

T.C.
ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
DOKTORA TEZİ

UMURBEY ÇAYI VE BARAJI'NDA (ÇANAKKALE)
SUDA, SEDİMENTTE, BAZI MAKRO OMURGASIZ CANLILARDA
AĞIR METAL BİRİKİMİ VE TOKSİSİTESİ

Kahraman SELVİ

Su Ürünleri Anabilim Dalı

Tezin Sunulduğu Tarih: 17.07.2012

Tez Danışmanı:

Doç. Dr. Mehmet AKBULUT

ÇANAKKALE

DOKTORA TEZİ SINAV SONUÇ FORMU

Kahraman SELVİ tarafından **Doç. Dr. Mehmet AKBULUT** yönetiminde hazırlanan **“UMURBEY ÇAYI VE BARAJI’NDA (ÇANAKKALE) SUDA, SEDİMENTTE, BAZI MAKRO OMURGASIZ CANLILARDA AĞIR METAL BİRİKİMİ VE TOKSİSİTESİ”** başlıklı tez tarafımızdan okunmuş, kapsamı ve niteliği açısından bir doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Mehmet AKBULUT

Yönetici

Prof. Dr. Mustafa ALPASLAN

Jüri Üyesi

Doç. Dr. Önder AYYILDIZ

Jüri Üyesi

Yrd. Doç. Dr. Ekrem Şanver ÇELİK

Jüri Üyesi

Yrd. Doç. Dr. Hasan Hüseyin SATILMIŞ

Jüri Üyesi

Sıra No:

Tez Savunma Tarihi: 17.07.2012

Prof. Dr. İsmet KAYA

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

Hazırlanan bu Doktora tezi Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu tarafından 2010 / 25 no'lu proje ile desteklenmiştir.

İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

Kahraman SELVİ

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans ve doktora eğitimim boyunca hoşgörüsünün yanında, fikir ve görüşleriyle bana her zaman destek olan ve kendisiyle çalışmaktan onur duyduğum danışmanım Sayın Doç. Dr. Mehmet AKBULUT'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Tez çalışmalarım kapsamında bana her zaman yol gösteren ve desteklerini her an yanımda hissettiğim değerli hocalarım Sayın Yrd. Doç. Dr. Ekrem Şanver ÇELİK'e ve Sayın Doç. Dr. Özcan ÖZEN'e; fakültemizin tüm imkânlarını sunan Dekanımız Sayın Prof. Dr. Olcay HİSAR'a teşekkürü bir borç bilirim.

Tez çalışmamı takip ederek, vermiş olduğu değerli fikirlerinden dolayı Sayın Prof. Dr. Mustafa ALPARSLAN'a ve Sayın Doç. Dr. Önder AYYILDIZ'a; Yrd. Doç. Dr. Hasan Hüseyin SATILMIŞ'a; deneysel çalışmalarımın laboratuvar imkânları sunarak teknik açıdan yol gösteren Sayın Yrd. Doç. Dr. Cafer TÜRKMEN'e teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca arazi ve laboratuvar çalışmalarındaki katkıları, fikirleri ve değerli dostluğuyla her zaman yanımda olan çalışma arkadaşım Sayın Yrd. Doç. Dr. Hasan KAYA'ya teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamı vermiş oldukları desteklerden dolayı Uzman Dr. Deniz Anıl ODABAŞI ve Arş. Gör. Serpil Sağır ODABAŞI'na; laboratuvar çalışmalarımı teknik anlamda destekleyen ve yardımcı olan Dr. Bayram KIZILKAYA ve Laborant Yasin EĞİLMEZGİL'e teşekkür ederim.

Tez çalışmalarım boyunca sabrı ve manevi desteğiyle her an yanımda olan hayat arkadaşım, sevgili eşim Elif SELVİ'ye ve değerli ailelerimize sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Kahraman SELVİ

SİMGELER VE KISALTMALAR

°C	Santigrat Derece
$\mu\text{S cm}^{-1}$	Mikrosimens / santimetre
%	Yüzde Değer
‰	Binde Değer
mg L^{-1}	Miligram / Litre
mg g^{-1}	Miligram / gram
$\mu\text{g g}^{-1}$	Mikrogram / gram
ppt	Binde bir
ppm	Milyonda bir
Pb	Kurşun
Zn	Çinko
Cd	Kadmiyum
Fe	Demir
Cu	Bakır
Mn	Mangan
Hg	Civa
Al	Alüminyum
Cr	Krom
Co	Kobalt
Ni	Nikel
B	Bor
HNO₃	Nitrik Asit
HCl	Hidroklorik Asit
K₂Cr₂O₇	Potasyum dikromat
KMnO₄	Potasyum permanganat
Fe₂SO₄	Demir sülfat
Pb(NO₃)₂	Kurşun Nitrat
ICP-OES	İndüktif Esleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektroskopisi
SKKY	Su Kalite Kontrolü Yönetmeliği
TGK	Türk Gıda Kodeksi
EPA	Environmental Protection Agency (Çevre Koruma Ajansı)
WHO	World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

ÖZET

UMURBEY ÇAYI VE BARAJI'NDA (ÇANAKKALE) SUDA, SEDİMENTTE, BAZI MAKRO OMURGASIZ CANLILARDA AĞIR METAL BİRİKİMİ VE TOKSİSİTESİ Kahraman SELVİ

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı Doktora Tezi

Danışman: Doç. Dr. Mehmet AKBULUT

17.07.2012, 177.

Şubat 2010 - Nisan 2011 tarihleri arasında mevsimsel olarak yapılan bu çalışma, Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda suda, sedimentte ve makro omurgasız dokularında ağır metal (Fe, Cu, Zn, Cd, Pb ve Mn) birikimlerini, Umurbey Çayı'nın Çanakkale Boğazı'na döküldüğü bölgede sudaki kurşun birikiminin hangi konsantrasyonlara ulaştığında ortamda baskın halde yaşayan amfipod (*Gammarus aequicauda* Martynov, 1931) üzerine ölümcül olabileceğini ve bu bölgede yaşayan diğer bir makro omurgasız olan yengeç (*Carcinus aestuarii* Nardo, 1847) dokularında (solungaç, kas ve hepatopankreas) sudaki kurşun konsantrasyonlarının hangi oranda birikim yaptığını belirlemek amacıyla yapılmıştır.

