13, 14 with spinous each; Spine on segment 14 strong and long (arrow f); spinous on segments 8, 10 and 11 small (arrow a, b, c); spinous on segment 13 very large (Fig. 3D, arrow e). Male right antennule segmentation pattern and armature formula as follows: segment 1, 1 seta + aesthetasc (ae); segment 2, 3 setae +ae; segment 3, 1 seta + ae; segment 4, 1 seta; segment 5, 1 seta+ae; segment 6, 1 seta; segment 7, 1 seta; segment 8, 1 seta+1 spine; segment 9, 1 seta + ae; segment 10, 1 seta+1 spine; segment 11, 1 seta+1 spine; segment 12, 1 seta+1 spine +ae; segment 13, 1 seta+1 spine + ae; segment 14, 2 setae+1 spine+ ae; segment 15, 2 setae+1 spine+ae; segment 16, 2 setae+ae; segment 17, 1 seta; segment 18, 0; segment 19, 1 seta+1 spine; segment 20, 2 seta; segment 21, 2 seta; segment 22, 5 seta+ae. Segments 17 and 18 with hyaline process on dorsal margin (Fig. 3D). The two setae on the lateral margin on segment 20 absent (Fig. 3D, arrow a, b). Genital somite asymmetrical and with fine sensory seta on right side. Caudal rami symmetrical, slender, and almost two times longer than wide, densely hairy on inner margin and with 2-3 hair-like setae on outer margin (Fig. 3C). Caudal setae symmetrical and biserially plumose, anterolateral accessory seta absent (Fig. 3C). Second endopodal article of leg 2 bearing hyaline lappet such as female (Schmeil's organ).

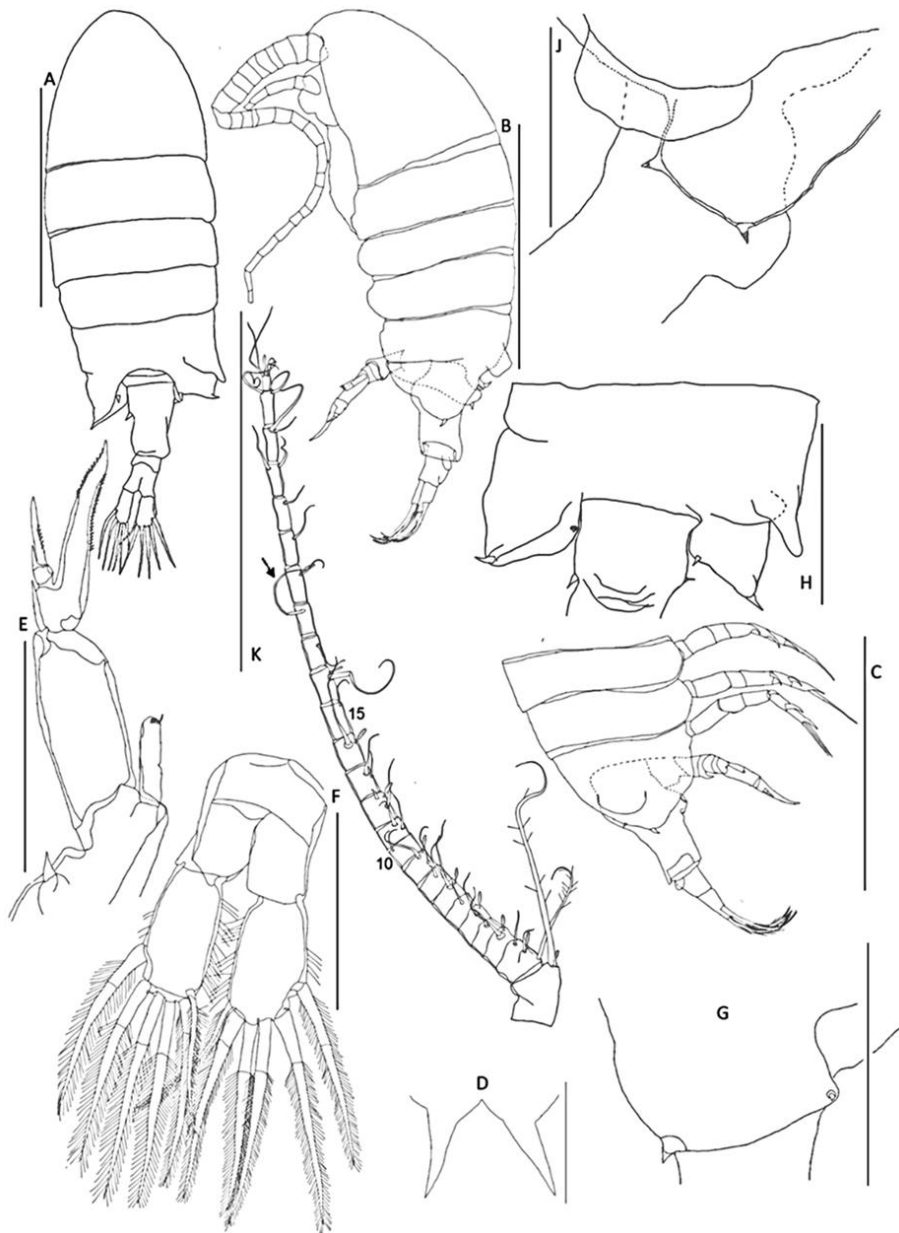


Figure 2. *Arctodiaptomus (M.) toni* Female. A) Habitus, dorsal; B) habitus, lateral; C) pediger 2-5 and urosome, lateral; D) rostrum; E) fifth leg; F) caudal rami and anal somite, dorsal; G) wing of pediger 5, left; H) wings of pediger 4 and 5; I) wing of pediger 5, right; K) antennule. Scale bars: A, B, C, K 1000 μm ; D 50 μm ; E, F 200 μm ; G, H, I 250 μm .

Right leg 5: Coxal spine small. Basipodite long and thick, hyaline membrane on inner edge small ear-like, and sensory seta present on outer distal corner (Fig. 3F). Exopodite 1 narrow and very short, small hyaline process not close base of lateral spine shown in Fig 3F outer distal corner produced into moderate spinous process. Small hyaline process of right first exopodite segment not close base of lateral spine. The second exopodite segment of the right P5 elongate. Lateral spine quite proximal in position, slender, bent and longer than the segment. Endopodite short, slender, somewhat bent and armed apically only with hairs. Terminal

claw long, curved, slender, finely denticulate, with recurved tip.

Basipodite of left P5 with rounded ear-like hyaline membrane on inner edge. Exopodite 2-segmented, with medium-sized first segment, and short, almost round, second segment, both lined with hairy cushions on inner side. Second segment ending in 2 projections of different length (internal longer): external, blunt, finger-like projection, lined with 1 inner row of small spines and internal, more pointed projection, lined with 1 rows of small spines, tapering distally (Fig. 3F). Endopodite 1-segmented, with minute hyaline membrane at inner distal corner

slightly tapering, apically ornamented with oblique hairs.

According to Borutsky et al. (1991), this species is similar to *A. lobulifer* in the texture of fourth and fifth pedigers and the genital double somite and in the armature of legs 5. The females differ in the delated right side of urosome somite 2 and in the presence of a small cuticular outgrowth in the proximal part of

the basis of the right leg 5 and in the undilated proximal part of the inner apical process of second exopodite-segment of left leg 5. (Reddy 1994).

Occurrence. Freshwater species, the valley Taler at an altitude of 2100 m in the Elburz mountains, Iran and the Lavaş Lake (Kars) and Putka - Gölbaşı Lake (Ardahan) at an altitude of 1980 m, 1921 m respectively in Eastern Turkey (Table 2).

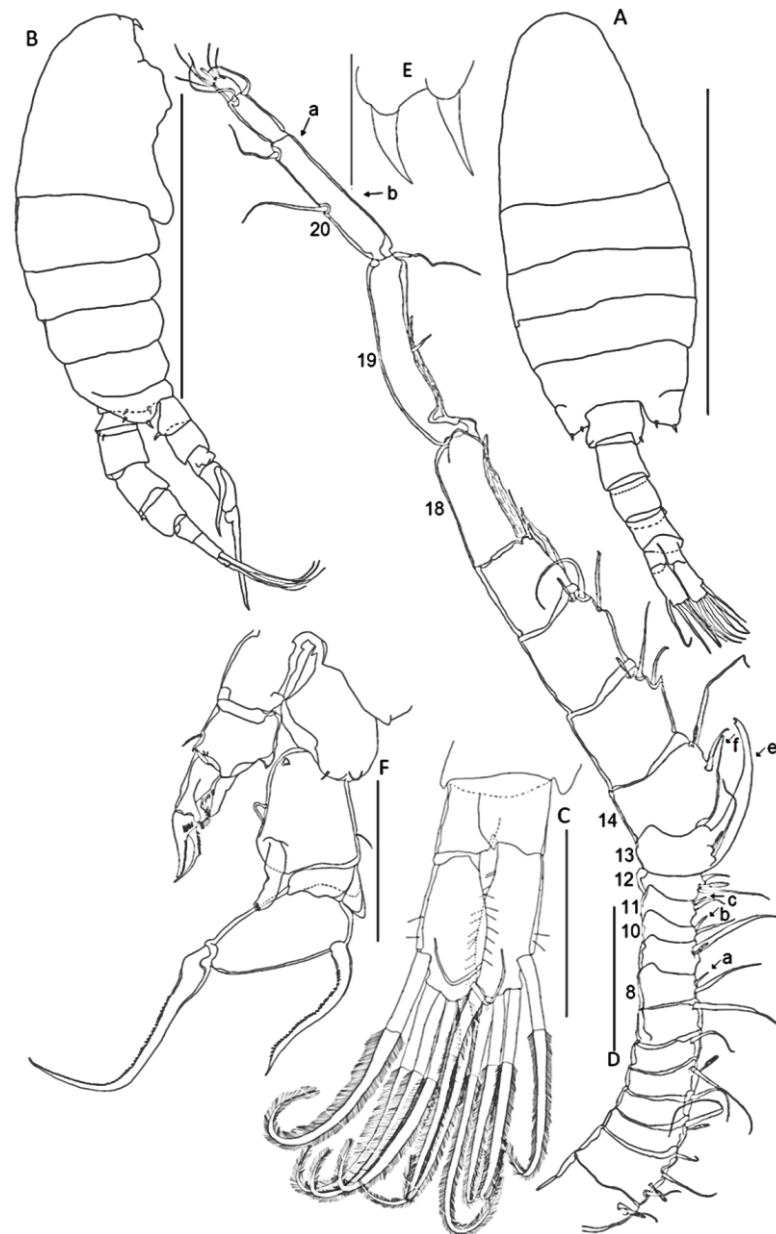


Figure 3. *Arctodiaptomus (M.) toni*, male. A) Habitus, dorsal; B) habitus, lateral; C) caudal rami and anal somite, dorsal; D) right antennule; E) rostrum; F), fifth leg, posterior. Scale bars: A, B 1000 μm ; C, D, F 200 μm ; E 50 μm .

Discussion

The Turkish copepod fauna is rich in Calanoida, especially in the genus *Arctodiaptomus*. Among the species of the genus *Arctodiaptomus*, *A. belgrati* Mann, 1940, *A. byzantinus* Mann, 1940, *A. osmanus* Kiefer, 1974, *A. pectinicornis* (Wierzejski, 1887), *A. similis* (Baird, 1859), *A. spectabilis* Mann, 1940, *A. stephanidesi bulgaricus* (Kiefer, 1971), *A. wierzejskii* (Richard, 1888), *A. (Rhabdodiaptomus) acutilobatus* (Sars, 1903), *A. (Rh.) alpinus* (Imhof, 1885), *A. (Rh.) bacillifer* (Koelbel, 1885), *A. (Rh.) bacillifer propior* Kiefer, 1952, *A. (Rh.) burduricus* Kiefer, 1939, *A. (Rh.) centetes* (Brehm, 1938), *A. (Rh.) niethammeri* (Mann, 1940), *A. (Rh.) salinus* (Daday, 1885), *A. (Rh.) spinosus* (Daday, 1891) are widely spread in Turkey (Ustaoğlu 2004, 2015). With *A. toni*, the species number of *Arctodiaptomus* increased to 18 in Turkey.

Some copepods we found in this study (*Cyclops vicinus*, *C. furcifer*, *Diacyclops bicuspidatus*, *D. bisetosus*, *Eucyclops serrulatus*, *Macrocyclus albidus*, *Microcyclus rubellus*, *Paracyclops fimbriatus*, *Tropocyclops prasinus*, *Acanthodiaptomus denticornis*, *Attheyella crassa*, *Bryocamptus minutus*, *B. zschokkei*, *Canthocamptus staphylinus*, *Nitokra hibernica*) are widespread (Einsle 1963; Strayer 1985; Särkkä 1987; Maier 1990; Kurashov and Gorichenskiy 1992; Einsle 1996; Karayutug 1999; Ramdani et al. 2001; Lesko et al. 2003; Alekseev et al. 2006; Dussart and Defaye 2006), and Taxonomic revisions by Mirabdullayev and Defaye, 2002, 2004 and Hołyńska and Dimante-Deimantovica, 2016 showed that: *Cyclops bohater* likely is a boreomontane European species; and *Acanthocyclops robustus* is likely restricted to northern Europe (many previous records of *A. robustus* in Europe and Asia in fact refer to *A. trajani* Mirabdullayev and Defaye 2002). *Megacyclops viridis* lives in water bodies of all sizes, temporary ponds and in the littoral and sublittoral regions of lakes. It has a scattered and relatively limited distribution and occurs from sea level to 1396 m a.s.l. On the other hand, all species in the study were found in many studies in Turkey (Ustaoğlu 2004, 2015).

In the study, copepod was not found in some wetlands. Since detailed zooplankton study was not performed before, we cannot discuss why there is no copepod. These regions are; Erzurum Marshes (8th station) are fed by underground seepage water. The fact that the water is generally dark in color and the high amount of suspended solids suggest that the organic matter content is high. Erzurum Geological Formations Lakes (9th station) is in a volcanic area, consisting of temporary ponds, Keşiş Mountains Lakes (10th station) is a small dam, built for irrigation purposes, and there are small settlements around it

and agricultural activities are carried out. Although everything seems to be normal for the existence of copepod, it is quite difficult to interpret why the copepod does not exist in stations 8, 9, 10. The domestic wastes of the nearby settlements are discharged to both of Diyadin Basalt Canyon (2nd station) and Tubulğu Trees Stream (5th station). Little Çermik Stream (20th station), Big Çermik Stream (19th station), Diyadin Davud Thermal (22th station), Diyadin Bridge Thermal (23th station) and Diyadin Snaky Thermal (24th station) consist of hot spring water (39-45 °C). The content of domestic wastes and thermal waters are generally not suitable for the survival of planktonic organisms since they contain abundant organic matter and high bicarbonate, chloride, sulphate, calcium, and carbon dioxide gas. The characteristics of stations 2, 5, 19, 20, 22, 23, 24 partly explain why there were no copepods here.

Reddy (1994) reported that *A. toni* was first found in the swamp fed by rain water in the Elburz mountains at an altitude of 2100 m in Iran. Where the species is located in our country; Putka - Gölbaşı Lake (1921 m a.s.l) is covered with dense reeds and dystrophic lake. It is a semi-swamp lake with a small lake pit and its waters are yellow brown. Lavaş Lake (1980 m a.s.l) is composed of cold and clean water fed by spring waters and small rivers. Especially in summer, when the lake waters are low, there are marshes formed by large meadows around it. The lake is covered with reeds and plants, and has a mesotrophic character. It is seen that there are important similarities between the place where the species was first found and the places where it was located in Turkey.

In view of all this, it can be said that *Arctodiaptomus (M) toni* prefers high altitude, plant marsh environments as a habitat.

References

- Alekseev V, Dumont H, Pensaert J, Baribwegure D, Vanfleteren J. 2006. A redescription of *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851) (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) and some related taxa, with a phylogeny of the *E. serrulatus*-group. *Zoologica Scripta*, 35(2): 123-147.
doi: 10.1111/j.1463-6409.2006.00223.x
- Bekleyen A, Taş B. 2008. Zooplankton Fauna of Çernek Lake (Samsun). *Ekoloji*, 17, 67: 4-30.
doi: 10.5053/ekoloji.2008.674
- Borutsky EV. 1964. Freshwater Harpacticoida: Fauna of U.S.S.R. (Crustacea), Vol. 3. Jerusalem, Israel: Israel Program for Scientific Translations, 607 p.
- Borutsky EV, Stepanova LA, Kos MS. 1991. Key of freshwater Calanoida of the USSR: [Book in Russian]. Nauka: 504 p.

- Boxshall GA, Defaye D. 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1): 195–207.
doi: [10.1007/s10750-007-9014-4](https://doi.org/10.1007/s10750-007-9014-4)
- Boxshall GA, Halsey SH. 2004. An Introduction to Copepod Diversity: Part I and II. The Ray Society, 966 p.
- Bulut H, Saler S. 2014. A Checklist for Zooplankton of Eastern and Southeastern Anatolia Regions (Turkey). *Düzce University Journal of Science & Technology*, 2: 36–47.
- Damian-Georgescu A. 1970. Fauna Republicii Socialiste Romania, Crustacea: Vol. IV. Fasc. 11. Copepoda, Harpacticoida. Ed. Acad. R.P.R. Bucuresti, 249 p.
- Dussart BH. 1969. Les Copepodes des Eaux Continentales d'Europe Occidentale Tale II: Cyclopoides et Biologie. N.Boubee et Cie, Paris, 292 p.
- Dussart BH, Defaye D. 1983. Répertoire mondial des Crustacés Copepodes des eaux intérieures: I. Calanoides. CNRS, Paris, 224 p.
- Dussart BH, Defaye D. 2001. Introduction to the Copepoda: Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, Dumont, H.J. (ed.), Backhuys Publishers Leiden The Netherlands, 344 p.
- Dussart BH, Defaye D. 2006. World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Waters: II-Cyclopiformes. Backhuys Publishers, Leiden. 354 p.
- Dürbaum J, Künnemann T. 1997. Biology of Copepods: An Introduction: Carl von Ossietzky University of Oldenburg, 47 p.
- Einsle UK. 1963. Untersuchungen über die Variabilität von *Cyclop furcifer* Claus, 1857, *Crustaceana* 5(3): 193–204.
doi: [10.1163/156854063X00129](https://doi.org/10.1163/156854063X00129)
- Einsle UK. 1996. *Cyclops heberti* n.sp. and *Cyclops singularis* n.sp., two new species within the genus *Cyclops* (*strenuus*-subgroup) (Crust. Copepoda) from ephemeral ponds in southern Germany. *Hydrobiologia*, 319: 167-177.
doi: [10.1007/BF00013729](https://doi.org/10.1007/BF00013729)
- Holyńska M, Dimante-Deimantovica I. 2016. Redescription and taxonomic notes on *Cyclops bohater* Koźmiński, 1933 and *Cyclops lacustris* G.O. Sars, 1863 (Arthropoda, Crustacea), with an identification key to the *Cyclops* species of Fennoscandinavia. *European Journal of Taxonomy* 212: 1–31.
doi: [10.5852/ejt.2016.212](https://doi.org/10.5852/ejt.2016.212)
- Karaytug S. 1999. Genera *Paracyclops*, *Ochridacyclops* and key to the Eucyclopinae: Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, No. 14. Backhuys Publishers, Leiden. 217 p.
- Kiefer F, Fryer G. 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer: Teil 2. E. Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart. 380 p.
- Kurashov EA, Gorichenskiy AY. 1992. The use of meiobenthic community for indication of ecological state of environment in lakes Ladoga and Onega. A comparative analysis of some methods and approaches. *Russian Journal of Aquatic Ecology*, 1: 125–136.
- Lesko LT, Hudson PL, Reid JW, Chriscinske MA. 2003. Harpacticoid copepods of the Laurentian Great Lakes: Great Lakes Science Center, Ann Arbor, Michigan
- Maier G. 1990. Coexistence of the predatory cyclopoids *Acanthocyclops robustus* (Sars) and *Mesocyclops leuckarti* in a small eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 198(1):185-203.
doi: [10.1007/BF00048634](https://doi.org/10.1007/BF00048634)
- Mirabdullayev IM, Defaye D. 2002. On the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species complex (Copepoda, Cyclopidae). *Acanthocyclops robustus* (G. O. Sars, 1863) and *Acanthocyclops trajani* sp. n. *Selevinia* 1-4: 7-20.
- Mirabdullayev IM, Defaye D. 2004. On the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species complex (Copepoda, Cyclopidae): *Acanthocyclops brevispinosus* and *A. einslei* sp. n. *Vestnik Zoologii*, 38: 27-37.
- Ramdani M, Elkhiati N, Flower RJ, Birks HH, Kraiem MM, Fathi AA, Patrick ST. 2001. Open water zooplankton communities in North African wetland lakes: the CASSARINA Project. *Aquatic Ecology* 35(3-4): 319-333.
doi: [10.1023/A:1011926310469](https://doi.org/10.1023/A:1011926310469)
- Reddy YR. 1994. Copepoda: Calanoida: Diaptomidae. Key to the genera *Heliodiaptomus*, *Allodiaptomus*, *Neodiaptomus*, *Phyllodiaptomus*, *Eodiaptomus*, *Arctodiaptomus* and *Sinodiaptomus*. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Coordinating Ed: HJF Dumont. SPB Academic Publishing, the Netherlands, 221 p.
- Saler S, Aliş N. 2014. Zooplankton of Hancağız Dam Lake (Gaziantep-Turkey). *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 1(1): 36-45.
doi: [10.18331/SFS2014.1.1.4](https://doi.org/10.18331/SFS2014.1.1.4)
- Särkkä J. 1987. Meiobenthos of the profundal depths of Lake Päijänne. Biological Research representative from University of Jyväskylä, 10: 95-104.
- Strayer D. 1985. The benthic micrometazoans of Mirror Lake, New Hampshire. *Archiv für Hydrobiologie*, 72: 287-426.
- Ustaoglu MR. 2004. A Check-list for Zooplankton of Turkish Inland Waters (İzmir, Türkiye), Ege University Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 21(3-4): 191-199.
- Ustaoglu MR. 2015. An updated zooplankton biodiversity of Turkish inland waters. *LimnoFish- Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 1(3): 151-159.
doi: [10.17216/LimnoFish-5000151941](https://doi.org/10.17216/LimnoFish-5000151941)
- Williamson CE. 1991. Copepoda: Pp. 787-822 in J.H. Thorp and A.P. Covich, eds. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, Inc., San Diego, California. 911 p.
- Williamson CE, Reid JW. 2001. Copepoda: J. H. Thorp and A. P. Covich, eds. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 2nd Edition. Academic Press, New York 954 p.



Akşehir (Konya) Ovası Yeraltısuyu Kalitesi ve Kullanılabilirliğinin Belirlenmesi

Şehnaz ŞENER^{1*}, Simge VAROL¹, Erhan ŞENER²

¹Süleyman Demirel Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Jeoloji Mühendisliği Bölümü, Isparta, Türkiye

²Süleyman Demirel Üniversitesi, Uzaktan Algılama Arş. Uygulama Merkezi, Isparta, Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada Akşehir Gölü havzasının içerisinde yer alan Akşehir ovasının en önemli su kaynağı olan ve aynı zamanda Akşehir Gölü'nü de besleyen yeraltısularının kalitesi ve kullanılabilirliği belirlenmeye çalışılmıştır. Yeraltısularından alınan 31 örnek üzerinde fizikokimyasal analizler yanısıra ağır metal ve nitrat analizleri yapılmıştır. Çalışma alanındaki baskın su türleri Ca-Mg-HCO₃ ve Ca-HCO₃'tür. Schoeller içilebilirlik diyagramına göre yeraltısuları EC parametresi açısından "**kötü kalite-çok iyi kaliteli sular**" sınıfı aralığında, diğer parametreler açısından "**orta kaliteli-çok iyi kaliteli sular**" sınıfında yer almaktadır. Ayrıca yeraltısuları ağır metal ve nitrat konsantrasyonları bakımından içme suyu olarak kullanıma uygun değildir. S24, S25 ve S29 nolu örnekler ABD Tuzluluk laboratuvarı ve Wilcox diyagramlarına göre sulama suyu olarak kullanıma "**uygun değil**" şeklindedir. PI değerlerine göre çalışma alanındaki örneklerin %80,69'u sulama suyuna "**uygun**" bulunmuştur. Sodyum yüzdesine göre numunelerin %3,22'si (S24) çalışma alanında "**Şüpheli sulama suyu**" sınıfındadır. MH ve RSC değerlerine göre ise tüm su örneklerinin sulama suyu olarak kullanıma "**uygun**" olduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak bölgede yeraltısularının kalitesine etki eden en önemli faktörler jeojenik olduğu kadar tarımsal faaliyetlere bağlı antropojenik kirlenmedir.

Anahtar kelimeler: Yeraltısuyu, yeraltısuyu kalitesi, sulama suyu, içme suyu, Akşehir ovası

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 31.01.2021

Düzeltilme : 17.04.2021

Kabul : 25.04.2021

Yayın : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.871731

* SORUMLU YAZAR

sehnazsener@sdu.edu.tr

Tel : +90 246 211 13 24

Fax : +90 246 237 08 59

Determination of Groundwater Quality and Usability of Akşehir (Konya) Plain

Abstract: In this study, the quality and usability of groundwater, which is the most crucial water source in Akşehir Lake basin and also recharging the Akşehir Lake, were determined. Thirty-one samples were taken from groundwater, and physicochemical, heavy metal and nitrate analyses were performed. The dominant water types were Ca-Mg-HCO₃ and Ca-HCO₃. According to the Schoeller diagram, groundwater was in the "**poor quality-very good quality waters**" class in terms of EC parameters and the "**middle quality-very good quality waters**" class in terms of other parameters. In addition, groundwater was not suitable for drinking water in heavy metal and nitrate concentrations. S24, S25 and S29 samples were found not suitable for use as irrigation water according to the USA Salinity laboratory and Wilcox diagrams. According to the PI values, 80.69% of the samples were "**suitable**" for irrigation water. According to the sodium percentage, 3.22% (S24) of the samples were in the "**Suspicious irrigation water**" class. According to the MH and RSC values, all water samples were determined to be "**suitable**" for irrigation water. As a result, the most critical factors affecting the quality of groundwater in the region were geogenic and anthropogenic pollution due to agricultural activities.

Keywords: Groundwater, groundwater quality, irrigation water, drinking water, Akşehir plain

Alıntılama

Şener Ş, Varol S, Şener E. 2022. Akşehir (Konya) Ovası Yeraltısuyu Kalitesi ve Kullanılabilirliğinin Belirlenmesi LimnoFish. 8(1): 80-91.

doi: 10.17216/LimnoFish.871731

Giriş

Çevre kirliliği, ülkelerin sürdürülebilir kalkınmasının önündeki en önemli engellerden biridir. Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de su; son derece değerli, ekonomik ve stratejik bir doğal kaynaktır. Yeraltısuyu, kirleticilerden etkilenmesi daha zor olduğu için içme suyu olarak özellikle tercih edilmektedir (Babiker vd. 2007; Arya vd. 2012; Şener vd. 2019; Varol ve Köse 2020; Şener ve Şener

2020). Bu nedenle, dünyadaki içme suyunun yaklaşık yarısı yeraltısuyu akiferlerinden alınmaktadır (Li vd. 2018). Bununla birlikte, yeraltısuyu kalitesi ve kimyası hem doğal süreçlerle (hava koşulları ve toprak erozyonu) hem de antropojenik girdilerle (tarımsal faaliyetler, belediye ve endüstriyel atık su deşarjı, katı atıklar vb.) kontrol edilmektedir (Varol ve Davraz 2014; Kazi vd. 2009; Mutlu ve Verep 2018).

Yeraltısuyunun kalitesi, yeraltının herhangi bir noktasında yeraltısuyu akış yolu boyunca birçok işlemin birleşik etkisini yansıtmaktadır. Normal koşullar altında, yeraltısuyu kimyasının mevsimsel ve mekansal değişiklikleri, çevredeki jeokimyasal süreçleri belirlemektedir. Bu jeokimyasal süreçleri etkileyen faktörleri jeojenik ve antropojenik olmak üzere ikiye ayırmak mümkündür. Jeojenik faktörler jeolojik, hidrolojik ve hidrojeolojik koşullarla ilişkilidir. Yeraltısularının kimyasını ve kalitesini değiştiren antropojenik faktörler evsel, sulama ve endüstriyel kullanımların bir sonucudur (Varol ve Şekerci 2018). Bu nedenle, yeraltısuyu kalitesinin bozulması içme, evsel, tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerde kullanımını etkilemekte ve sınırlandırmaktadır. Bugün, dünya genelindeki hastalıkların neredeyse %80'i ve gelişmekte olan ülkelerdeki ölümlerin üçte biri kirli veya bozulmuş içme suyundan kaynaklanmaktadır (WHO 2004). Bu nedenle suyun güvenli kullanımı açısından yeraltısuyu kalitesinin belirlenmesi son derece önemlidir.

Bu çalışmada, Akşehir ovası yeraltısuyunun su kalitesi ve kullanılabilirliği araştırılmıştır. Buna bağlı olarak makalenin temel amacı, çalışma alanında bulunan yerleşim yerlerinde içme, kullanma ve sulama suyu olarak kullanılan veya kullanılacak yeraltısuyunun kalitesini belirlemektir. Varol (2021) tarafından bölgedeki su kaynaklarının sağlık risk değerlendirmesi yapılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, yeraltı sularındaki arsenik seviyeleri hem yetişkinler hem de çocuklar için kabul edilemez kanserojen ve kanserojen olmayan sağlık riski oluşturmaktadır. Ancak diğer su kalite parametrelerine ait bir araştırma bulunmamaktadır. Bu nedenle, çalışmanın sonuçları, bölgedeki su kaynaklarının sürdürülebilir yönetimi ile kalitesi ve kullanılabilirliği açısından da önemlidir. Kalitesi bilinen yeraltısularının doğru kullanım alanlarında efektif kullanımı ile çalışma alanındaki yeraltısuyunun sürdürülebilirliği sağlanacaktır.

Materyal ve Metot

Çalışma Alanı

Akşehir ilçesi, Konya ilinin kuzeybatısında, Türkiye'nin İç Anadolu Bölgesi'nde yer almaktadır (Şekil 1). Akşehir Gölü, Akşehir ilçesinin kuzeyinde yer alır. İlçenin yüzölçümü 955 km² ve deniz seviyesinden 1050 m yüksekliktedir.

Bölgede karasal iklim hakimdir. Ayrıca İç Anadolu ve İç Batı Anadolu iklimleri de görülür. Yazlar sıcak ve kurak, kışlar soğuk ve yağışlıdır. Yıllık yağış 546 mm ve yıllık toplam potansiyel buharlaşma 690,5 mm'dir. Çalışma alanının güneyinde ve güneybatısında bulunan Sultan Dağları

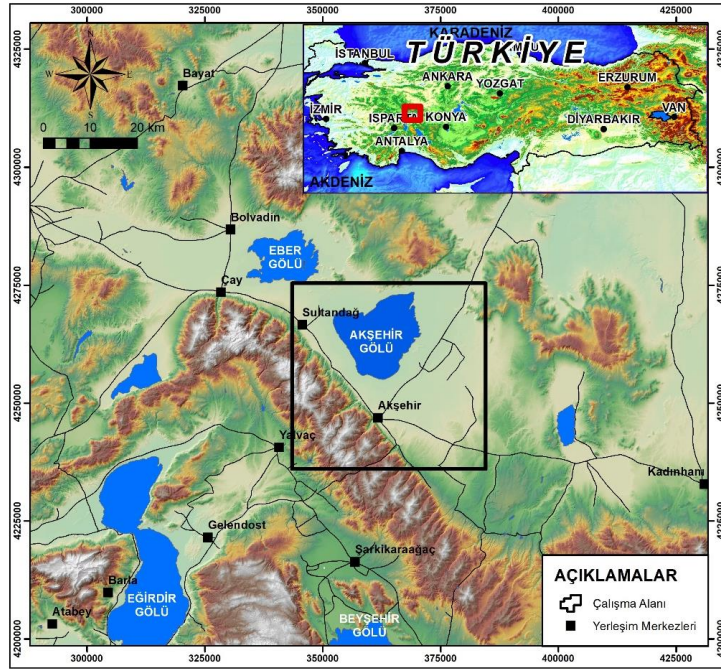
ve kuzeyindeki Akşehir Gölü bölgenin morfolojik yapısını oluşturur.