Bu amaçla Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda belirlenen 5 istasyonda, suyun sıcaklık, tuzluluk, çözülmüş oksijen, elektriksel iletkenlik ve pH parametreleri yerinde; sedimentin pH, iletkenlik, % nem, % kireç, organik madde ve bünye parametreleri laboratuarda ölçülmüştür. Bununla birlikte istasyonlardan alınan örneklerin ağır metal analizi ICP-OES cihazı ile tespit edilmiştir. Deneme gruplarının karşılaştırılmasında bir ve iki yönlü varyans analizinden yararlanılmıştır ($p<0,05$). Umurbey Çayı ağzından yakalanan amfipod *G. aequicauda* bireyleri 96 saat boyunca farklı kurşun konsantrasyonlarına (kontrol, 2, 3, 4, 5 ve 6 mg L⁻¹) maruz bırakılarak bu canlıların %50 'sini öldüren konsantrasyon (LC₅₀) değeri probit analiz yöntemiyle belirlenmiştir. Ayrıca bu bölgeden yakalanan yengeç *C. aestuarii* bireyleri 14 gün boyunca *in vivo* etkide farklı kurşun konsantrasyonlarına (kontrol; 0,025; 0,05; 0,1 ve 1 mg L⁻¹) maruz bırakılmıştır. Çalışmada 7. ve 14. günlerde dokulardaki kurşun birikimi zamana ve konsantrasyonlara bağlı olarak saptanmıştır. Verilerin değerlendirilmesinde üç yönlü varyans analizinden yararlanılmıştır ($p<0,05$).

Elde edilen bulgulara göre, suda ölçülen metal konsantrasyonları EPA (2006) tarafından suda izin verilen değerlerin üzerinde, SKKY (1991) tarafından sulama suyunda izin verilen değerlerin altında bulunmuştur. Bununla birlikte sedimentte ölçülen metal konsantrasyonları çinko haricinde TGK (2010) tarafından izin verilen değerlerin altında bulunmuştur. Umurbey Çayı'ndan ve Barajı'ndan alınan su, sediment ve makro omurgasız örneklerinde ortalama olarak en fazla birikim gösteren metal demir ve çinko bulunurken, en az birikim gösteren metal ise kadmiyum olmuştur. Yapılan MDS (çok boyutlu ölçeklendirme) analiz sonuçlarına göre metallerin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi belirlenmiştir.

Akut toksisite deneyi sonucunda kurşunun *G. aequicauda* bireyleri üzerine LC₅₀ değeri 4,56 mg L⁻¹ olarak hesaplanmış olup, belirlenen konsantrasyonun bölgede yaşayan bu tür için henüz bir risk taşımadığı tespit edilmiştir. 14 gün boyunca farklı kurşun konsantrasyonlarına maruz bırakılan *C. aestuarii* dokularındaki kurşun birikiminin ise ortamdaki metal derişimi ve maruz kalma süresi ile doğru orantılı olarak artış gösterdiği ve en fazla birikimin solungaç dokusunda olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Çanakkale, Umurbey Çayı, Umurbey Barajı, Ağır Metal; Makro omurgasız, LC₅₀, *Gammarus aequicauda*, *Carcinus aestuarii*.

ABSTRACT

TOXICITY AND ACCUMULATION OF HEAVY METAL IN WATER, SEDIMENT, SOME MACRO INVERTEBRATES IN UMURBEY STREAM AND UMURBEY RESERVOIR (ÇANAKKALE)

Kahraman SELVİ

Çanakkale Onsekiz Mart University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Chair for Faculty of Fisheries Thesis of PhD
Advisor: Assoc. Prof. Dr. Mehmet AKBULUT

17.07.2012, 177.

This study was conducted to determine physico-chemical parameters of water and sediment and metal accumulation (Pb, Zn, Cd, Fe, Cu and Mn) in water, sediment, some macro invertebrates and also the lethal concentration value of lead on the amphipod (*Gammarus aequicauda*, Martynov, 1931) living as dominant forms in Umurbey Stream estuary area, and lead accumulation in the crab (*Carcinus aestuarii*, Nardo, 1847) tissues (gill, muscle, hepatopancreas) were used toxicity tests in laboratory in Umurbey Stream and Umurbey Reservoir in Çanakkale between February 2010 and April 2011 seasonally.

For these aims, in the determined 5 stations in Umurbey Stream and Umurbey Reservoir, while water temperature, salinity, dissolved oxygen, electrical conductivity and pH were measured in situ, the sediment pH, conductivity, organic matter, lime, % moisture and texture were measured in laboratory. Besides, samples that were taken from 5 stations and their heavy metal concentrations were analyzed by ICP-OES. For comparing the treatments, one-way and two-way analysis of variance were used ($p < 0,05$). For acute toxicity test, amphipod *G. aequicauda* were exposed to various lead concentrations (1, 2, 3, 4, 5 and 6 mg L⁻¹) for 96 hours and it was calculated using probit analysis method. Also, *C. aestuarii* sampled from the eustary area exposed to different concentrations of lead (0.025, 0.05, 0.1 and 1.0 mg L⁻¹) for 14 days and the accumulation of lead in tissues in 7th. and 14th. days were determined by time and concentrations. For statistical analysis the results, three-way analysis of variance was used ($p < 0,05$).

The results have revealed that metal concentrations in water were exceeded the threshold level imposed by EPA (2006), while metal concentrations in water were not

exceeded the threshold level imposed by SKKY (1991) for irrigation water. In addition, metal concentrations in sediment were not exceeded the threshold level imposed by TGK (2010) except for zinc. While the highest accumulated metal ions were iron and zinc, the least accumulated metal was cadmium in water, sediment and macro invertebrates in Umurbey Stream and Umurbey Reservoir. The MDS (multi-dimensional scaling) results indicated that the metals interact with the other environmental variables.

At the end of acute toxicity test, LC₅₀ value of lead for *G. aequicauda* calculated as 4.56 mg L⁻¹. It was determined that this toxicity test result have just no risk for this species living the area. Besides, it was found out that lead bioaccumulation in tissues of *C. aestuarii* exposed to different concentrations of lead for 14 days was increased with lead concentration of ambient and time of exposure, the most accumulation was determined in gill tissue.

Keywords: Çanakkale, Umurbey Stream, Umurbey Reservoir, Heavy Metal, Macro invertebrate, LC₅₀, *Gammarus aequicauda*, *Carcinus aestuarii*.