Akşehir Gölü maksimum 6000-7000 ha yüzey alanına ve 1 m derinliğe sahiptir. Göl, deniz seviyesinden 953,50 m yüksekliktedir. Çalışma alanındaki tüm yüzey suları Akşehir Gölü'ne deşarj edilmektedir. Akşehir Gölü, bölgedeki tarım alanlarının sulanması için kullanılmaktadır. Bölgede tarım faaliyetleri çok yaygındır ve toplam sulama alanı 115,8 km²'dir. Ayrıca çalışma alanında evsel, endüstriyel ve tarımsal kullanımlar için ana su kaynağı yeraltı suyudur.

Jeoloji Ve Hidrojeoloji

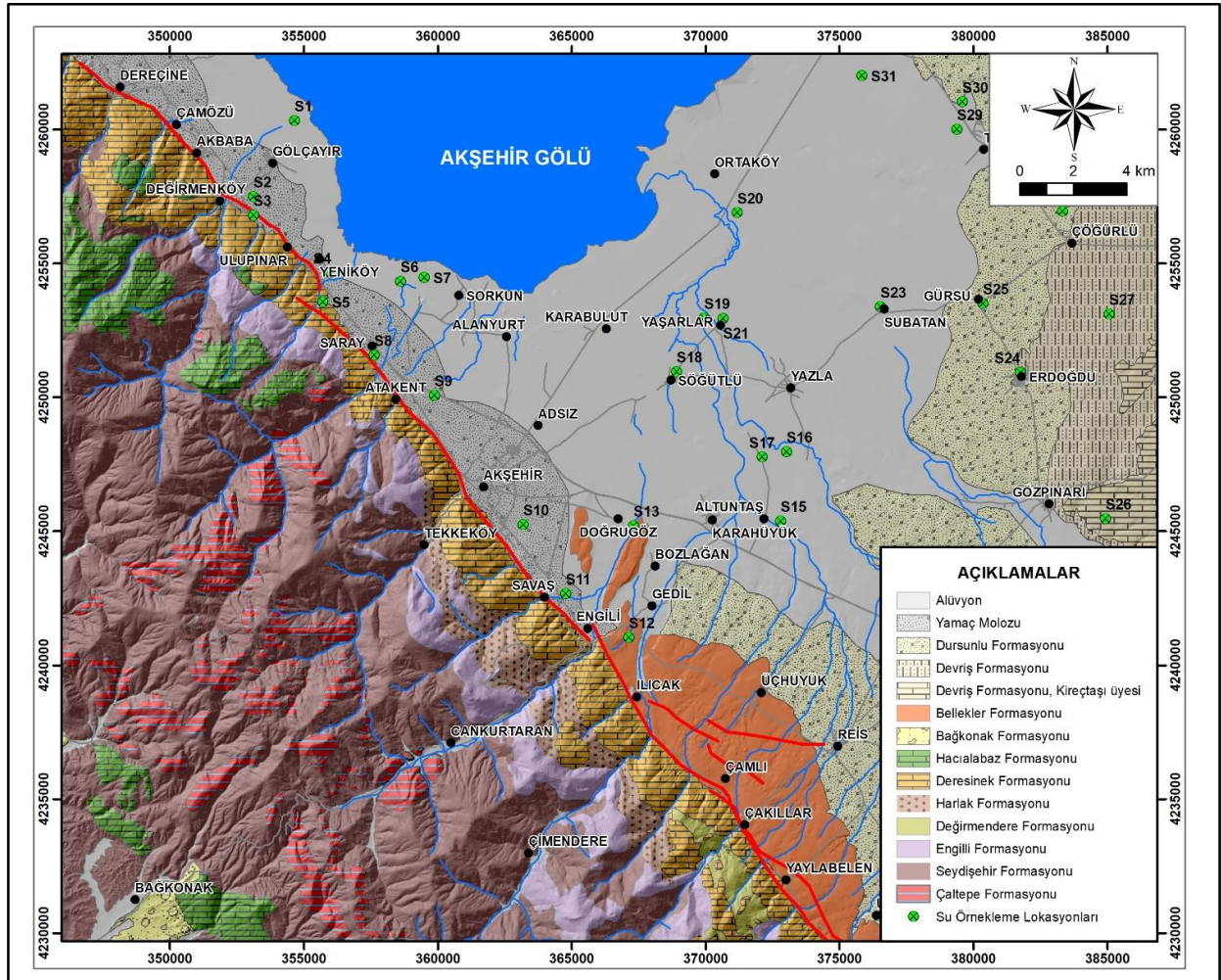
Çalışma alanı, Türkiye'nin başlıca tektonik yapıları olan Isparta açısının kuzeyinde yer almaktadır. Çalışma alanında farklı yaşlara sahip birkaç jeolojik birim haritalanmış ve jeolojik harita Şekil 2' de verilmiştir. Çalışma alanında otokton konumlu litolojik birimler görülmektedir. Kambriyen yaşlı Çaltepe formasyonu, rekristalize kireçtaşı, dolomit ve yumrulu kireçtaşından oluşur. Harlak, Değirmendere, Engilli ve Seydişehir formasyonları çalışma alanındaki metamorfik birimlerdir. Bu oluşumlar genellikle kuvarsit, şist, metakumtaşı, metasilttaşı ve kalker / dolomit gibi litolojik birimlerden oluşur. Deresine, Hacıalabaz, Loras ve Derviş Formasyonu, Kireçtaşı üyesi kireçtaşı, dolomit ve rekristalize kireçtaşı gibi karbonatlı kayalardan oluşmaktadır. Deresine formasyonu Permiyen yaşlı iken, Hacıalabaz formasyonunun yaşı Jura-Kretase olarak verilmektedir (Umut 2009a, 2009b). Miyosen yaşlı Bağkonak ve Bellekler formasyonları, konglomera, kumtaşı, çamurtaşı, kilttaşından oluşan neo-otokton örtü kayalarıdır. Derviş formasyonu marn, kilttaşı, kalkerden oluşur. Oluşumda ince turba katkı maddeleri ve tuf ara tabakaları görülmektedir. Dursunlu formasyonu genel olarak kil, marn, kumtaşı ve çakıllardan oluşmakta ve yer yer linyit içermektedir. Derviş ve Dursunlu formasyonlarının yaşları sırasıyla Üst Miyosen-Pliyosen ve Pliyosen-Kuvaterner'dir. Şev molozu kil, silt, kum, çakıl ve blok boyutlu malzemelerden oluşmaktadır. Kuvaterner yaşlı alüvyon genellikle ovada izlenir. Birim kil, silt, kum, çakıl ve blok boyutlu malzemelerden oluşmaktadır (Umut 2009a, 2009b).

Çalışma alanının hidrojeolojik özelliklerini belirlemek için her bir litolojik birim akifer kapasitesine göre değerlendirilmiş ve geçirimsiz (akifer), yarı geçirimli (akitard), geçirimli-1 (taneli akifer) ve geçirimli-2 (karstik akifer) olmak üzere dört grup tanımlanmıştır. Yeraltısuyu açısından en önemli akifer birimi, alüvyon ve yamaç molozlarından oluşan taneli akiferdir.



Şekil 1. Çalışma alanı yer bulduru haritası

Figure 1. Study area location map



Şekil 2. Çalışma alanı jeoloji ve örnekleme lokasyon haritası

Figure 2. Study area geology and sampling location map

Alüvyon alanı yaklaşık 720,3 km²'dir. Bölgede alüvyon birim üzerinde yeraltısuyu kuyuları açılmış olup, yeraltısuyu ağırlıklı olarak alüvyondan alınmaktadır. Yeraltısuyu potansiyelinin önemli bir bölümünü depolayan sedimanların kalınlığı ovada 300 m'den fazladır.

Örnek Toplama Ve Analiz Yöntemleri

Çalışma alanından Ekim 2018'de 31 yeraltısuyu örneği toplanmış ve örnekleme noktasının koordinatları Magellan eXplorer 600 Manuel Küresel Konumlandırma Sistemine (GPS) yüklenmiştir. Anyon ve katyon analizleri için numune alma noktalarından iki farklı su numunesi alınmıştır. Şişelenmiş suların birine katyon analizi için birkaç damla %0,5 nitrik asit (HNO₃) eklenmiş ve asitliği düşürülmüştür. Diğer şişedeki su numunesi, anyon analizi için asitlenmemiştir. Yeraltısuyu örneklerinin pH, Eh, sıcaklık (T; °C), elektriksel iletkenlik (EC; µS / cm) ve toplam çözünmüş katı madde (TDS; mg / L) değerleri gibi yerinde

ölçüm parametreleri YSI Professional Plus cihaz kullanılarak ölçülmüştür. Ana katyon ve ağır metaller Bureau Veritas Mineral Laboratuvarı'nda (Kanada-ISO 9002 Akredite Şirketi) analiz edilmiş, katyonlar (kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum), indüktif olarak bağlanmış bir plazma kütle spektrometresi (ICP-MS) kullanılarak ölçülmüştür. Süleyman Demirel Üniversitesi (Isparta) Jeotermal Enerji Laboratuvarı Yeraltı Suyu Maden Kaynakları Araştırma Merkezinde bikarbonat, klorür, karbonat ve sülfat analizleri yapılmıştır. CO₃, HCO₃ ve Cl tayini için titrimetrik yöntemler kullanılmış SO₄ baryum sülfat bulanıklık yöntemi ile analiz edilmiştir (Tablo 1). Kimyasal verileri değerlendirmek için AquaChem Yazılımı kullanılmıştır. Haritalarının hazırlanmasında Coğrafi Bilgi Sistemi (CBS) kullanılmıştır. ArcGIS 9.3 yazılımı, Spatial Analyst uzantısı ve ters mesafe ağırlığı (IDW) enterpolasyon yöntemleri kullanılmış ve çalışma alanı bir UTM Zone 35, ED50 verisine eşlenmiştir.

Tablo 1. Çalışmada kullanılan analiz yöntemleri

Table 1. Analysis methods used in the study

Örnek Tipi	Parametreler	Yöntem	Laboratuvar
Yeraltısuyu (Toplam 31 örnek)	Sıcaklık (T/°C), pH, TDS ve Elektriksel İletkenlik (EC)	<i>In situ</i>	<i>In situ</i>
	As, B, Fe, Pb	ICP Kütle spektrometresi	Bureau Veritas Mineral Laboratory (Canada-ISO 9002 Accredited Co.))
	SO ₄ ²⁻	İyon kromatografisi	Süleyman Demirel Üniversitesi (Isparta) Jeotermal Enerji Laboratuvarı Yeraltı Suyu Maden Kaynakları Araştırma Merkezi
	Cl ⁻	Titrimetrik	
	NO ₃ ⁻	İyon kromatografisi	
HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	Titrimetrik		

Bulgular

Yeraltısularının Hidrokimyasal Özellikleri

Yeraltısuyu kalitesi ve kimyasal özellikleri, akifer kayaçların özelliklerine ve antropojenik girdilere bağlıdır. Bu nedenle suyun farklı amaçlara uygunluğunu belirlemek için hidrokimyasal özellikleri ve su kalitesi bilgilerine ihtiyaç duyulmaktadır (Adimalla 2019). Elde edilen analiz sonuçlarına göre yeraltısuyu örneklerinin sıcaklık (°C), pH, EC, Eh, TDS, Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄ ve Cl dahil olmak üzere fizikokimyasal parametreleri

ve ana iyonları Tablo 2'de istatistiksel özetler olarak listelenmiştir.

Su tiplerinin belirlenmesinde Schoeller (1955) ve Piper (1944) sınıflandırmalarından yararlanılmıştır. Schoeller (1955) sınıflamasında yeraltısuları klorür sınıflamasına göre, '*Olağan klorürlü sular*', sülfat sınıflamasına göre, '*Olağan sülfatlı sular ve Oligosülfatlı Sular*' ve karbonat-bikarbonat sınıflamasına göre '*Olağan karbonatlı ve Hipokarbonatlı sular*' sınıflarına girmektedir. Çalışma alanındaki yeraltısularının

hidrojeokimyasal fasiyesi ise, meq/L birimlerinde ana kanyonlar (Ca, Mg, Na ve K) ve anyonlar (HCO₃, SO₄ ve Cl) kullanılarak Piper (1944) 'e göre değerlendirilmiştir. Piper'e (1944) göre, çalışma alanındaki baskın su türleri Ca-Mg-HCO₃ ve Ca-HCO₃'tür (Şekil 3).

Yeraltısularının Kullanım Özellikleri

Çalışma alanındaki yeraltısuları içme, kullanma ve sulama suyu gibi farklı amaçlar için kullanılmaktadır. Bu nedenle bu bölümde yeraltısularının kullanılabilirliği analiz sonuçları, ilgili standartlar ve diyagramlar kullanılarak değerlendirilmiştir.

Yeraltısularının İçilebilirlik Özellikleri

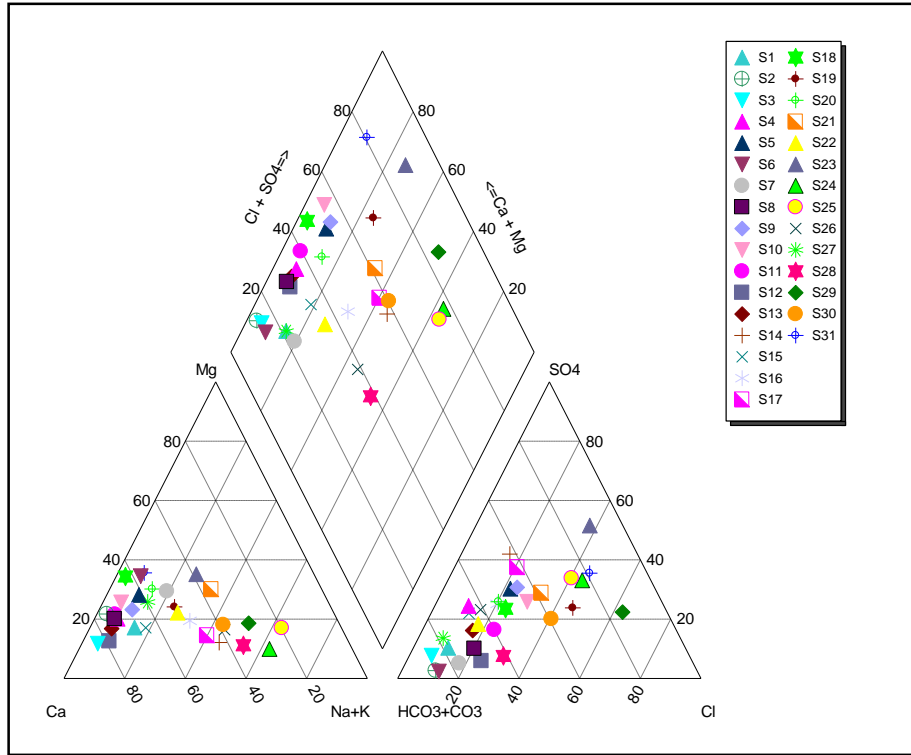
İnceleme alanındaki suların içme suyu olarak değerlendirilmesinde öncelikle Türk İçme Suyu (TSE266) (2005) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) (2011) standartları kullanılmıştır. Tablo 2'e göre, yeraltı suyu örneklerinin sıcaklığı 12,40 (°C) -16,00 (°C) aralığındadır. Yeraltı suyu örneklerinin pH değerleri 7,15 ile 8,10 arasındadır. Bu da suların alkali su özelliklerine sahip olduğunu gösterir.

Çalışma alanındaki tüm su numuneleri, pH değerleri içme suyu kılavuzlarında belirtilen sınırlar içinde olduğundan pH değerleri açısından içilebilir özelliktedir (WHO 2011; TSE266 2005). Yeraltısuyu örneklerinin EC değerleri 290,00 (µS/cm) ile 2900,00 (µS/cm) arasında değişmektedir. Su numunelerindeki yüksek EC değerleri, çalışma alanındaki tuzların zenginleşmesine ve evsel ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan antropojenik etkilerin varlığına işaret etmektedir. Ayrıca yeraltısularının TDS değerleri ise 150,00 ile 1780,00 (mg/L) arasında değişmektedir. İçme suyu standartlarında belirtilen TDS sınır değeri 500 mg/L'dir (WHO 2011). Buna göre çalışma alanındaki S19, S21, S23, S24, S25, S26, S28, S29, S30 ve S31 numuneleri içme suyu olarak kullanıma uygun değildir. Çalışma alanındaki su örnekleri sertlik derecelerine göre değerlendirildiğinde "*az sert sular*" ile "*çok sert sular*" arasında oldukları belirlenmiştir. Suların sertlik derecelerindeki değişimin yağışlar ve suların kayalarla etkileşimine bağlı olduğu düşünülmektedir.

Tablo 2. Yeraltısuyunun fiziksel ve kimyasal parametrelerinin istatistiksel özeti

Table 2. Statistical summary of physical and chemical parameters of groundwater

Parametreler	Birimler	Örn. sayısı	Min.	Mak.	Ort.	Std. Sapma	Su Kalite Standartları	
							WHO (2011)	TSE266 (2005)
Sıcaklık	(°C)	31	12,40	16,00	14,21	0,87		
pH		31	7,15	8,10	7,72	0,22	6,5–8,5	6,5–9,5
EC	(µS/cm)	31	290,00	2900,00	811,19	582,10		
Eh	(mV)	31	260,00	350,00	287,96	22,08		
Sertlik	(°F)	31	15,80	69,97	28,91	14,28		
TDS	(mg/L)	31	150,00	1780,00	488,09	361,10	500	
Ca	(mg/L)	31	40,00	175,50	79,54	32,39	300	200
Mg	(mg/L)	31	5,31	82,42	22,40	18,00	30	150
Na	(mg/L)	31	2,00	285,90	56,55	77,32	200	200
K	(mg/L)	31	0,78	18,51	5,27	4,91		12
HCO ₃	(mg/L)	31	105,60	333,00	189,09	47,25	500	
SO ₄	(mg/L)	31	3,98	482,60	99,56	109,71	250	250
Cl	(mg/L)	31	8,80	519,80	88,78	113,79	250	250
NO ₃	(mg/L)	31	0,20	232,50	37,88	59,27	50	
CO ₃	(mg/L)	31	2	2	2	0		
Fe _T	(µg/L)	31	100,00	1487,00	374,61	380,28		200
Pb _T	(µg/L)	31	58,00	697,00	112,51	126,09	10	10
As _T	(µg/L)	31	10,60	112,34	43,16	22,05	10	10
B	(µg/L)	31	100,00	958,00	321,48	218,93	2400	1000
SAR	(meq/l)	31	0,08	6,02	1,39	1,70		



Şekil 3. Piper Diyagramı (Piper 1944)

Figure 3. Piper Diagram (Piper 1944)

Analiz sonuçlarına göre çalışma alanındaki su örneklerinin majör iyon konsantrasyonları da içilebilirlik için değerlendirilmiştir. WHO (2011) içme suyu kılavuzlarında Mg ve Na için izin verilen içme suyu sınırı sırasıyla 30 mg/L ve 200 mg/L olarak belirlemiştir. Buna göre S5, S19, S21, S23, S25, S29 ve S31 Mg için kabul edilebilir limiti ve S24, S25 ile S29 Na limitini aşmaktadır. Ca iyonları, herhangi bir su örneğinde WHO (2011) ve TSE266 (2005) standartlarında belirlenen içme suyu sınırını aşmamaktadır.

Çalışma alanındaki su örneklerinin WHO (2011) içme suyu kalitesi kılavuzu, içme suyu için kabul edilebilir HCO₃ iyon konsantrasyonu sınırını 500 mg/L olarak belirlemektedir. Çalışma alanındaki tüm su, içme suyu yönergelerinde belirlenen sınır değer altındadır (WHO 2011). İçme suyu kalitesi için WHO (2011) ve TSE266 (2005) standartları içme suyundaki SO₄ iyon konsantrasyonu için kabul edilebilir sınırı 250 mg/L olarak belirlemiştir. Çalışma alanında, numunelerden S23, S24, S25, S29 ve S31 kabul edilebilir SO₄ sınırını aşmaktadır. Cl, yeraltısularında bulunan başka bir majör anyondur. Yüksek klorür konsantrasyonu (> 250 mg/L) suda tuzlu bir tat yaratır (WHO 2011). Çalışma alanında örneklerin %16,12'si (S23, S24, S25, S29 ve S31) 250 mg/L'nin üzerinde değerlere sahiptir. Bu, çalışma alanındaki yeraltısularının insan faaliyetlerinden (evsel atık su, septik tanklar),

özellikle tarımsal faaliyetlerden (gübre, pestisitler) ve ayrıca klorür içeren minerallerin çökmesi gibi doğal kaynaklardan önemli ölçüde etkilendiğini göstermektedir (Adimalla 2019). Bu durumda yeraltısuyundaki Cl konsantrasyonları hem doğal hem de antropojenik kökene sahiptir.

Bu çalışmada, su numunelerinin analiz sonuçlarında iz elementler (Fe_T, Pb_T, As_T ve B) ve nitrat (NO₃) konsantrasyonları, kirletici kaynaklar açısından içme suyunda istenmeyen iyonlar olarak nitelendirildikleri için değerlendirilmiştir (Tablo 2). İnceleme alanındaki yeraltısularının Fe_T iyonu konsantrasyonları 100 ile 1487,00 µg/L arasında değişmektedir. İçme suyunda izin verilen Fe_T konsantrasyonu TSE266 (2005) içme suyu standartlarına göre 200 µg/L olarak belirlenmiştir. Buna göre yeraltısularında Fe_T konsantrasyonunun, tüm su örneklerinde belirlenen sınır değeri aştığı tespit edilmiştir. Yüksek Fe_T konsantrasyonu insan sağlığı için risklidir. Özellikle bu tür su örnekleri içmek için kullanıldığında estetik ve hemokromatozise neden olabilmektedir (Boateng vd. 2019). Çalışma alanındaki yeraltısularının Pb_T konsantrasyonları 58,00 µg/L ile 697,00 µg/L arasında değişmektedir. WHO (2011) ve TSE266 (2005) kriterlerine göre, içme suyu için kabul edilebilir Pb_T konsantrasyonu sınırı 10 µg/L'dir. Buna göre çalışma alanındaki tüm su örnekleri sınır değeri aşmıştır. Yüksek Pb_T seviyeleri, insan sağlığı için

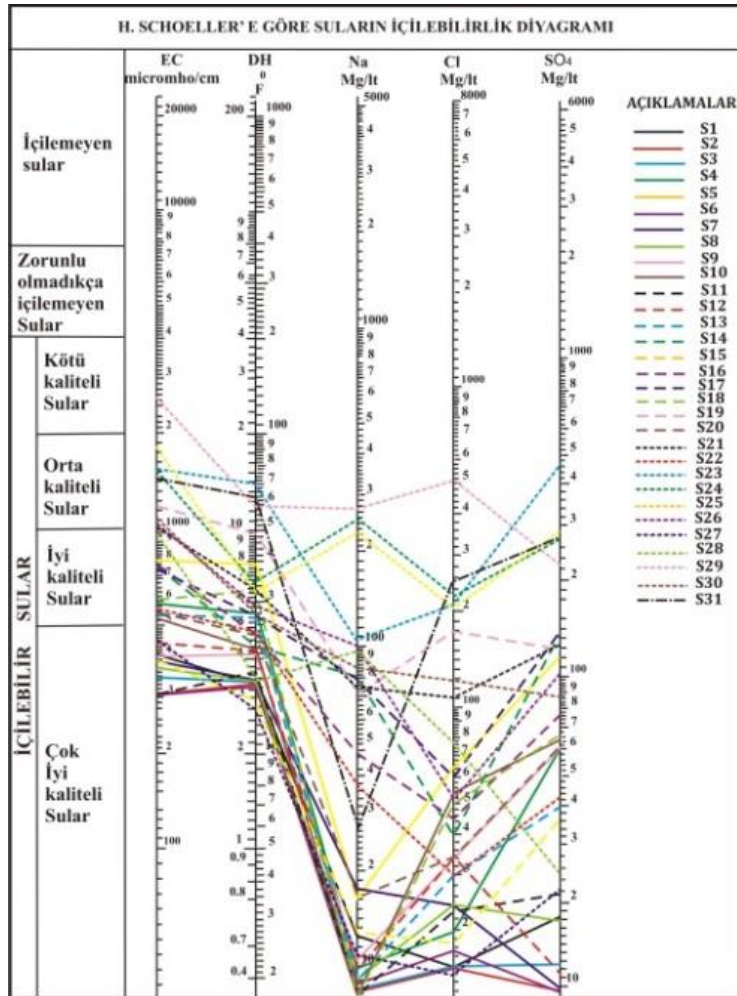
önemli bir risk faktörüdür. Bu, beyin hasarına ve sinir sistemi bozulmasına neden olabilir (Boateng vd. 2019). Çalışma alanındaki yeraltısularının As_T konsantrasyonları ise 10,60 $\mu\text{g/L}$ ile 112,34 $\mu\text{g/L}$ arasında değişmektedir. WHO (2011) ve TSE266 (2005) standartlarına göre, içme suyundaki As_T konsantrasyonu için kabul edilebilir sınır 10 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Buna göre çalışma alanındaki tüm su örnekleri sınır değeri aşmıştır. Arsenik içeren su tüketimi yüksek kanser riski içermektedir (Varol ve Şekerci 2018). Çalışma alanı yeraltısularında tespit edilen bir diğer eser element B'dir. Çalışma alanındaki yeraltısuyu konsantrasyonları 100,00 $\mu\text{g/L}$ ile 958,00 $\mu\text{g/L}$ arasındadır. WHO (2011) ve TSE266 (2005) standartları, içme suyu için kabul edilebilir B konsantrasyonu sınırının sırasıyla 2400 $\mu\text{g/L}$ ve 1000 $\mu\text{g/L}$ olduğunu belirtmektedir. Buna göre çalışma alanındaki su örneklerinin B konsantrasyonu sınır değerlerin altındadır. Ayrıca çalışma alanındaki yeraltı suyunun NO_3 konsantrasyonları 0,20 mg/L ile 232,50 mg/L arasındadır. WHO (2011) standartları içme suyundaki maksimum NO_3 değerinin 50 mg/L

olduğunu belirtmektedir. Çalışma alanında, 31 numune arasından 8 numune (S10, S23, S24, S25, S28, S29, S30 ve S31) NO_3 için kabul edilebilir sınırı aşmaktadır. NO_3 'ün ana kaynağı tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan atık sudur. NO_3 , dünyadaki yeraltısuyu kirliliğine en büyük katkıda bulunan etkenlerden biridir.

Ayrıca su örnekleri için, Schoeller içilebilirlik diyagramı hazırlanmıştır. Bu diyagrama göre yeraltısularının EC parametresi açısından '**kötü kalite- çok iyi kaliteli sular**' sınıfı aralığında, diğer parametreler açısından '**orta kaliteli-çok iyi kaliteli sular**' sınıfında yer aldığı görülmektedir (Şekil 4).

Yeraltısularının Sulama Suyu Olarak Kullanım Özellikleri

Su örneklerinin sulama suyu olarak kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi için ABD Tuzluluk laboratuvarı ve Wilcox diyagramları ile Artıksal sodyum karbonat (RSC), Geçirgenlik indeksi (PI) ve Magnezyum Tehlikesi (MT) parametreleri kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 3'e göre değerlendirilmiştir.



Şekil 4. Schoeller içilebilirlik diyagramı

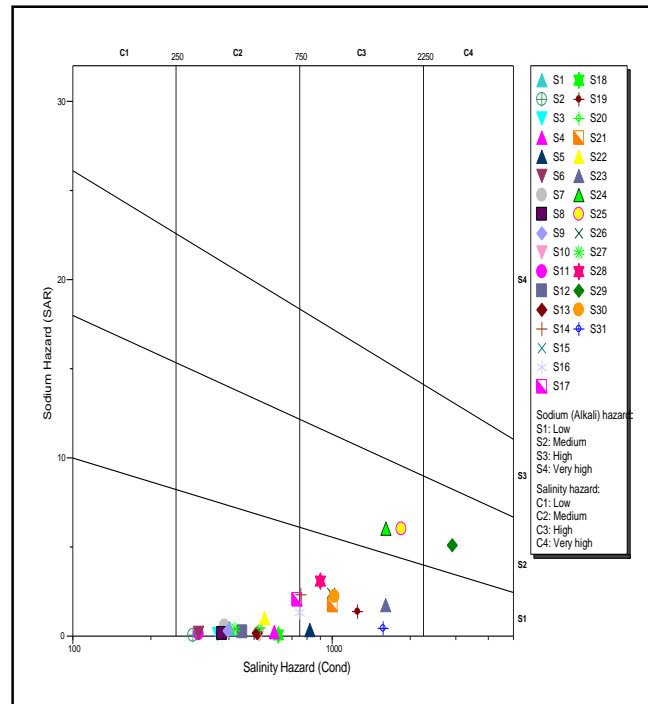
Figure 4. Schoeller drinkability diagram

Tablo 3. Çalışma alanındaki yeraltısuyu örneklerinde sulama suyu kalite parametreleri sonuçları
Table 3. The results of irrigation water quality parameters in groundwater samples in the study area

Parametreler	Min.	Mak.	Sınıflandırma aralıkları	Yeraltısuyu sulama sınıflamaları	Örnek sayısı (n= 31)	
					In (no.)	In (%)
SAR (Bouwer 1978)	0,08	6,02	<6	Problem yok	30	96,78
			6-9	Problem yaratabilir	1	3,22
			>9	Problemlidir	-	-
Geçirgenlik İndeksi (PI) (Doneen 1964)	20,19	78,10	<60	Uygun	25	80,64
			>60	Uygun değil	6	19,35
Na % (Wilcox 1955)	2,15	60,17	<20	Mükemmel	18	58,08
			20-40	İyi	8	25,80
			40-60	İzin verilebilir	4	12,90
			60-80	Şüpheli	1	3,22
			>80	Uygun değil	-	-
Magnesium Tehlikesi (MH) (Paliwal 1972)	13,80	46,55	<50	Uygun	31	100
			>50	Uygun değil	-	-
Artıksal Sodyum Karbonat (RSC) (Lloyd ve Heathcote)	0,1	0,31	<1,25	Uygun	31	100
			1,25-2,50	Sınırlı	-	-
			>2,50	Uygun değil	-	-

ABD Tuzluluk Laboratuvarı Diyagramı sınıflamalarına göre çalışma alanındaki sular genelde **C2S1 (Orta Tuzlulukta ve Az Sodyumlu)** ve **C3S1 (Yüksek Tuzlulukta ve Az Sodyumlu)** sular sınıfında yer almaktadır. Örnekler içerisinde sadece S24, S25 ve S29 örnekleri

farklılık göstermektedir. S24 ve S25 örnekleri **C3S2 (Fazla Tuzlu ve Orta Sodyumlu)** sular sınıfında, S29 no'lu örnek ise **C4S2 (Aşırı Tuzlu ve Orta Sodyumlu)** sular sınıfında yer almaktadır. Bu üç örneğin sulama suyu olarak kullanılabilirliği sınırlıdır (Şekil 5).