İÇERİK

TEZ SINAVI SONUÇ FORMU	ii
İNİTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI	iii
TEŞEKKÜR	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR	v
ÖZET	vi
ABSTRACT	viii
BÖLÜM 1-GİRİŞ	1
1.1. Ağır Metaller	2
1.2. Bazı Metallerin Genel Özellikleri.....	3
1.2.1. Alüminyum (Al).....	3
1.2.2. Bakır (Cu)	4
1.2.3. Bor (B).....	4
1.2.4. Civa (Hg).....	5
1.2.5. Çinko (Zn).....	6
1.2.6. Demir (Fe).....	7
1.2.7. Kadmiyum (Cd).....	7
1.2.8. Kobalt (Co)	8
1.2.9. Krom (Cr)	9
1.2.10. Kurşun (Pb)	10
1.2.11. Mangan (Mn).....	11
1.2.12. Nikel (Ni).....	11
1.3. Metallerin Sucul Ortamlara Taşınması.....	12

1.4. Tatlı Su Sistemlerinde Bentik Bölgenin Önemi	15
1.5. Ağır Metallerin Sucul Organizmalar Üzerine Etkileri	16
1.6. Tatlı Su Sistemlerinde Metal Kirliliği İndikatörü Olarak Omurgasızlar	18
1.7. Kirlilik Deneyleri	20
BÖLÜM 2 – ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	23
2.1. Suda ve Sedimentte Yapılan Ağır Metal Çalışmaları.....	23
2.2. Makro Omurgasız Dokularında Yapılan Ağır Metal Çalışmaları.....	29
2.3. Ağır Metal Toksikite Çalışmaları	33
BÖLÜM 3 - MATERYAL VE YÖNTEM.....	35
3.1. Materyal.....	35
3.1.1. Çalışma Alanı	35
3.1.2. Arazi Çalışmaları	36
3.1.3. Örneklem İstasyonları	36
3.1.4. Analizlerde Kullanılan Makro Omurgasız Canlılar	39
3.1.4.1. <i>Laccophilus minutus</i>	40
3.1.4.2. <i>Ischnura elegans</i>	41
3.1.4.3. <i>Cloeon dipterum</i>	42
3.1.4.4. <i>Notonecta maculata</i>	43
3.1.4.5. <i>Chaoborus flavicans</i>	44
3.1.4.6. <i>Chironomus plumosus</i>	45
3.1.4.7. <i>Gammarus aequicauda</i>	46
3.1.4.8. <i>Hediste diversicolor</i>	47
3.1.4.9. <i>Carcinus aestuarii</i>	48

3.2. Yöntem	49
3.2.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Parametreleri	49
3.2.2. Sediment Analizleri	49
3.2.2.1. Nem Tayini	49
3.2.2.2. Toprak Reaksiyon Tayini (pH) ve Suda Eriyebilir Tuz Değeri	50
3.2.2.3. Karbonat Tayini	50
3.2.2.4. Organik Madde Tayini	51
3.2.2.5. Bünye Tayini	51
3.2.3. Suda Ağır Metal Analizleri	52
3.2.4. Sedimentte Ağır Metal Analizleri	52
3.2.5. Bentik Omurgasız Canlıların Dokusunda Ağır Metal Analizleri	52
3.2.6. Akut Toksikite (LC₅₀) Denemesi	53
3.2.7. Yarı Statik Toksikite Denemesi	54
3.3. İstatistiksel Değerlendirme	56
BÖLÜM 4 - ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	57
4.1. Bulgular	57
4.1.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Parametreleri	57
4.1.2. Sedimentte Ölçülen Fiziko-Kimyasal Parametreler	64
4.1.3. Suda Ölçülen Metal Konsantrasyonları	72
4.1.4. Sedimentteki Metal Konsantrasyonları	79
4.1.5. Makro Omurgasızlarda Metal Birikimi	87
4.1.5.1. <i>Laccophilus minutus</i>	87
4.1.5.2. <i>Cloeon dipterum</i>	88

4.1.5.3. <i>Ischnura elegans</i>	89
4.1.5.4. <i>Notonecta maculata</i>	90
4.1.5.5. <i>Chaoborus flavicans</i>	91
4.1.5.6. <i>Chironomus plumosus</i>	92
4.1.5.7. <i>Gammarus aequicauda</i>	93
4.1.5.8. <i>Carcinus aestuarii</i>	94
4.1.5.9. <i>Hediste diversicolor</i>	95
4.1.6. Ağır Metal Birikimlerinin Çevresel Değişkenlerle Olan Etkileşimi.....	109
4.1.7. Kurşunun <i>Gammarus aequicauda</i> Üzerine Akut Toksisitesi (LC ₅₀).....	115
4.1.8. <i>Carcinus aestuarii</i> Bireylerinin Farklı Dokularında Kurşun Birikimi ...	117
BÖLÜM 5 - SONUÇLAR VE ÖNERİLER	123
5.1. Sonuçların Değerlendirilmesi	123
5.1.1. Fiziko-Kimyasal Parametre Sonuçları.....	123
5.1.2. Ağır Metal Birikim Sonuçları	124
5.1.3. Toksikite Deneyleri Sonuçları.....	125
5.2. Öneriler.....	125
KAYNAKLAR.....	127
Çizelgeler	I
Şekiller	III
Özgeçmiş.....	V

BÖLÜM 1

GİRİŞ

Çevre, doğa ve insan tarafından biçimlenen öğelerin ve koşulların tümüdür. İnsan ve çevre karşılıklı etkileşim içinde olup, birbirini bütünlemektedir. Ekolojik dengeyi bozan kirletici unsurlar, insan ve hayvan sağlığını tehdit eden en önemli tehlikelerin başında gelmektedir. Akarsular ve göller çevre kirliliğinden birinci derecede etkilenen ekosistemlerdir. Eysel, endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan kirleticiler ilk olarak bu ortamlara taşınmaktadır. İnsan nüfusunun daha az olduğu dönemlerde sulara karışan kirletici grupları kısa zamanda seyrelip doğal yollardan parçalanabilmekte iken; teknolojik gelişmelerle birlikte gelen nüfus artışı ve sanayileşme sonucu evsel, endüstriyel ve zirai atıklar artmakta, su sistemlerinin kendi kendini temizleme potansiyeli yok olmakta, kirlenme nedeniyle suyun kalitesinde ve özelliklerinde değişimler meydana gelmektedir (Gidirişoğlu ve ark., 1998; Kara ve Çömlekçioğlu, 2004).

Tarımda, balıkçılıkta, içme suyu temininde ya da elektrik üretiminde akarsuların ve barajların önemi büyüktür. Kirlilik, bu suların kalitesini doğrudan etkilemesinden dolayı kabul edilebilir değerlerde tutulması gerekmektedir (Quyang ve ark., 2006; Akbulut ve ark., 2010).

Organik madde, endüstriyel atık, petrol türevleri, yapay tarımsal gübre, deterjan, radyoaktivite, pestisit, inorganik tuz ve ağır metal gibi kirletici gruplarının farklı derişimleri ortamda oksijen kaybına, balık ölümlerine sebep olmakta; bu kirleticilerle kontamine olmuş su ürünleriyle beslenen insanların sağlığını da olumsuz yönde etkileyebilmektedir (Katalay ve ark., 2005; Ntengwe, 2006; Akbulut ve ark., 2010; Türkmen, 2011). Ayrıca kirlenmiş ortamlardaki bazı değerli türlerin sayısı azalırken; bu ortamlarda tolerans değeri yüksek ve ekonomik değeri düşük olan türlerin sayısı artmaktadır. Bunun sonucunda ise ortamda biyoçeşitlilik azalmakta ve baskın türlerdeki bireylerin sayısı çoğalarak doğal zenginlik yok olmaktadır (Karpuzcu, 1995).

Bu kirleticilerden özellikle ağır metaller çok çeşitli kaynaklardan ortaya çıkabilmeleri, deşarj edildikleri ortamda uzun süre kalarak çevre koşullarına dayanıklı olmaları, biyolojik sistemlere yönelik toksik etkiler meydana getirmeleri, besin zincirine girerek canlılarda artan yoğunluklarda birikebilmeleri nedeniyle diğer kimyasal kirleticiler arasında ilk sırada yer almaktadır (Vural, 1984; Gündüz, 1984; Papagiannis ve ark., 2004).

1.1. Ağır Metaller

Canlılar için hayati öneme sahip olan metaller aynı zamanda uygarlığın ve endüstrinin temelini oluşturmaktadır. Eski çağlardan bu yana metalleri işleyen insanoğlu bir taraftan bu metallerin etkisine maruz kalırken diğer taraftan da çevresini kirletmeye başlamıştır (Timbrell, 1992).

“Ağır metal” tanımı nispeten yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik olan metal anlamındadır. Başka bir deyişle; fiziksel özellik açısından yoğunluğu 5 g cm^{-3} ten daha yüksek olan metallere ağır metal denilmektedir (Masters, 1991). Bu gruba başta kurşun, kadmiyum, krom, demir, kobalt, bakır, nikel, civa ve çinko olmak üzere yaklaşık 60 kadar metal dahildir (Förstner ve Wittmann, 1981; Kartal ve ark., 2004).

Metaller doğal sularda serbest iyonlara, inorganik veya organik bileşiklere veya partikül maddelere absorbe edilmiş şekillerde bulunmaktadır. Ağır metaller suda çözünebildikleri için sucul organizmalar tarafından çok kolay bir şekilde alınabilmekte ve canlıların proteinlerine kuvvetli bir şekilde bağlanabilmektedir (Kalay ve ark., 2004).

Biyolojik anlamda metaller 3 gruba ayrılmaktadır (Clark, 1992);

- Sucul ortamlarda hareketli katyonlar olarak taşınan elementler (sodyum, potasyum, kalsiyum vb).
- Düşük konsantrasyonlarda gerekli olan, fakat yüksek konsantrasyonlarda toksik etki gösteren elementler (demir, bakır, çinko, kobalt, mangan vb).
- Metabolik aktivite için genelde gerekli olmayan, düşük konsantrasyonlarda bile hücrede toksik etki yapabilen elementler – metaloitler (civa, kurşun, kalay, selenyum, arsenik vb).

Organizmalarda birçok biyokimyasal fonksiyonda görev alan; bulunmadığı durumlarda ise çeşitli semptomlara veya metabolik bozukluklara yol açan esansiyel metaller, belirli sınırların üzerinde olduğunda toksik etkiye sahiptir (Mertz, 1974; Sağlamtimur ve ark, 2004). Omurgalı canlılardaki solunum pigmenti olan hemoglobinin yapısında görevli demir, omurgasız canlılardaki solunum pigmenti olan hemosiyaninin yapısında görevli bakır, birçok enzimin yapısında görevli çinko, B₁₂ vitaminlerinin aktive olmasında görevli kobalt, birçok metabolik aktivitede görevli nikel ve krom bu esansiyel metallerin arasında yer almaktadır (Janssen ve ark., 2000; Eltem, 2001; Bossuyt, 2004).

Ağır metallerden bazıları çok düşük konsantrasyonlarda bile tüm sucul organizmalarda (plankton, sucul bitki, omurgasız, omurgalı) birikimlere ve zararlı etkilere neden olmaktadır (Eaton ve ark., 1995; Göksu ve ark., 2003). Bu metaller sucul organizmaların vücutlarında doğrudan birikerek yada dolaylı olarak besin zincirinde bir sonraki basamağa geçerek

biyolojik birikim yapmakta ve hatta zehir etkisi gösterebilmektedir (Försner ve Wittmann, 1981; Katalay ve ark., 2005).

Ağır metallerin canlılardaki toksisitesi ortamın fiziko-kimyasal özelliklerine (sıcaklık, pH, tuzluluk, oksijen miktarı, sertlik, vb.), metalin cinsine, organizmanın türüne, fizyolojik davranışına, yaşam döngüsüne, beslenme alışkanlığına ve üreme zamanına göre değişiklik gösterebilmektedir. (Bryan, 1976; Ağcasulu, 2007).