Şekil 5. ABD Tuzluluk Laboratuvarı Diyagramı
Figure 5. USA Salinity Laboratory Diagram

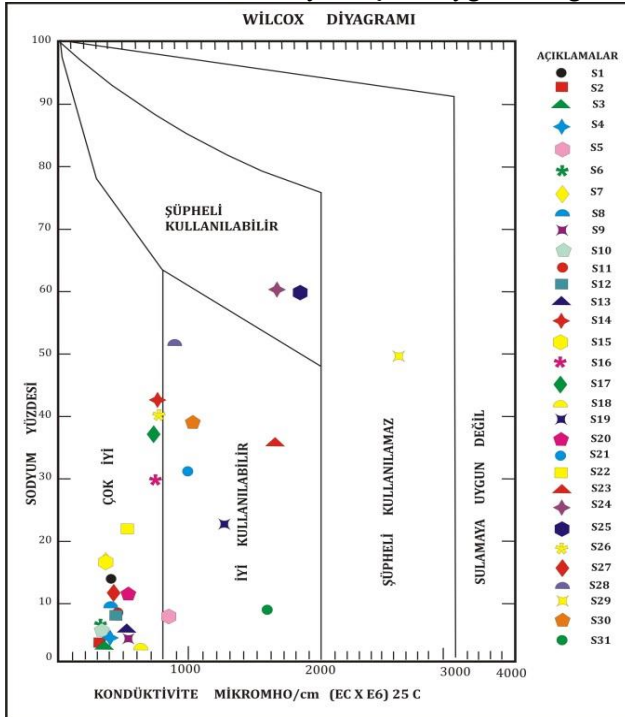
Suların sulama suyu olarak kullanılabilirliğini belirlemede kullanılan diğer bir diyagram ise Wilcox diyagramıdır. Wilcox diyagramına göre çalışma alanında S24, S25 no'lu örnekler **“Şüpheli Kullanılabilir”**, S29 numaralı örnek **“Şüpheli Kullanılmaz”** sular sınıfında olarak belirlenmiştir. Bu örnekler dışındaki diğer tüm sular ise **“Çok İyi İyile Kullanılabilir”** sular sınıfında yer almaktadır (Şekil 6).

Sodyum Adsorpsiyon Oranı (SAR):

Tarımsal alanlarda sulama suyu olarak çalışma alanında yeraltı suyunun kullanımında en önemli parametrelerden biri olan SAR değerleri 0,08 ile 6,02 meq/L arasındadır. SAR değerlerine göre sadece çalışma alanındaki S24 numunesi sulama suyu açısından **“sorun yaratabilir”**. Diğer örnekler çalışma alanındaki SAR değeri açısından **“Problem yok”** sınıfındadır.

Geçirgenlik İndeksi (PI):

Çalışmada geçirgenlik indeksi değerleri hesaplanmış ve değerlendirmelerde Doneen 1964 sınıflandırması kullanılmıştır. Çalışma alanındaki yeraltı sularının PI değerleri 20,19 ile 78,10 arasında değişmektedir. PI değerlerine göre çalışma alanındaki örneklerin %80,69'u sulama suyuna uygundur (Tablo 3). S14, S24, S25, S26, S28 ve S30 numuneleri sulama suyu için uygun değildir.



Şekil 6. Wilcox diyagramı

Figure 6. Wilcox diyagram

Sodyum Yüzdesi (%Na):

Tüm doğal sularda, sudaki sodyum yüzdesi, suyun tarımsal amaçlara uygunluğunu değerlendirmek için yaygın olarak kullanılan bir parametredir (Wilcox 1955). Karbonat iyonu ile

birleşen sodyum, alkali toprakların oluşumuna neden olur. Ek olarak, klorür iyonu ile birleşen sodyum, yüksek tuz içeriğine sahip topraklar oluşturur. Bu toprakların her ikisi de bitki büyümesini engeller ve mahsul verimini düşürür. Bu nedenle, çalışma alanında yeraltı suyunun sulama suyu olarak kullanıma uygunluğunu belirlemek için ayrı ayrı numunelerin sodyum yüzde değerleri hesaplanmıştır (Tablo 3). Numunelerin Sodyum yüzdesine göre %58,08'i **“Mükemmel”** sulama suyu sınıfında, numunelerin %25,80'i **“İyi”** sulama suyu sınıfında, numunelerin %12,90'ı **“İzin Verilebilir”** sulama suyu sınıfında yer almaktadır. Örneklerin %3,22'si (S24) çalışma alanında **“Şüpheli sulama suyu”** sınıfındadır.

Magnezyum Tehlikesi (MH):

Sulama suyu kalitesinin uygunluğunu değerlendirmek için geliştirilen bir başka yöntem de Paliwal (1972) tarafından geliştirilen "Magnezyum tehlike" oranıdır (MH). Ca ve Mg iyonları genellikle suda denge durumundadır ve bu denge durumunu sürdürme eğilimindedir. Sudaki Na iyonları veya diğer tuzlar fazla ise sudaki magnezyum konsantrasyonu artar ve bu da toprak yapısına zarar verir. Bu durum mahsul verimini etkilemektedir (Varol ve Davraz 2016). Buna göre çalışma alanındaki yeraltı suyunun MH değerleri hesaplanmıştır. MH değerleri 13,80 ile 46,55 arasında değişmektedir. Buna göre tüm su örnekleri sulama suyu olarak kullanıma **“uygun”**dur.

Artıksal Sodyum Karbonat (RSC):

RSC, sulama suyu olarak su kullanımının değerlendirilmesinde kullanılan bir diğer önemli parametredir (Varol ve Davraz 2016). Magnezyum ve kalsiyum iyonları yüksekse, bu iyonlar karbonat olarak çökeltme eğilimindedir. Diğer yandan karbonat çökeltmesi gerçekleşirken sodyum konsantrasyonu artar ve sudaki sodyum toprağa sabitlenir. Böylece toprak geçirgenliği azalır (Varol ve Şekerci 2018). Lloyd ve Heathcote (1985), sulama suyunu RSC'ye göre üç ana grupta sınıflandırmıştır. RSC değerlerine göre, tüm numuneler **“Uygun”** sulama suyu sınıfındadır (Tablo 3).

Tartışma ve Sonuç

Bu çalışmada Akşehir Gölü havzasındaki yeraltısularının kalitesi ve kullanılabilirliği incelenmiştir. Akşehir ilçesi Konya il sınırları içerisinde yer almakta aynı zamanda ilçe sınırları içerisine Akşehir Gölü de girmektedir. Çalışma alanındaki tüm litolojik birimler otokton konumlu olarak bölgede yerleşim göstermektedir. Çalışma alanının hidrojeolojik özelliklerini belirlemek için her bir litolojik birim akifer kapasitesine göre değerlendirilmiş ve geçirimsiz (akifer), yarı geçirimli (akitard), geçirimli-1 (taneli akifer) ve geçirimli-2

(karstik akifer) olmak üzere dört grup tanımlanmıştır. Yeraltısuyu açısından en önemli akifer birimi, alüvyon ve yamaç molozlarından oluşan taneli akiferdir. Bölgede alüvyon birim üzerinde yeraltısuyu kuyuları açılmış olup, yeraltısuyu ağırlıklı olarak alüvyondan alınmaktadır.

Yeraltısularından alınan 31 örnek üzerinde fizikokimyasal analizler yanı sıra ağır metal ve nitrat analizleri yapılmıştır. Elde edilen analiz sonuçlarına göre yeraltısularının su tipleri belirlenmiştir. Schoeller (1955) sınıflamasında yeraltısuları klorür sınıflamasına göre, '**Olağan klorürlü sular**', sülfat sınıflamasına göre, '**Olağan sülfatlı sular ve Oligosülfatlı Sular**' ve karbonat-bikarbonat sınıflamasına göre '**Olağan karbonatlı ve Hipokarbonatlı sular**' sınıflarına girmektedir. Piper'e (1944) göre ise, çalışma alanındaki baskın su türleri Ca-Mg-HCO₃ ve Ca-HCO₃'tür. Yeraltısularının kimyasal özelliklerinin oluşumunda bölgede geniş yayılım gösteren kireçtaşlarının etkisi büyüktür. Hidrokimyasal özellikleri belirlenen yeraltısularının kalitesi ve kullanım alanlarını belirlemek için farklı diyagram ve sınıflamalar kullanılmış bunun yanında ulusal ve uluslararası standartlarla karşılaştırmaları da yapılmıştır.

Buna göre yeraltısularının öncelikle içme suyu olarak kalitesi ve kullanılabilirliği belirlenmiştir. Sular pH değerleri bakımından alkali su özelliklerine sahiptir. Su numunelerindeki yüksek EC değerleri, çalışma alanındaki tuzların zenginleşmesine ve evsel ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan antropojenik etkilerin varlığına işaret etmektedir. Ayrıca yeraltısularının TDS değerleri ise 150,00 ile 1780,00 (mg/L) arasında değişmektedir. Buna göre çalışma alanındaki S19, S21, S23, S24, S25, S26, S28, S29, S30 ve S31 numuneleri içme suyu olarak kullanıma uygun değildir. Çalışma alanındaki su örnekleri sertlik derecelerine göre değerlendirildiğinde "**az sert sular**" ile "**çok sert sular**" arasında oldukları belirlenmiştir. Suların sertlik derecelerindeki değişimin yağışlar ve suların kayalarla etkileşimine bağlı olduğu düşünülmektedir.

Majör iyonlar açısından içilebilirlik değerlendirmelerinde S5, S19, S21, S23, S25, S29 ve S31 Mg için kabul edilebilir limiti ve S24, S25 ile S29 ise Na için kabul edilebilir limiti aşmaktadır. Ayrıca çalışma alanında, numunelerden S23, S24, S25, S29 ve S31 kabul edilebilir SO₄ sınırını aşmaktadır. Aynı şekilde örneklerin %16,12'si (S23, S24, S25, S29 ve S31) 250 mg/L'nin üzerinde Cl konsantrasyonuna sahiptir. Bu durum, çalışma alanındaki yeraltısularının insan faaliyetlerinden (evsel atık su, septik tanklar), özellikle tarımsal faaliyetlerden (gübre, pestisitler) ve ayrıca klorür içeren minerallerin çökmesi gibi doğal kaynaklardan önemli ölçüde etkilendiğini

göstermektedir. Su numunelerinin analiz sonuçlarında iz elementler (Fe_T, Pb_T, As_T ve B) ve nitrat (NO₃) konsantrasyonları da içme suyu olarak kullanıma uygunluğunu değerlendirmede kullanılmıştır. Yeraltısularında Fe_T, Pb_T, As_T konsantrasyonunun, tüm su örneklerinde belirlenen sınır değeri aştığı tespit edilmiştir. Yeraltısularında yüksek miktarlarda Fe_T, Pb_T, As_T iyonlarının varlığı doğal kayaç-su etkileşimi sonucunda gelişmektedir. Bölgede yüzeyleyen litolojik birimler ve bu birimlerden türeyerek oluşmuş olan çakıl, kum, kil, silt gibi sedimanlar ile yeraltısuyunun etkileşimi iyon artışlarına sebep olmaktadır. Özellikle, silt ve siltli kil sedimanları ve kil mineralleri yüksek miktarda As_T içerir (Anawar vd. 2003). Yüksek Fe_T, Pb_T ve As_T konsantrasyonu insan sağlığı için risklidir. Ayrıca çalışma alanındaki yeraltı suyunun NO₃ konsantrasyonları 0,20 mg/L ile 232,50 mg/L arasındadır. Çalışma alanında, 31 numune arasından 8 numune (S10, S23, S24, S25, S28, S29, S30 ve S31) NO₃ için kabul edilebilir sınırı aşmaktadır. NO₃'ün ana kaynağı tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan atık sudur. Ek olarak su örnekleri için, Schoeller içilebilirlik diyagramı hazırlanmıştır. Bu diyagrama göre yeraltısularının EC parametresi açısından '**kötü kalite- çok iyi kaliteli sular**' sınıfı aralığında, diğer parametreler açısından '**orta kaliteli-çok iyi kaliteli sular**' sınıfında yer aldığı görülmektedir.

Su örneklerinin sulama suyu olarak kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi için ABD Tuzluluk laboratuvarı ve Wilcox diyagramları ile Artıksal sodyum karbonat (RSC), Geçirgenlik indeksi (PI) ve Magnezyum Tehlikesi (MT) parametreleri kullanılmıştır. ABD Tuzluluk Lab. Diyagramı sınıflamalarına göre çalışma alanındaki sular genel olarak **C2S1 (Orta Tuzlulukta ve Az Sodyumlu)** ve **C3S1 (Yüksek Tuzlulukta ve Az Sodyumlu)** sular sınıfında yer alırken, S24 ve S25 örnekleri **C3S2 (Fazla Tuzlu ve Orta Sodyumlu)** sular sınıfında, S29 no'lu örnek ise **C4S2 (Aşırı Tuzlu ve Orta Sodyumlu)** sular sınıfında yer almaktadır. Wilcox diyagramına göre ise S24, S25 no'lu örnekler "**Şüpheli Kullanılabilir**", S29 numaralı örnek "**Şüpheli Kullanılmaz**" sular sınıfında olarak belirlenmiştir. Bu örnekler dışındaki diğer tüm sular ise "**Çok İyi-İyi Kullanılabilir**" sular sınıfında yer almaktadır.

SAR değerlerine göre sadece çalışma alanındaki S24 numunesi sulama suyu açısından "**sorun yaratabilir**". PI değerlerine göre çalışma alanındaki örneklerin %80,69'usulama suyuna uygundur. S14, S24, S25, S26, S28 ve S30 numuneleri sulama suyu için uygun değildir. Numunelerin Sodyum yüzdesine göre ise %58,08'i "**Mükemmel**" sulama suyu

sınıfında, numunelerin %25,80'i “İyi” sulama suyu sınıfında, numunelerin %12,90'ı “İzin Verilebilir” sulama suyu sınıfında yer almaktadır. Örneklerin %3,22'si (S24) çalışma alanında “Şüpheli” sulama suyu sınıfındadır. MH ve RSC değerlerine göre ise tüm su örnekleri sulama suyu olarak kullanıma “uygun” olduğu belirlenmiştir.

Sonuç olarak bölgede yeraltısuyu kalitesinin içmesuyu kullanımına uygun olmadığı, sulama suyu kullanımı için ise birtakım kısıtlamaların olduğu belirlenmiştir. Çalışma alanındaki yeraltı suyu kimyası ve kalitesinde jeojenik faktörler rol oynasa da bölgedeki en önemli kirlenici kaynak tarımsal faaliyetlerdir. Bu nedenle öncelikle su kalitesini tehdit eden kirlenicileri ortadan kaldıracak önlemler alınmalıdır. Ayrıca, çalışma alanındaki yeraltı suyu kullanım öncelikleri belirlenmelidir. Yeraltı suyu kullanımının önceliği içme suyu ise, tarımsal, endüstriyel ve / veya evsel gibi diğer sektörler için alternatif su kaynakları araştırılmalıdır.