1.2. Bazı Metallerin Genel Özellikleri

1.2.1. Alüminyum (Al)

Alüminyum yer kabuğunda bol miktarda bulunmasına rağmen; serbest halde çok nadir bulunduğundan bir zamanlar altından bile daha kıymetli görülmüş bir metaldir. Dünya ekonomisi içinde çok önemli bir yere sahip olan alüminyum doğada genellikle boksit cevheri halinde bulunmaktadır. Kolaylıkla dövülebilmekte, makede işlenebilmekte ve dökülebilmekte olduğundan endüstrinin pek çok kolunda milyonlarca farklı ürünün yapımında kullanılmaktadır. Alüminyumdan üretilmiş yapısal bileşenler uzay ve havacılık endüstrisi için vazgeçilmezdir. Pasivasyon özelliği sayesinde oksidasyona karşı yüksek direnç göstermektedir. Hafiflik ve yüksek dayanım özellikleri sayesinde taşımacılık ve inşaat sanayinde geniş kullanım alanı vardır. Alüminyum kaynaklarının başında alüminyum işleyen tesisler, mutfak kapları, su boruları ve ilaçlar sayılmaktadır (Trapp ve Cannon., 1981; Greger ve Baier, 1983).

Bazı enzimlerin (SDH, ALA) faaliyetleri için gerekli olan alüminyum dokularda birikim özelliği göstermektedir. Birikim gösterdiği durumlarda genellikle akciğer ve sinir sistemine etki etmektedir. Hemodiyaliz deneyimleri sonucunda alüminyumun beyinde hasarlara yol açtığı ve Alzheimer hastalığına neden olduğu saptanmıştır. Dokularda bulunan kalsiyum ve potasyum gibi mineraller ile alüminyum arasında bir korelasyonun bulunduğu ve beyin dokusunda alüminyumun artması ile bu minerallerin azaldığı görülmüştür. Ayrıca farklı nörolojik dokularda bulunan kalsiyumun dağılımı ile alüminyum ve mangan arasında bir ilişki bulunduğu, bu ilişkinin bozulması sonucu sinir sisteminin etkilenerek Parkinson hastalığına yol açtığı belirtilmiştir. Uzun süreli alüminyum metaline maruz kalma sonucunda sinir sistemi bozuklukları, akciğer kanseri ve astım görülebilmektedir (Greger ve Baier, 1983; Tuncay, 2007).

Alüminyumun sucul ortamda pH'ı düşürerek balıkların yüzme kesesinin şişmesine, üremenin inhibisyonuna ve gelişmenin yavaşlamasına neden olduğu bildirilmektedir (Marr ve ark., 1996).

1.2.2. Bakır (Cu)

Doğada yaygın bir şekilde bulunan günlük yaşamda, endüstriyel ve tarımsal alanda, insan ve hayvan hastalıklarının tedavisinde fazla kullanılan bir metal olması nedeniyle başta insanlar olmak üzere birçok canlıda sık sık zehirlenmelere yol açmaktadır. Biyolojik sistemlerde Cu^{+2} ve Cu^{+1} değerlikli olan bakır; ağaç ve metal işletmeciliği, madeni kaplama işlemleri, endüstriyel atıklar ve bazı tarımsal ilaçlar ile sucul ortamlara taşınmaktadır (Akgün, 2006; Çınar, 2008).

Bakır birçok enzimin yapısına katılmakta olup, canlılar için çok önemli görevlere sahiptir. Kemiklerin, merkezi sinir sisteminin ve bağ dokunun gelişmesinde, omuriliğin miyelinleşmesinde, bağışıklık sisteminin düzenlenmesinde, kalp fonksiyonlarında ve doku pigmentasyonunda etkindir. Proteinlere bağlı olarak bulunan bakır, eritrosit oluşumu için dokularda demirin serbest bırakılmasında önemli rol oynamaktadır. İnsanlarda bakır eksikliği, kansızlığa neden olmaktadır (Kalay ve Erdem, 1995; Çetinbaş, 2003; Cicik, 2003). Yüksek dozlarda bakıra maruz kalınması halinde; mukoza iltihaplanması, damar hastalıkları, karaciğer ve böbrek hastalıkları ve depresyonla seyreden merkezi sinir sistemi bozuklukları görülmektedir (Jenkins, 1989; Özden, 2008).

Bakır vücuttan atılmadığında Wilson hastalığına neden olmaktadır. Bu hastalık birçok organda ve dokuda (karaciğer, böbrek, beyin, göz, vb.) toksik seviyelerde bakır depolanması ile karakterize edilse de; özellikle karaciğerdeki hafif veya şiddetli belirtilerle (akut hepatit, kronik hepatit, siroz) kendini göstermektedir (Kruger, 2002; Kahvecioğlu ve ark., 2004).

Sucul ortamlarda yüksek konsantrasyonlarda bulunan bakır; bakteriler, mantarlar, algler ve balıklar için toksik etki yapabilmektedir. Balıklar tarafından bakırın alınması büyük oranda solungaçlar ve alınan besinlerle olmaktadır. Balıkların bakıra maruz kalma süresi arttıkça toksik etkiler meydana gelmekte ve ölümcül olmayan derişimlerde aktif organ ve dokularda birikebilmektedir (Cicik ve ark., 2004). Balıklarda bakırın en fazla depo edildiği organ karaciğer olup, vücuttan atılması ise idrar ve dışkı yoluyla olmaktadır (Karadede ve Ünlü, 2000; Çetinbaş, 2003).

1.2.3. Bor (B)

Bor sıcak su kaynaklarında ve volkanik arazilerden çıkan sularda oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Bunun dışında boratların deterjan olarak kullanıldığı yerlerde bor konsantrasyonu yüksektir. Suda bulunan borun en büyük etkisi tarım üzerinde

görülmeyle beraber, içme ve kullanma suyunda, su ürünleri üzerinde ve hayvan sulamasında da çeşitli toksik etkileri saptanmıştır (Niemi ve ark., 1991).

İnsanlar tarafından meyve ve sebzelerden olmak üzere yiyecek ve içecekler yoluyla alınan bor kısa sürede ve tamamen vücut tarafından emilebilmekte, ancak vücutta birikmeden idrar yoluyla dışarı atılmaktadır. Borun toprakta ve sulama sularında oldukça düşük derişimlerde bulunmasına karşın, toprakta tutulma ve yıkanmasının güçlüğü nedeniyle toprakta hızla birikebilmekte ve tarımsal ürünlerin yetişmesini engellemektedir (Çobanoğlu ve Çobanoğlu, 1997).

1.2.4. Civa (Hg)

Yerkabuğunun oluşumuna katılan temel elementlerden biri olan civa genellikle yüzeysel katmanlarda bulunmakta ve doğal saçılma (dispersiyon) sonucu kolaylıkla serbest hale geçerek tüm ekosistemlere yayılmaktadır. Bu nedenle su, toprak, hava ve canlılarda iz halde civaya rastlamak mümkündür. Fosil yakıtları, madencilik, dişçilik ve civa içeren aletler (termometre, vb.) civa kontaminasyonuna neden olmaktadır. Bununla birlikte organik civalı bileşiklerin fungusit olarak tarımsal mücadelede kullanılması çevre ve besin kirlenmesine neden olmaktadır (Şanlı, 1976; Şanlı ve ark., 1990; Özden, 2008).

Civa bileşikleri genellikle sinir sistemi, böbrekler ve beyin üzerinde olumsuz etkilere yol açmaktadır. Yüksek dozlarda civaya maruz kalınması durumunda ağız, boğaz ve akciğerler olmak üzere bütün solunum yolunda hasar yarattığı bilinmektedir. Bunun yanında vücuttaki civa konsantrasyonunun artması sonucu deri enfeksiyonları, kalp krizi ve görme kaybı görülmektedir (Myers ve Davidson, 2000).

1953 – 1964 yılları arasında Japonya'nın Minamata Körfezi'nde bir fabrikanın civalı atıklarını körfeze bırakması sonucu körfezdeki midye ve balıklarla beslenen insanlarda nörolojik belirtiler ve kas tutulması görülmüş; yeni doğan bebeklerde IQ düşüklüğü, duyuusal bozukluklar ve konuşma bozuklukları bildirilmiştir (Harada, 1995; Blumenthal ve ark., 1994).

Su ortamındaki organik civa bileşikleri toksisite yönünden ayrı bir önem taşımaktadır. Bu bileşikler suda erimedikleri için kolayca canlı bünyesine girerek besin zincirine katılmaktadır. Balıklarda genellikle civanın organik formu olan dimetil civa mevcuttur. Bu form, yağlı dokularda birikmeye eğilimli bir bileşik olduğundan yağlı predatör türlerde (ton balığı, kalkan, köpek balığı ve kılıç balığı, vb.) daha yüksek civa konsantrasyonları bulunmaktadır (Mathers ve Johansen, 1985).

1.2.5. Çinko (Zn)

Çinko, alüminyum ve bakırdan sonra dünyada en fazla kullanılan metaldir. Otomotiv, azotlu gübre, cam, çimento, metal, petrol, plastik-sentetik madde, termik enerji ve çelik endüstrisinde geniş oranda kullanılmaktadır. Diğer metallerle kolaylıkla bileşik oluşturabilmektedir. Kurşun madenin çıkarılması sırasında genellikle kurşun yanında çinko da yer almaktadır. Çinko filizleri önce karışık oksitler elde etmek üzere kavrulmakta daha sonra karbonla indirgenerek çinko ve kadmiyum metalleri karışımı elde edilmektedir. Kadmiyum ve çinko damıtmayla ayrılmaktadır. Çinko ve çinko bileşikleri floresan lambalarda ve televizyon ekranlarında, çinko klorür tekstil endüstrisinde, arsenik böcek ilaçlarında, çinko borat yangın söndürücülerde kullanılmaktadır (Nriagu, 1980; Sandstead, 2000; Çınar, 2008).

Çinko içme suyunda, su ürünlerinde, kırmızı ette, kümes hayvanlarında tahıllarda ve kabuklu yemişlerde bulunmaktadır. Sebzelerdeki çinko miktarı ise daha düşüktür (Sandstead, 2000; Kahvecioğlu ve ark., 2004).

Çinko dominant olarak albümine bağlanmaktadır. Başta bağışıklık sistemi olmak üzere tüm organlar ve sistemlerin enzimatik reaksiyonları, protein sentezi ve karbonhidrat metabolizması için esansiyel bir elementtir (Belgemen ve Akar, 2004; Sönmez ve ark, 2008). Eksikliğinde enfeksiyonlara karşı zayıflık, öğrenme yeteneğinde azalma, iskelet olgunlaşmasında gecikme, büyüme yavaşlığı, kısırılık, saç dökülmesi ve hücrel immünite anormalliği gibi fizyolojik fonksiyon bozuklukları; fazlalığında ise karın ağrısı, uyuşukluk, baş dönmesi ya da çeşitli deri ve akciğer rahatsızlıkları oluşabilmektedir. Şeker tüketiminin düzenlenmesi ve büyümede görevli çinkonun vücutta depo sisteminin olmayışı sebebiyle alımı ve atılımında bir denge olmalıdır (Doğan, 2002; Sandstead, 2000; Çetinbaş, 2003; Türkoğlu, 2008).

Çinko tüm organizmalar için gerekli bir element olup, balıkların büyüme, üreme, gelişme ve bağışıklık sisteminde rol oynayan 300'den fazla proteinin yapısına katılarak katalizör görevi görmektedir (Watanabe ve ark., 1997).

Diğer metaller gibi, çinko toksisitesi sıcaklık, çözülmüş oksijen, pH, sertlik gibi çevresel koşullara, diğer organik ve inorganik ligandlara bağlı olarak değişmektedir (Hellawell, 1986). Sucul ortamlarda çinko artışı kirliliğe neden olmaktadır. Belirli bir seviyenin üzerinde balıklarda toksik etki gösterebilmekte; özellikle solungaç lamellerini tıkayarak ve hücre membranlarına zarar vererek öldürücü olabilmektedir (Malik ve Sasty, 1998; Black, 2003).

1.2.6. Demir (Fe)

En yaygın kullanılan ve en ucuz metal olma özelliği taşıyan demir, doğada en bol bulunan elementlerden birisi olmasına rağmen, doğal suların kapsamında az miktarda bulunmaktadır. Bunun nedeni demirin sudan hızla çökerek ayrılmasıdır. Suda demir Fe^{+2} (ferro) ve Fe^{+3} (ferri) şeklinde bulunabilmektedir (Parada, 1987; Dökmeci, 2005).

Bir yetişkin günlük demir ihtiyacını et, yumurta sarısı, havuç, meyve, buğday ve yeşil sebzelerden sağlamaktadır. Organizmaların bütün hücrelerinde var olan demir birçok biyokimyasal reaksiyonda hayati rol oynamaktadır. Demir gerektiğinde hemoglobine dönüştürülmek üzere karaciğer, dalak ve ilikte depolanmaktadır. Vücuttan dışkı, idrar ve ter yoluyla atılan demirin fazlası karaciğer, kemik iliği ve dalakta biriktiği bildirilmektedir (Şanlı ve Kaya, 1995; Güven ve ark., 2004).