Kaynaklar

- Adimalla N. 2019. Groundwater quality for drinking and irrigation purposes and potential health risks assessment: a case study from semi-arid region of South India. *Expos Health*. 11(2):109-123.
doi: 10.1007/s12403-018-0288-8
- Anawar HM, Akai J, Komaki K, Terao H, Yoshioka T, Ishizuka T, Safiullah S, Kato K. 2003. Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes. *J. Geochem Explor*.77(2-3):109-131.
doi: 10.1016/S0375-6742(02)00273-X
- Arya S, Kumar V, Sharma S. 2012. Analysis of water quality parameters of groundwater in and around Diamond Cement Industry, Jhansi, Central India. *Int J Curr Res*. 4(3):75-77.
- Babiker IS, Mohamed MAA, Hiyama T. 2007. Assessing groundwater quality using GIS. *Water Resour Manag*. 21:699-715.
doi: 10.1007/s11269-006-9059-6
- Boateng TK, Opoku F, Akoto O. 2019. Heavy metal contamination assessment of groundwater quality: a case study of Oti landfill site, Kumasi. *Appl Water Sci*. 9(2):1-15.
doi: 10.1007/s13201-019-0915-y
- Bouwer H. 1978. Groundwater hydrology, International student edition. Tokyo: McGraw-Hill Kogakusha Ltd 480 s.
- Doneen LD. 1964. Notes on water quality in agriculture. California, the USA: University of California, Davis 96 s.
- Kazi TG, Arain MB, Jamali MK, Jalbani N, Afridi HI, Sarfraz RA, Baig JA, Shah AQ. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. *Ecotox Environ Safe*.72(2):301-309.
doi: 10.1016/j.ecoenv.2008.02.024
- Li F, Zhu J, Deng X, Zhao Y, Li S. 2018. Assessment and uncertainty analysis of groundwater risk. *Environ Res*. 160:140-151.
doi: 10.1016/j.envres.2017.09.030
- Lloyd JW, Heathcote JA. 1985. Natural inorganic hydrochemistry in relation to ground water; [Erişim tarihi: 2021 Oca 15]. Erişim Adresi: <https://www.osti.gov/biblio/6026514>
- Mutlu T, Verep B. 2018. The Water Quality of Streams Flowing Into South Eastern Black Sea Coasts In Terms Of Physico-Chemical Properties. *Fresen Environ Bull*. 27(5A):3752-3758.
- Paliwal KV. 1972. Irrigation with saline water. New Delhi, India: Indian Agricultural Research Institute 198 s.
- Piper AM. 1944. A graphic procedure in the chemical interpretation of water analysis. *Eos, Transactions American Geophysical Union*. 25(6):914-928.
doi: 10.1029/TR025i006p00914
- Schoeller H. 1955. Géochimie des eaux souterraines: application aux eaux des gisements de pétrole. Paris: Société des éditions Technip 213 s. [in French]
- Şener Ş, Şener E, Davraz A, Varol S. 2019. Hydrogeological and hydrochemical investigation in the Burdur Saline Lake Basin, southwest Turkey. *Geochemistry*.80(4):1-14.
doi: 10.1016/j.chemer.2019.125592
- Şener Ş, Şener E. 2020. Özel Çevre Koruma Bölgelerinde Su Kalite Değerlendirmesi: Belek (Antalya, Türkiye) Örneği. *LimnoFish*. 6(2):100-110. [in Turkish]
doi: 10.17216/LimnoFish.689997
- TSE266. 2005. Türk Standartları Enstitüsü, Türk İçme Suyu Standartları TS 266 sayılı standart. İnsani tüketim amaçlı sular; [Erişim Tarihi: 2021 Oca 15]. Erişim Adresi: <http://infogroup.com.tr/media/files/sular.pdf>
- Umut M. 2009a. 1: 100,000 scale geological map of Turkey, Afyon - L-26 layout. Ankara: the General Directorate of Mineral Research and Exploration. Rapor No: 119. [in Turkish]
- Umut M. 2009b. 1: 100,000 scale geological map of Turkey, Iğın - L-27 layout. Ankara: the General Directorate of Mineral Research and Exploration. Rapor No: 120. [in Turkish]
- Varol S, Davraz A. 2014. Assessment of geochemistry and hydrogeochemical processes in groundwater of the Tefenni plain (Burdur/Turkey). *Environ Earth Sci*.71(11):4657-4673.
doi: 10.1007/s12665-013-2856-3
- Varol S, Davraz A. 2016. Evaluation of potential human health risk and investigation of drinking water quality in Isparta city center (Turkey). *J Water Health*. 14(3):471-488.
doi: 10.2166/wh.2015.187
- Varol S, Şekerci M. 2018. Hydrogeochemistry, water quality and health risk assessment of water resources contaminated by agricultural activities in Korkuteli (Antalya, Turkey) district center. *J Water Health*. 16(4):574-599.
doi: 10.2166/wh.2018.003
- Varol S, Köse İ. 2020. Yazır Gölü Havzası (Çavdır/BURDUR) Su Kaynaklarının

- Hidrojeokimyasal Özellikleri ve Su Kalitesinin Mevsimsel Değişimlerinin İncelenmesi. *LimnoFish*. 6(3):201-214. [in Turkish]
doi: [10.17216/LimnoFish.705947](https://doi.org/10.17216/LimnoFish.705947)
- Varol S. 2021. Potential health risk assessment related to arsenic pollution and hydrogeochemistry of groundwaters in Akşehir and surroundings (Konya/Turkey). *J Water Health*. 19(1):97-107.
doi: [10.2166/wh.2020.107](https://doi.org/10.2166/wh.2020.107)
- WHO. 2004. World Health Organization. Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd edition; [Erişim Tarihi: 2021 Oca 15].Erişim Adresi: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf
- WHO. 2011. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. 4th edition; [Erişim Tarihi: 2021 Oca 15].Erişim Adresi: https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/9789241548151_eng.pdf
- Wilcox LV. 1955. Classification and use of irrigation waters. Washington DC, the USA: United States Department of Agriculture 19 s



Sarıöz Deresi'ndeki (Beyşehir, Konya) Siraz Balığının (*Capoeta mauricii* Küçük, Turan, Şahin & Gülle, 2009) Helmint Parazitleri Üzerine Bir Araştırma

Nesrin EMRE^{1*} , Ayşegül KUBİLAY² 

¹Akdeniz Üniversitesi, Eğitim Fakültesi Fen Bilgisi Anabilim Dalı, 07058 Antalya

²Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Hastalıklar Anabilim Dalı, 32260 Isparta

Ö Z

Bu çalışmada Sarıöz Deresi'nden (Beyşehir) elektroşokerle avlanan (dört mevsim) 148 adet siraz balığı (*Capoeta mauricii*) helmint parazitler yönünden incelenmiştir. İnceleme sonucunda; 5 farklı gruba ait helminth parazite rastlanılmıştır (monogenea: *Paradiplozoon* sp. ve *Dactylogyrus turcicus*, digenea: *Allocreadium isoporum*, nematoda: *Rhaphochona* sp., acanthocephala: *Pomphorhynchus spindletuncatus*). İncelenen balıklardan 80 *Paradiplozoon* sp., 730 *Dactylogyrus turcicus*, 691 *Allocreadium isoporum*, 114 *Rhaphochona* sp. ve 529 *Pomphorhynchus spindletuncatus* olmak üzere toplam 2144 adet parazit izole edilmiştir. Parazitlerin mevsim, cinsiyet, boy ve yaş değişkenlerine göre yaygınlık, ortalama yoğunluk ve bolluk oranları belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Sarıöz Deresi, *Capoeta mauricii*, Helmint Parazitler

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 26.03.2020

Düzeltilme : 20.01.2021

Kabul : 01.07.2021

Yayın : 25.04.2022



DOI:10.17216/LimnoFish.709895

* SORUMLU YAZAR

nemre@akdeniz.edu.tr

Tel : +90 505 477 54 46

Fax : +90 242 310 69 43

A Research on Helminth Parasites of *Capoeta mauricii* (Küçük, Turan, Şahin&Gülle, 2009) from Sarıöz Stream (Beyşehir, Konya)

Abstract: In this study, 148 *Capoeta mauricii* caught by electro-shocker (four seasons) from Sarıöz Stream (Beyşehir) were examined in terms of helminth parasites. As a result of the examination; Helminth parasites belonging to 5 different groups were encountered (Monogenean: *Paradiplozoon* sp. and *Dactylogyrus turcicus*, Digenean: *Allocreadium isoporum*, Nematode: *Rhaphochona* sp., Acanthocephala: *Pomphorhynchus spindletuncatus*). 80 *Paradiplozoon* sp., 730 *Dactylogyrus turcicus*, 691 *Allocreadium isoporum*, 114 *Rhaphochona* sp. and 529 *Pomphorhynchus spindletuncatus*, a total of 2144 parasites were isolated. Prevalence, average density and abundance values of parasites were determined according to season, gender, length and age variables.

Keywords: Sarıöz Stream, *Capoeta mauricii*, Helminth Parasites

Alıntılama

Emre N, Kubilay A. 2021. Sarıöz Deresi'ndeki (Beyşehir, Konya) Siraz Balığının (*Capoeta mauricii* Küçük, Turan, Şahin & Gülle, 2009) Helmint Parazitleri Üzerine Bir Araştırma *LimnoFish*. 8(1): 92-100. doi: 10.17216/LimnoFish.709895

Giriş

İnsan yaşamı için önemli bir besin kaynağı olan balıklar gerek tüketim gerek hobi ve gerekse sportif aktivite yönleriyle hep stratejik önemini korumuştur. Sayısal anlamda hayvanlar aleminde önemli bir grubu oluşturmaktadırlar. Dünyada toplam 515 familyaya ait 27.977 tür mevcut olup, tatlı sularda yaşayan tür sayısı ise 11.952 şeklinde rapor edilmiştir (Nelson 2006). Ülkemiz üç tarafı denizlerle çevrili olup, önemli sayıda akarsu, göl, baraj gölü ve diğer rezervuarlara sahiptir. Bu su kaynaklarından denizlerde 512 tür (Bilecenoglu vd. 2014); iç sularda ise 409 balık türü tespit edilmiştir (Çiçek vd. 2018). 409 tür tatlı su balığı içinde 19 tür-çoğu endemik

olmak üzere- *Capoeta* cinsine ait türlerden oluşmaktadır (Kuru vd. 2014; Çiçek vd. 2015). Bu türlerden endemik olan bir tür de *Capoeta mauricii* Küçük, Turan, Şahin ve Gülle, 2009'dır. Söz konusu konak balık türünün konu edinildiği farklı amaçlarla birçok çalışma yapılmıştır (Küçük vd. 2009a; Levin vd. 2012; Özdemir 2013; Smales vd. 2015; Aydoğdu vd. 2015; Ayyıldız vd. 2015; Zareian vd. 2016; Gülle ve Küçük 2016; Bektaş vd. 2017; Emre vd. 2019).

Göller Bölgesindeki önemli göllerimizden biri olan Beyşehir Gölü ve besleyen kollarında yaşayan bu balık endemik bir türdür (*Capoeta mauricii*). Göllerimizi adeta tahrip eden bazı ekzotik türlerin olumsuz etkilerinden korumak adına bu endemik tür/türleri

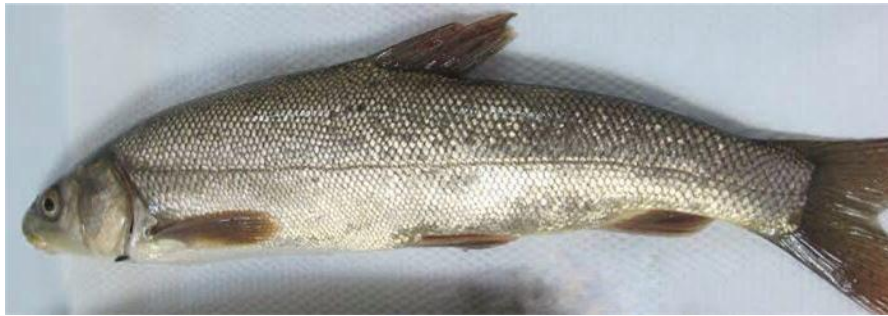
mutlaka korumamız gerekmektedir. Eğridir Gölü'nde yapılan tahribat (Küçük vd. 2009b), kısmen Beyşehir Gölü'nde de yapılmıştır (Çubuk vd. 2006). Bu nedenle biyoçeşitlilik adına endemik türlerimizi korumamız gerekmektedir. Korumanın en önemli ögesi balığı tanımak, gelişmesini etkileyecek zararlı sağlık sorunları ile avlanma yönetiminin bilinmesinin gereksinimi oldukça önemlidir. Özellikle sağlık problemlerinde en önemli ögeyi parazitler oluşturmaktadır. Çalışmamızda *Capoeta mauricii*'de bulunan parazitlerin teşhisleri yapılp, bazı değişkenlere göre enfekte durumlarının değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Sarıöz Deresi Beyşehir Gölü'nü besleyen kaynaklardan biridir (Şekil 1). Konya ilinin batısında bulunan Kızılören kasabasının batı taraflarında Aladağ'dan doğarak Beyşehir Gölü'ne Eylik bölgesinde (Göle 3 km uzaklıkta) gölet oluşturarak debisi maksimum seviyede göle karışmaktadır. Yağışların fazla olduğu dönemlerde debisi artmakta ve göle bulanık olarak akmaktadır. Yaptığımız çalışmada derede *Capoeta mauricii* (Şekil 2) *Cobitis bilseli*, *Gobio battalgilae*, *Squalius anaticus* ve *Cyprino carpio* türleri avlanmış olup, bu türler Bayçelebi vd. (2020)'nin belirlediği havza faunası ile uyumluluk göstermiştir.



Şekil 1.Sarıöz Deresi
Figure 1.Sarıöz Stream



Şekil 2.Capoeta mauricii (orijinal)
Figure 2.Capoeta mauricii (original)

Balıklar elektroşoker ile avlanmıştır. Mart 2013-Şubat 2014 tarihleri arasında avlanan balıkların öncelikle total boy ve ağırlıkları ölçülmüştür. Parazitlerden bir kısmı hemen ve canlı olarak incelemeye tabii tutulmuştur. Diğerleri ise daha sonraki çalışmalar için %70'lik etil alkolde saklanmıştır. Parazitlerin teşhisleri Bychovskaya-Pavlovskaya 1962, Gussev 1985, Gussev vd. 1987, Markevic 1951'e göre yapılmıştır. Parazitlerin boyama ve tespit işlemlerinde Fernando vd.

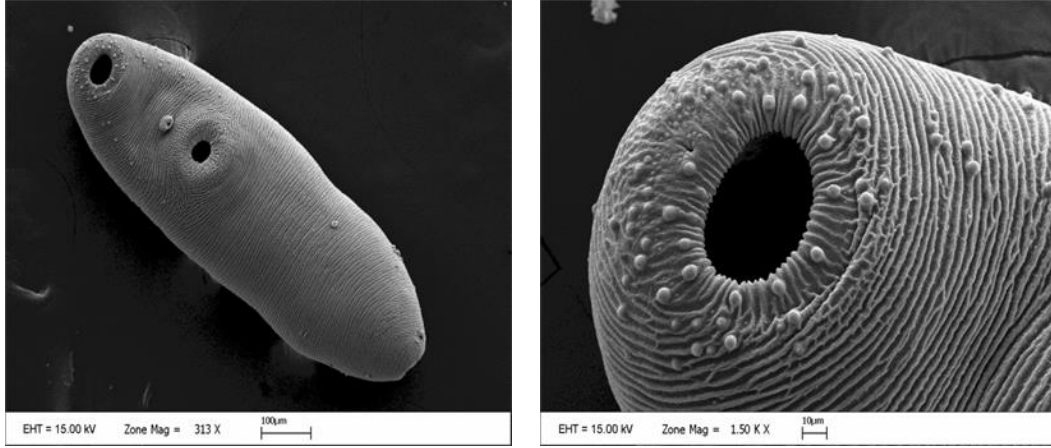
(1972)'nin geliştirdiği yöntemden yararlanılmıştır. Konak balık örneklerinin yaş tayinleri için otolitlerden faydalanılmıştır (Murray 1994; Campana vd. 2003; Walsh ve Maloy 2008). Ayrıca, Parazit enfeksiyonlarının mevsimlere ve cinsiyetine göre değişimleri Quantitative Parasitology 3.0 (Rózsa vd. 2000; Reiczigel vd. 2005) programına göre sınıanmıştır. *Capoeta mauricii*'de bulunan bir tür parazit için öncelikle primer fiksasyon (%4'lük gluteraldehit), seconder fiksasyon

(%1'lik Osmium tetraoksit), dehidritasyon (+4 °C), gerekli alkol serilerinde yıkama alkol+aseton karışımlarının hazırlanması asetona alınma kurutma süreçleri uygulanmıştır. İşlemler A.Ü. Tıp Fakültesi Elektron Mikroskop Görüntü Analiz Ünitesi (TEMGA)'nde yapılmış ve ZEISS-LEO 1430 marka SEM'de görüntülenmiştir (Şekil 3).