Demir hayvanlarda ve insanlarda özellikle kırmızı kan hücrelerinin yapısında bulunan hemoglobinin fonksiyonel bir parçası olması bakımından önemlidir. Bunun dışında demir; çeşitli enzimlerin yapısında, kasların miyoglobininde, sitokrom, peroksidaz ve katalaz sistemlerinde yer alan yaşamsal önemde bir elementtir (Alhas ve ark., 2009).

Balıklarda bulunan demirin genellikle porfirin ve miyoglobin formunda olduğu bilinmektedir. Su ortamındaki kolloidal demir çok yoğun olduğu zaman solungaçlarda birikerek balıkların ölümüne neden olabilmektedir. Ayrıca dokularında fazla miktarda demir biriktirmiş olan balıkların besin olarak tüketilmesi de insan sağlığını olumsuz yönde etkileyebilmektedir (Lall, 1995; Tekin ve Kır, 2007).

1.2.7. Kadmiyum (Cd)

Kadmiyum, suda çözünme özelliği en yüksek olan ağır metaldir. Genellikle çinko, bakır ve kurşun madenleriyle birlikte ince partiküller halinde bulunmaktadır. Çevre kirliliğine sebep olan en toksik ağır metallere dendir (Palta, 2002; Kartal ve ark., 2004). Özellikle deniz ve alkali ortam korozyonuna karşı mukavemeti nedeniyle boya ve plastik sanayinde, demir, çelik, pirinç ve alüminyum kaplamasında kullanılmaktadır. Kadmiyum kaplamaları elektrik, elektronik, otomotiv, gemi ve uzay sanayinde çok yaygındır. Kadmiyumun en önemli kullanım alanı Ni-Cd, Ag-Cd, Hg-Cd pilleridir. Kadmiyum aynı zamanda fosfatlı gübre, deterjan ve rafine petrol türevlerinde bulunmaktadır (Castaing ve ark., 1986; Kaya ve ark., 1998; Türkoğlu, 2008).

Kadmiyum fizyolojik olarak esansiyel olmayan bir metaldir. İnsanlar, kadmiyum metalini solunum ve beslenme yoluyla bünyelerine almaktadır. Kadmiyum antioksidan enzimlere karışarak protein yapısında bozulmalara, hücre yapı ve fonksiyonlarında değişime,

enerji metabolizmasında inhibisyona, DNA yapısında modifikasyonlara neden olabilmektedir. Kadmiyuma maruz kalma sonucu prostat, deri, akciğer, özofagus ve burun kanseri oluşabilmekte ayrıca iskelet sisteminde bozukluklar görülebilmektedir (Casalino ve ark., 2002; Katalay ve Parlak, 2004; Ağcasulu, 2007).

1946 yılında Japonya'da "İtai-İtai" hastalığı olarak belirtilen epidemik olayın kadmiyumdan kaynaklandığı anlaşılmış ve kadmiyum zehirlenmesine bağlı saptanan ilk hastalık olarak kayıtlara geçmiştir. Kadmiyumun Jinsu Nehri'ne karışmasıyla balıklar ölmeye başlamış, aynı ortamdan sulanan pirinç tarlaları kontamine olmuş, böylece kadmiyum insanlara kadar ulaşmıştır. Bunun sonucunda şiddetli romatizmal ağrılarla karakterize olan hastalığın ortaya çıktığı belirtilmiştir. Hastalığın nehir üzerindeki çinko, kurşun ve kadmiyum filizlerinin çıkarıldığı maden ocaklarının atık sularıyla oluşan kirlilikle ortaya çıktığı bildirilmiştir (Castaing ve ark., 1986).

Kadmiyumun üreme sistemi ile ilgili (teratojenik) etkisini, çinko ile civanın azalttığı bildirilmektedir (Gilani ve Blihai, 1990). Balıkların kadmiyum toksisitesine karşı oldukça hassas olduğu bildirilmektedir. Kadmiyum çinko ve kalsiyum gibi esansiyel metallerin işlevlerini yerine getirmesini engellemekte, dolaşım sistemi hasarlarına neden olmakta, enzim faaliyetlerine zarar vermekte, özellikle balıkların solungaçlarında yapısal hasarlar meydana getirerek solunumu ve iyon dengesini bozmaktadır (Kruger, 2002).

1.2.8. Kobalt (Co)

Kobalt; demir, nikel gibi metallerle birleştirilerek "Alnico" isimli alışılmışın dışında manyetikleme gücüne sahip olan bir alaşımın eldesinde, paslanmaz çelik eldesinde, jet türbinlerinde ve gaz türbin jeneratörlerinde kullanılan alaşımların eldesinde kullanılmaktadır. Ayrıca dayanıklı ve oksitlenmeye karşı dirençli bir metal olması nedeniyle elektrolizle kaplama işleminde, porselen ve cam sanayinde parlak-kalıcı mavi rengin üretilmesinde kobalt tuzlarının kullanımı yaygındır. Canlıların beslenmesinde de önem taşımakta olan kobalt; B₁₂ vitamininin merkez yapı taşıdır. Bilinen en etkili biyokatalizör olan kobaltın eksikliğinde anemi riski artmaktadır. Kobalt başlıca karaciğer, böbrek, istiridye ve balıkta bulunmakta olup ancak hayvansal ve mikrobiyolojik teknikle üretilen besinlerle alınabilmektedir (Doğan, 2002).

1.2.9. Krom (Cr)

Kromun kayalardan ve topraktan suya, ekosisteme, havaya ve tekrar toprağa olmak üzere doğal bir dönüşümü vardır. Krom, metal alaşımlandırmanın yanında boya, çimento, kağıt, kauçuk gibi malzemeler için de pigment olarak kullanılmaktadır. Ayrıca soğutma sularının korozyon kontrolünde suya sık sık krom tuzları ilave edilmektedir (Çobanoğlu ve Çobanoğlu, 1997).