Bulgular

Konakta Helminth Taksonlarının Mevsimsel Dağılımı

Çalışma sonucunda *Capoeta mauricii* konağında mevsimsel olarak bulunan helminth taksonlarına ait yayınlık oranları ve ortalama yoğunluklarına ait veriler Tablo 1'de sunulmuştur.



Şekil 3. *Capoeta mauricii*'de bulunan *Allocreadium isoporum*'un SEM görüntüleri

Figure 3. SEM images of *Allocreadium isoporum* in *Capoeta mauricii*

Tablo 1. *Capoeta mauricii* konağında mevsimsel olarak bulunan helminth taksonlarına ait veriler

Table1. Data of helminth taxa found seasonally in *Capoeta mauricii* host

Mevsimler	Türler	İncelenen Balık Sayısı	Enfekte Balık Sayısı	Yayınlık (%)	Ortalama Yoğunluk	Ortalama Bolluk	Toplam Parazit Sayısı
İlkbahar	<i>Paradiplozoon sp</i>	(n:37)	12	32,4	5,17	1,68	62
	<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:37)	19	51,4	28,21	14,49	536
	<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:37)	26	70,3	12,19	8,57	317
	<i>Rhapdochona sp</i>	(n:37)	11	29,7	1,55	0,46	17
	<i>P. spindlitruncatus</i>	(n:37)	23	62,2	4,74	2,95	109
Yaz	<i>Paradiplozoon sp.</i>	(n:40)	0	0	0	0	0
	<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:40)	19	47,5	3,05	1,45	58
	<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:40)	30	75	8,6	6,45	258
	<i>Rhapdochona sp.</i>	(n:40)	26	65	2,15	1,4	56
	<i>P.spindlitruncatus</i>	(n:40)	20	50	6,95	3,48	139
Sonbahar	<i>Paradiplozoon sp.</i>	(n:33)	9	27,27	1	0,27	9
	<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:33)	21	63,6	2,62	1,67	55
	<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:33)	11	33,3	4,09	1,36	45
	<i>Rhapdochona sp.</i>	(n:33)	5	15,2	2,8	0,42	14
	<i>P.spindlitruncatus</i>	(n:33)	17	51,5	11,29	5,82	192
Kış	<i>Paradiplozoon sp.</i>	(n:38)	6	15,8	1,5	0,24	9
	<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:38)	29	76,3	2,79	2,13	81
	<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:38)	11	28,9	6,45	1,87	71
	<i>Rhapdochona sp.</i>	(n:38)	13	34,2	2,08	0,71	27
	<i>P.spindlitruncatus</i>	(n:38)	16	42,1	5,56	2,34	89

Konak Balığın Cinsiyetlerine Göre Helmint parazit Türlerinin Mevsimsel Dağılımı

Mevsimsel çalışmalar sonucunda; *Paradiplozoon* sp. en fazla ilkbahar mevsiminde 10 dişi ve 12 erkek bireyde saptanmıştır. İlkbahar mevsimindeki dişilerde yaygınlık oranı en yüksek %46,2, en düşük ise sonbahar mevsiminde (%5,56); erkek bireylerde en yüksek ilkbahar (%25) , en düşük ise kış mevsiminde (%17,6) olarak belirlenmiştir. Dişi konaklarda *Dactylogyrus turcicus*'un yaygınlık oranı en yüksek olarak (%66,7) Kış; *Allocreadium isoporum*'un

(%76,9) İlkbahar; *Pomphorhynchus spindletruncatus*'un (%60) yaz ve *Rhapdochona sp*'nin ise (%73,3) oranı ile yine yaz mevsimlerinde saptanmıştır. Erkek konaklarda ise en yüksek yaygınlık oranları; *Paradiplozoon* sp.'de ilkbahar; *Dactylogyrus turcicus*'da kış; *Allocreadium isoporum*'da yaz; *Pomphorhynchus spindletruncatus*'da kış ve *Rhapdochona* sp. ise yaz mevsimlerinde belirlenmiştir. Her iki cinsiyete ait yaygınlık oranları, ortalama yoğunlukları, ortalama bolluk değerleri ve toplam parazit sayıları Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. *Capoeta mauricii* konağında mevsimlere göre cinsiyetlerde belirlenen helmint taksonlarına ait veriler

Table 2. Data of helminth taxa determined by sexes according to seasons in *Capoeta mauricii* host

Mevsimler	Cinsiyet	Türler	İncelenen Balık Sayısı	Enfekte Balık Sayısı	Yaygınlık (%)	Ortalama Yoğunluk	Ortalama Bolluk	Toplam Parazit Sayısı
İlkbahar	Dişi	<i>Paradiplozoon</i> sp	(n:13)	6	46,2	6,33	2,92	38
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:13)	6	46,2	35	16,15	210
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:13)	10	76,9	20,6	15,85	206
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:13)	6	46,2	1,67	0,77	10
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:13)	7	53,8	4,57	2,46	32
	Erkek	<i>Paradiplozoon</i> sp.	(n:24)	6	25	4	1	24
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:24)	13	54,2	25,08	13,58	326
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:24)	16	66,7	6,94	4,63	111
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:24)	5	20,8	1,4	0,29	7
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:24)	16	66,7	4,81	3,21	77
Yaz	Dişi	<i>Paradiplozoon</i> sp.	(n:15)	0	0	0	0	0
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:15)	8	53,3	2,88	1,53	23
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:15)	11	73,3	5,64	4,13	62
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:15)	11	73,3	2,55	1,87	28
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:15)	9	60	10,1	6,07	91
	Erkek	<i>Paradiplozoon</i> sp	(n:25)	0	0	0	0	0
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:25)	11	44	3,18	1,4	35
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:25)	19	76	10,32	7,84	196
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:25)	15	60	1,87	1,12	28
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:25)	11	44	4,36	1,92	48
Sonbahar	Dişi	<i>Paradiplozoon</i> sp.	(n:18)	1	5,56	1	0,06	1
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:18)	10	55,6	2,5	1,39	25
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:18)	7	38,9	4	1,56	28
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:18)	2	11,1	1,5	0,17	3
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:18)	9	50	12,4	6,22	112
	Erkek	<i>Paradiplozoon</i> sp.	(n:15)	3	20	2,67	0,53	8
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:15)	11	73,3	2,73	2	30
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:15)	4	26,7	4,25	1,13	17
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:15)	3	20	3,67	0,73	11
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:15)	8	53,33	10	5,33	80
Kış	Dişi	<i>Paradiplozoon</i> sp.	(n:21)	3	14,3	1	0,14	3
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:21)	14	66,7	2,86	1,9	40
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:21)	7	33,3	3,86	1,29	27
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:21)	9	42,9	1,89	0,81	17
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:21)	3	14,3	4	0,57	12
	Erkek	<i>Paradiplozoon</i> sp	(n:17)	3	17,6	2	0,35	6
		<i>Dactylogyrus turcicus</i>	(n:17)	15	88,24	2,73	2,41	41
		<i>Allocreadium isoporum</i>	(n:17)	4	23,5	11	2,59	44
		<i>Rhapdochona</i> sp.	(n:17)	4	23,5	2,5	0,59	10
		<i>Pomphorhynchus spindletruncatus</i>	(n:17)	13	76,5	5,92	4,53	77

Konak Balığının Farklı Yaş Gruplarına Göre Helmint Taksonlarının Dağılımı

İncelenen balıklar VIII yaş grubu sınırları içinde oluşmuştur. Balıkların en fazla adedi III yaş grubunda (60 birey), en az VIII yaş grubunda (1 birey) incelenmiştir. *Paradiplozoon* sp. ile enfeste olan balıklar III yaş grubunda (13 birey) ve en yüksek yaygınlık oranı II yaş grubunda (%31,03) belirlenmiştir. *Dactylogyrus turcicus* III yaş grubunda (40 bireyde), en yüksek yaygınlık oranı (%100) VII yaş grubunda, en düşük ise (%44,83) II yaş grubunda saptanmıştır.

Allocreadium isoporum ise en çok III yaş grubunda (28 bireyde) ve yaygınlık oranı ise en yüksek %73,68 ile V yaş grubunda saptanmıştır. *Rhapdochona* sp. ise en fazla III yaş grubunda; en yüksek yaygınlık oranı ise (%50) VII yaş grubunda belirlenmiştir. *Pomphorhynchus spindletuncatus* ise en çok III yaş grubunda (24 birey), en yüksek yaygınlık oranı ise (%100) VIII grubunda saptanmıştır. Bulunan parazitlerin tüm yaş gruplarına göre dağılımları, yaygınlık oranları, ortalama yoğunlukları, ortalama bolluk değerleri ve toplam parazit sayıları Tablo 3'te verilmiştir.

Tablo 3. Konak balıklarındaki yaş gruplarına göre saptanan parazit enfeksiyon verileri

Table 3. Parasite infection data determined by age groups in host fish

Yaş	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
İncelenen Balık Sayısı	3	29	60	28	19	6	2	1
Enfekte Balık Sayısı	0	9	13	0	0	0	0	0
<i>Paradiplozoon</i> sp.								
Yaygınlık (%)	0	31,03	21,67	0	0	0	0	0
Ortalama Yoğunluk	0	5,89	2,08	0	0	0	0	0
Ortalama Bolluk	0	1,83	0,45	0	0	0	0	0
Toplam Parazit Sayısı	0	53	27	0	0	0	0	0
İncelenen Balık Sayısı	3	29	60	28	19	6	2	1
Enfekte Balık Sayısı	2	13	40	13	15	3	2	0
<i>Dactylogyrus turcicus</i>								
Yaygınlık (%)	66,67	44,83	66,67	46,43	78,95	50,00	100,0	0
Ortalama Yoğunluk	1,50	4,92	4,63	15,62	11,73	9,00	36,00	0
Ortalama Bolluk	1,00	2,21	3,08	7,25	9,26	4,50	36,00	0
Toplam Parazit Sayısı	3	64	185	203	176	27	72	0
İncelenen Balık Sayısı	3	26	60	28	19	6	2	1
Enfekte Balık Sayısı	1	12	28	19	14	4	1	0
<i>Allocreadium isoporum</i>								
Yaygınlık (%)	33,33	46,15	46,67	67,86	73,68	66,67	50,00	0
Ortalama Yoğunluk	1,00	3,17	6,54	10,89	9,79	7,00	97,00	0
Ortalama Bolluk	0,33	1,46	3,05	7,39	7,21	4,67	48,50	0
Toplam Parazit Sayısı	1	38	183	207	137	28	97	0
İncelenen Balık Sayısı	3	29	60	28	19	6	2	1
Enfekte Balık Sayısı	1	9	25	12	8	0	1	0
<i>Rhapdochona</i> sp.								
Yaygınlık (%)	33,33	31,03	41,67	42,86	42,11	0	50,00	0
Ortalama Yoğunluk	1,00	2,56	1,60	2,67	2,00	0	2,00	0
Ortalama Bolluk	0,33	0,79	0,67	1,14	0,84	0	1,00	0
Toplam Parazit Sayısı	1	23	40	32	16	0	2	0
İncelenen Balık Sayısı	3	26	60	28	19	6	2	1
Enfekte Balık Sayısı	2	9	24	18	16	5	1	1
<i>Pomphorhynchus spindletuncatus</i>								
Yaygınlık (%)	66,67	34,62	40,00	64,29	84,21	83,33	50,00	100,00
Ortalama Yoğunluk	2,50	1,78	4,33	8,06	11,50	10,00	15,00	10,00
Ortalama Bolluk	1,67	0,62	1,73	5,18	9,68	8,33	7,50	10,00
Toplam Parazit Sayısı	5	16	104	145	184	50	15	10

Konak Balıklarının Boy Sınıflarına Göre Helmint Taksonlarının Dağılımı

VII boy grubu 7-44 cm. arasındaki boy uzunlukları kapsamında değerlendirilmiştir. En yüksek yaygınlık oranı *Paradiplozoon* sp. için (%37,5) II.; *Dactylogyrus turcicus* için (%75) VI.; *Allocreadium isoporum* için (%100) V.; *Pomphorhynchus spindlet truncatus* için (%80) V. ile VI.; ve *Rhapdochona* sp. için ise %52,63 ile IV. boy grubunda olmuştur. Buna

karşılık en düşük yaygınlık oranları ise: *Paradiplozoon* sp. 'de %20,97 ile I.; *Dactylogyrus turcicus*'da %57,14 ile III.; *Allocreadium isoporum*'da %38,71 ile II.; *Pomphorhynchus spindlet truncatus*'da %37,10 ile II. ve *Rhapdochona* sp.'de ise %20 ile V. boy grubunda saptanmıştır. Bulunan parazitlerin tüm boy gruplarına göre dağılımları, yaygınlık oranları, ortalama yoğunlukları, ortalama bolluk değerleri ve toplam parazit sayıları Tablo 4'te verilmiştir.

Tablo 4. Konak balıklarındaki boy gruplarına göre saptanan parazit enfeksiyon verileri

Table 4. Parasite infection data determined by size groups in host fish

Boy grubu (cm)	I	II	III	IV	V	VI
	7,0-12,0	12,1-17,0	17,1-22,0	22,1-27,0	27,1-32,0	32,1-44,0
İncelenen Balık Sayısı	24	62	28	19	10	4
Enfekte Balık Sayısı	9	13	0	0	0	0
<i>Paradiplozoon sp</i>						
Yaygınlık (%)	37,5	20,97	0	0	0	0
Ortalama Yoğunluk	5,89	2,08	0	0	0	0
Ortalama Bolluk	2,21	0,44	0	0	0	0
Toplam Parazit Sayısı	53	27	0	0	0	0
İncelenen Balık Sayısı	15	62	28	19	10	4
Enfekte Balık Sayısı	10	41	16	11	7	3
<i>Dactylogyrus turcicus</i>						
Yaygınlık (%)	66,67	66,13	57,14	57,89	70,00	75,00
Ortalama Yoğunluk	2,60	4,85	11,38	12,82	13,43	29,33
Ortalama Bolluk	1,73	3,21	6,50	7,42	9,40	22,00
Toplam Parazit Sayısı	26	199	182	141	94	88
İncelenen Balık Sayısı	24	62	28	19	10	4
Enfekte Balık Sayısı	12	24	20	12	10	2
<i>Allocreadium isoporum</i>						
Yaygınlık (%)	50,00	38,71	71,43	63,16	100,00	50,00
Ortalama Yoğunluk	3,00	5,88	10,95	8,42	8,90	52,50
Ortalama Bolluk	1,50	2,27	7,82	5,32	8,90	26,25
Toplam Parazit Sayısı	36	141	219	101	89	105
İncelenen Balık Sayısı	24	62	28	19	10	4
Enfekte Balık Sayısı	8	21	13	10	2	1
<i>Rhapdochona sp.</i>						
Yaygınlık (%)	33,33	33,87	46,43	52,63	20,00	25,00
Ortalama Yoğunluk	2,00	1,76	2,62	0,80	1,50	2,00
Ortalama Bolluk	0,67	0,60	1,21	0,42	0,30	0,50
Toplam Parazit Sayısı	16	37	34	8	3	2
İncelenen Balık Sayısı	24	62	28	19	10	5
Enfekte Balık Sayısı	9	23	17	14	8	4
<i>Pomphorhynchus spindlet truncatus</i>						
Yaygınlık (%)	37,50	37,10	60,71	73,68	80,00	80,00
Ortalama Yoğunluk	1,89	4,30	5,76	12,79	11,13	6,75
Ortalama Bolluk	0,71	1,60	3,50	9,42	8,90	5,40
Toplam Parazit Sayısı	17	99	98	179	89	27

Tartışma ve Sonuç

Dactylogyrus turcicus Aydoğdu, Molnar, Emre & Emre, 2015 türü *Capoeta mauricii*'de tanımlanmıştır. *Dactylogyrus* türlerinin yaygınlıkları konusunda yapılan çalışmalarda mevsimsel koşullar, balığın türü, balık bireylerinin boy, ağırlık, yaş, cinsiyeti ile parazitin konak seçiciliği parazit yaygınlık oranları arasında ilişkilerin mevcudiyetinin olduğu konusunda destekleyici çalışma sonuçlarından bahsetmek mümkündür (Hanzelova ve Zitnan 1985; Simkova vd. 2001; Aydoğdu 2006; Öztürk ve Altunel 2006). *C. mauricii*'de monogenoidea sınıfı, diplozooidae familyasında yer alan, ancak kesin teşhisi yapılamayan bir parazit bulunmuştur. Bu türün kesin teşhisinin yapılması konusunda özellikle moleküler çalışmaların yapılmasına gereksinim vardır. Teşhis için yapılan morfolojik çalışmalar konusunda yaşanan zorluklar nedeniyle Ülkemizde bazı balık türlerinde kaydı verilen *Paradiplozoon homoion* türünden ayrı bir tür olarak düşünüldüğünden *Paradiplozoon* sp. düzeyinde verilmiştir.

Zayıf bir patojen olarak bilinen ve özellikle sazangiller ailesine mensup türlerde barsakta bulunan *Allocreadium isoporum*, *C. mauricii*'de yeni kayıttır. *C. mauricii*'de en yüksek yaygınlık oranı dişilerde %76,9'la ilkbaharda; erkeklerde ise %76,0 ile yaz örneklemeinde kaydedilmiştir. Moravec (1992) Tuna havzasındaki Rokytna Nehri'nde *Leuciscus cephalus* en yüksek yaygınlık oranını ilkbahar aylarında (%100), aylık ortalama yaygınlık oranını ise %73 olarak saptamıştır. Koyun (2001), Enne Baraj Gölü'nde *Alburnus alburnus*'da Mayıs ve Haziran (1988)'da %15 ve %19; Nisan ve Mayıs (1999)'da ise %15 ile %10 yaygınlık oranında; Aydoğdu vd. (2002), ise Doğanca Baraj Gölündeki *Barbus plebejus*'da Mayıs ve Haziran aylarında %75 ve %33,3; Eylül ve Ekim aylarında %11,1 ve %20 ve toplamda ise %19,1 yaygınlık oranlarında bulmuşlardır. Raissy ve Ansari (2012) İran'da Arman Nehri balıklarından *Capoeta aculeata*, *Capoeta damascina* ve *Barbus barbulus*'un barsaklarındaki yaygınlık oranlarını %2, %0,79 ve %1,4 şeklinde saptamışlardır. Yazmen ve Öztürk (2015) Taşoluk Baraj Gölü'nden *Squalius cephalus*'da %1,3 şeklinde belirlemiştir. Aydoğdu vd. (2018), Aksu (Antalya) Çayından *Capoeta antalyensis*'de ise en yüksek ilkbahar (%30) mevsiminde görüldüğünü belirtmişlerdir. Öte yandan Göksu Nehri'nde *Capoeta caelestis*'deki yaygınlık oranının yine ilkbaharda %21,6, *Capoeta angorae*'de ise K. Maraş/Fırnız Deresi'nde kış mevsiminde %13,8; Emre ve Kubilay (2019) Çayköy Deresi'ndeki *Capoeta pestai*'de en yüksek yaygınlık oranlarını ilkbahar ve kış örneklemeinde (%52,5), en düşük ise yaz örneklemeinde belirlemiştirler (%18,2).

Buna karşılık III yaşındaki ilkbahar örneklerinde en fazla enfekte olan balığa rastlanmıştır. Nematod grubuna ait olan *Rhabdochona sp.*, *C. mauricii* için yeni bir kayıt olmasına rağmen, tür bazında teşhisi için daha detaylı incelemeye gereksinim duyulmaktadır. Bugünkü literatür bilgilerimize göre 26 familya, 157 cins ve 1298 türle temsil edilen acanthocephalada (Amin, 2013) *Capoeta mauricii*'de *Pomphorhynchus spindletruncatus* türü bulunmuştur. *Pomphorhynchus spindletruncatus* yine Kuzey Irak'ta *Aspius vorax* ve *Barbus xanthopterus*'den tanımlanmıştır (Amin vd. 2003). Türkiye'deki yedi tatlı su balığındaki acanthocephala'nın rapor edildiği çalışmada *Capoeta mauricii*'de bu türlere işaret edilmektedir (Smales vd. 2015). Çalıştığımız bu balık türü stok zenginleştirilmesi ve yetiştiricilik potansiyeli olan türdür. Bu ve benzeri türlerin olası sağlık sorunlarını bilmek oldukça önemlidir. Aynı hassasiyet bu endemik balıkların popülasyonlarının korunması için de geçerlidir.

Teşekkür

Bu makale Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsünde "Akdeniz Bölgesi'ndeki *Capoeta erhani*, *Capoeta pestai*, *Capoeta mauricii* Türlerinin Helminth Parazitlerinin Biyoçeşitliliğinin Araştırılması" başlıklı tezden üretilmiştir.

Kaynaklar

- Amin OM. 2013. Classification of the Acanthocephala. *Folia Parasit.* 60(4):273-305.
doi: 10.14411/fp.2013.031
- Amin OA, Abdullah SMA, Furhan T, Mhaisen FT. 2003. Description of *Pomphorhynchus spindletruncatus n. sp.* (Acanthocephala: Pomphorhynchidae) from freshwater fishes in northern Iraq, with the erection of a new Pomphorhynchid genus, *Pyriproboscis n. g.*, and keys to genera of the Pomphorhynchidae and the species of *Pomphorhynchus* Monticelli, 1905. *Syst Parasitology.* 54(3):229-235.
doi: 10.1023/a:1022654921523
- Aydoğdu A, Altunel FN. 2002. Doğanca Baraj Gölünden (Bursa) yakalanan bazı balıklarda kaydedilen Helminthler. *Türkiye Parazitoloji Dergisi.* 26(1):87-92.
- Aydoğdu A. 2006. Variations in the infections of two monogenean species parasitizing the gills of the crucian carp (*Carassius Carassius*), in relation to water temperature over a period of one year in Gölbaşı Dam Lake, Bursa, Turkey. *Bull Eur Ass Fish Pathol.* 26(3):112-118.
- Aydoğdu A, Molnár K, Emre Y, Emre N. 2015. Two new *Dactylogyrus* Species (Dactylogyridae) *D. angorae* and *D. turcicus* from *Capoeta angorae* and *C. mauricii* endemic fishes in Turkey. *Acta Parasitol.* 60(1):130-133.
doi: 10.1515/ap-2015-0017
- Aydoğdu A, Ponce De León GP, Emre Y, Emre N, Yabancı A. 2018. Prevalence and intensity of *Allocreadium*

- isoporum* (Digenea: Allocreadiidae) in three endemic species of Cyprinids (*Capoeta* sp) in Turkey, in relation to season, host size and sex. J Appl Ichthyol. 34(1):129-135.
doi: 10.1111/jai.13515
- Ayyıldız H, Emre Y, Yagci A, Altın A. 2015. Length–weight Relationships of Eight Freshwater (Cypriniformes) Fish Species from Turkey. J Appl Ichthyol. 31(5):1–2.
doi: 10.1111/jai.12828
- Bayçelebi E, Kaya, C, Güçlü SS, Küçük F, Turan D. 2020. Taxonomic status of endemic fish species in Lake Beyşehir Basin (Turkey). Acta Aquatica Turcica, 16(1):138-147.
doi: 10.22392/actaquatr.618539
- Bektaş Y, Turan D, Aksu İ, Çiftçi Y, Eroğlu O, Kalaycı G, Beldüz AO. 2017. Molecular phylogeny of the genus *Capoeta* (Teleostei: Cyprinidae) in Anatolia, Turkey. Biochem Syst Ecol. 70:80-94.
doi: 10.1016/j.bse.2016.11.005
- Bilecenoğlu M, Kaya M, Cihangir B, Çiçek E. 2014. An Updated Checklist of The Marine Fishes of Turkey. Turk J Zool. 38:901-929.
doi: 10.3906/zoo-1405-60
- Bychovskaya-Pavlovskaya IE. 1962. Key to parasites of freshwater fishes of the U.S.S.R. Moskova – Leningrad: Izdatel'stvo Akademi Nauk SSR. (In Russian: English Translation – Israel Program for Scientific Translation), Jerusalem, 919p.
- Campana SE, Stanley RD, Wischniowski S. 2003. Suitability of glycerin-preserved otoliths for age validation using bomb radiocarbon. J Fish Biol. 63(4):848-854.
doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00174.x
- Çiçek E, Birecikligil ESS, Fricke R. 2015. Freshwater fishes of Turkey: a revised and updated annotated checklist. Biharian Biologist. 9(2):141-157.
- Çiçek E, Fricke R, Sungur S, Eagderi S. 2018. Endemic freshwater fishes of Turkey. FishTaxa. 3(4):1-39.
- Çubuk H, Balık, İ, Yağcı M, Çınar Ş. 2006. Beyşehir Gölü'ne sonradan aşıl原因 yeni balık türlerinin göl ekosistemi üzerine etkileri. I. Uluslararası Beyşehir ve Yöresi Sempozyumu; Konya, Türkiye.
- Emre N, Kubilay A. 2019. Çayköy Deresi (Eğirdir-Isparta)'ndeki Eğirdir siraz (*Capoeta pestai* Pietschmann,1933)'larının helmint parazitleri üzerine bir araştırma. LimnoFish. 5(1):60-69.
doi: 10.17216/limnofish.459292
- Emre N, Uysal K, Kavasoğlu M, Emre Y, Yalın B, Pak F. 2020. Seasonal variations of the fatty acid profiles in the edible portions of two freshwater fish species (*Pseudophoxinus fahrettini* and *Capoeta mauricii*). Iran J Fish Sci, 19(2):602-611.
doi: 10.22092/IJFS.2019.119242.
- Fernando CH, Furtado JI, Gussev AV, Hanek G - Kakonge SA. 1972. Methods for the study of freshwater fish parasites. Waterloo, Ontario, Canada: Department of Biology, University of Waterloo 76p.
- Gussev AV. 1985. In: Key to parasites of the freshwater fishes of the USSR. Fauna, vol. 2. (ed. By on Bauer) Publ. House Nauka. Leningrad, 1 - 418 p.
- Gussev AV, Poddubnaya AV, Abdeeva VV. 1987. Key to parasites of the freshwater fishes of the USSR. Fauna, vol. 3 (ed. By ON Bauer) Publ. House Nauka. Leningrad, 1 - 532 p.
- Gülle İ, Küçük F. 2016. Isparta İli içsu balıkları faunası ve ekolojik durumu, S. D.Ü Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Derg. 12(2):149-157.
doi: 10.22392/egirdir.285131
- Hanzelova V, Zitnan R. 1985. Epizootologic importance of the concurrent monogenean invasions in the carp. Helminthologia. 22(4):277-283.
- Koyun M. 2001. Enne Baraj Gölündeki (Kütahya) bazı balıkların helmint faunası [Doktora Tezi] Uludağ Üniversitesi. 119 s.
- Kuru M, Yerli SV, Mangıt F, Ünlü E, Alp A. 2014. Fish biodiversity in inland waters of Turkey. Journal of Academic Documents for Fisheries and Aquaculture. 1(3):93-120.
- Küçük F, Turan D, Şahin C, Gülle İ. 2009a. *Capoeta mauricii* n. sp. a new species of cyprinid fish from Lake Beyşehir, Turkey. Zool Middle East. 47(1): 71-82.
doi: 10.1080/09397140.2009.10638349
- Küçük F, Sarı HM, Demir O, Gülle İ, Güçlü SS, Gümüş E. 2009b. Review of the ichthyofaunal changes in Lake Eğirdir between 1915 and 2007. Turk J Zool. 33: 277-286.
doi: 10.3906/zoo-0811-16
- Levin BA, Freyhof J, Lajbner Z, Perea S, Abdoli A, Gaffuroğlu M, Özuluğ M, Rubenyan H, Salnikov VB, Doadrio I. 2012. Phylogenetic relationships of the algae scrapin cyprinid genus *Capoeta* (Teleostei: Cyprinidae). Mol Phylogenet Evol. 62(1):542-549.
doi: 10.1016/j.ympev.2011.09.004
- Markevic AP. 1951. Parasitic fauna of freshwater fish of the Ukrainian SSR. İsrail Program Scientific Translations, Jarusalem, 10–11.
- Moravec F. 1992. Observation on the bionomy of *Allocreadium isoporum* (Loos,1894) . (Trematoda: Allocreadiidae). Folia Parasit. 39:133-144.
- Murray CB. 1994. A method for preparing chinook salmon otoliths for age-determination, and evidence of its validity. T Am Fish Soc. 123(3):358-367.
doi:10.1577/1548-8659(1994)123<0358:AMFPCS>2.3.CO;2
- Nelson JS. 2006. Fishes of the World. New York: J. Wiley & Sons. İnc. 601 p.
- Özdemir F. 2013. Türkiye'deki *Capoeta* (Teleostei: Cyprinidae) cinsine ait tür ve alttürlerin klasik ve moleküler sistematik yöntemler kullanılarak revizyonu. [Doktora Tezi]. Hacettepe Üniversitesi. 155 s.
- Öztürk MO, Altunel FN. 2006. Occurrence of *Dactylogyrus* infection linked to seasonal changes and host fish size on four cyprinid fishes in Lake Manyas, Turkey. Acta Zool Acad Sci H. 52(4):407-415.
- Raissy M, Ansari M. 2012. Parasites of some freshwater fish from Armand river, chaharmahal va Bakhtyari province, Iran. Iran J Parasitol. 7(1):73-79.
- Reiczigel J, Zacarias I, Róza, L. 2005. A bootstrap test of stochastic equality of two populations. The American Statistician. 59(2):156-161.

- doi: [10.1198/000313005X23526](https://doi.org/10.1198/000313005X23526)
Rózsa L, Reiczigel J, Majoros G. 2000. Quantifying parasites in samples of hosts. *J Parasitol.* 86(2): 228-232.
doi:[10.1645/0022-3395\(2000\)086\[0228:QPISOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1645/0022-3395(2000)086[0228:QPISOH]2.0.CO;2)
- Simkova A, Sasal P, Kadlec D, Gelnar M. 2001. Water temperature influencing dactylogyrid species communities in roach, *Rutilus rutilus*, in the Czech Republic. *J Helminthol.* 75(4):373-383.
doi: [10.1017/S0022149X01000580](https://doi.org/10.1017/S0022149X01000580)
- Smales LR, Aydogdu A, Emre Y. 2015. Acanthocephala from seven species of freshwater fish (Cyprinidae and Cyprinodontidae) from Turkey with the description of a new species of *Paralongicollum* (Pomphorhynchidae). *Comp Parasitol.* 82(1):94-100.
- doi: [10.1654/4709.1](https://doi.org/10.1654/4709.1)
Walsh MG, Maloy AP. 2008. Comparison of rainbow smelt age estimates from fin rays and otoliths. *N Am J Fish Manage.* 28(1):42-49.
doi: [10.1577/M06-292.1](https://doi.org/10.1577/M06-292.1)
- Yazmen H, Öztürk MO. 2015. İnsan besini olarak, tatlısu kefali (*Squalius cephalus*)'nin endoparazit faunası üzerine bir araştırma. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Derg.* 15(2):1-9.
doi: [10.5578/fmbd.8336](https://doi.org/10.5578/fmbd.8336)
- Zareian H, Esmaceli HR, Heidari A, Khoshkhole MR. 2016. Contribution to the molecular systematic of the genus *Capoeta* from the south Caspian Sea basin using mitochondrial cytochrome b sequences (Teleostei: Cyprinidae). *Mol Biol Res Commun.* 5(2):65-75.
doi: [10.22099/MBRC.2016.3608](https://doi.org/10.22099/MBRC.2016.3608)