Vücutta insülin hareketini sağlayarak karbonhidrat, su ve protein metabolizmasını etkileyen krom, doğada bol bulunan bir metaldir. Düşük seviyelerde kroma maruz kalındığında, deride tahriş ve ülser meydana gelmektedir. Uzun süreli maruz kalındığında ise böbreklerde ve karaciğerde hasara yol açabildiği gibi kan dolaşım sistemini ve sinir dokularını tahrip edebilmektedir. Cr^{+6} bileşikleri Cr^{+3} bileşiklerinden çok daha toksiktir. Bu bileşikler ciltte hassasiyet oluşturarak alerjik reaksiyon yapabilmekte veya yaraların oluşumuna yol açabilmektedir. Krom, kuvvetli oksidan etkisi nedeniyle hücreleri parçalayabilmektedir. Krom içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu, fosil yakıtların, ağaç ve kâğıt ürünlerin yanması neticesinde doğada Cr^{+6} oluşmaktadır. Cr^{+6} hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülmektedir. Akciğerde biriken krom, bronş kanserine sebep olmaktadır. Cilt yoluyla krom emiliminin oldukça sınırlı olduğu bildirilmiştir (Dumlu, 1975).

Et, hububat, bakliyat ve baharatlar en iyi krom kaynağıdır. Süt ürünleri, pek çok sebze ve meyve ise az miktarda krom ihtiva etmektedir. Gıdalarla alınan Cr^{+3} ince barsak ve mideden dolaşıma katılmakta ve organizmanın fonksiyonlarında (şeker, yağ ve protein) işlev görmektedir. İnsan vücudundaki krom eksikliği, şeker hastalığı olarak kendini göstermektedir. Bununla birlikte krom eksikliğinde, dokulardaki kurşunun toksik etkisi artmaktadır (Anonim, 1996).

Krom, sedimentte organik maddelere bağlı olarak bulunmaktadır. Kabuklular gibi sediment üstünde veya içinde yaşayan birçok canlının sedimentten kromu alması kolaydır (Çobanoğlu ve Çobanoğlu, 1997). Kromun yumuşak ve asidik sularda toksisitesi artmaktadır. Bu nedenle tatlı sularda birikim gösteren krom, deniz ekosistemlerine göre daha büyük bir sorundur (Svobodova ve ark.,1993).

1.2.10. Kurşun (Pb)

İnsan faaliyetlerine bağlı olarak önemli oranda çevreye yayılan kurşun, eski çağlarda gümüş üretimi esnasında yan ürün olarak keşfedilmiştir. Kurşun paslanmaya karşı oksit boya hammaddesi olarak kullanılmaktadır. Benzin, aküler, kozmetik malzemeler, porselen ve kauçuk maddeler, böcek ilaçları, seramik sırları kurşun kaynakları arasında sayılmaktadır (Aberhart ve ark., 1984; Çınar, 2008).

Kurşun vücuda başlıca sindirim ve solunum yolu ile girmekte, anne karnındaki cenine ve anne sütüne dahi geçebilmektedir. Solunum yolu ile giren kurşun daha çok kurşun içeren tozlar şeklindedir. Bu tozlar, kurşunlu malzeme işleyen endüstri çevreler ile benzine katılan kurşun tetra etildir. Egzoz gazları da önemli bir kurşun kirliliği oluşturarak çevre kirliliğine neden olmaktadır. Benzinin yanması sonucunda parçalanan organik kurşun bileşikleri kurşun oksit, klorür, sülfat ve fosfat şekillerine dönüşmüş haldedir. %70–80 kadarı kurşunlu tozlar şeklinde egzoz gazları çevreye yayılarak tüm canlıların buna maruz kalmasına neden olmaktadır (Leita, 1991; Blumenthal ve ark., 1994; Çınar, 2008).

Vücut fonksiyonlarında gerekli olmayan bu metal kemiklerde ve yumuşak dokularda (karaciğer, böbrek, beyin, akciğer, vb.) birikmektedir. Karsinojenik etkisi genellikle solunum ve sindirim sistemi üzerinde olan kurşun aynı zamanda merkezi sinir sistemini etkilemekte, hematolojik bozukluklara (özellikle anemi), ve karaciğer yetmezliğine yol açmaktadır. Kurşunun vücutta absorpsiyonu çocuklarda daha yüksek olmakla beraber normalde % 5 gibi düşük bir oranda gerçekleşmektedir. Bu oran bile kalsiyum ve demir gibi gerekli birçok mineralin vücut tarafından emilimini azaltmaktadır. Kana karışan kurşun buradan kemiklere ve diğer dokulara gitmekte ya da dışkı ve böbrekler yoluyla vücuttan atılmaktadır. Kemiklerde biriken kurşun zamana bağlı olarak (yarılanma ömrü yaklaşık 20 yıl) çözünerek böbreklerde tahribata neden olmaktadır (Özden, 2008; Kaya, 2012).

Kurşun bir tür nörotoksin olup; anormal beyin ve sinir sistemi fonksiyonlarına sebep olmaktadır. Çocuklar üzerinde yapılan araştırmalarda kanda kurşun miktarı arttıkça IQ seviyesinin düştüğü tespit edilmiştir. Diğer taraftan kurşun nörotoksik özelliğinden dolayı sinir sisteminde iletimin azalmasına da yol açmaktadır. Bebekler ve çocuklarda düşük olan kurşun oranı, ilerleyen yaşla beraber, kurşundan etkilenmeye başlamasıyla artış göstermektedir. Kanda 40 mg L⁻¹ düzeyini aşınca tansiyon artırıcı etkisi de ortaya çıkmaktadır. Uzun süreli kurşuna maruz kalmalarda felç, körlük, hafıza kaybı, mental gecikme ve kısırlık görülmektedir (Klassen ve ark., 1986; Dündar ve Aslan, 2005).

Sucul sistemlerde yüksek derişimlerde bulunan kurşunun, balıklarda biriktirebilir bileşikler oluşturduğu, ancak toksik etkisinin suyun sertliğinin ve çözünmüş oksijen

miktarının artmasıyla birlikte azaldığı bildirilmektedir (Schmidt ve Huber, 1976). Bununla birlikte kurşun, sucul ortamlarda zor çözünür bileşikler oluşturmakta; katı halde sedimente çökme eğilimindedir. Bu nedenle beslenme zincirinde yer alan bitkilerden kurşun alınımı söz konusu değildir. Besin zincirinde kurşun yayılımı genellikle midyeler gibi çift kabuklu yumuşakçalar üzerinden ve kalsiyuma bağlı olarak gerçekleşmektedir (Sharma ve Dubey, 2005).

1.2.11. Mangan (Mn)

Toprak veya tortul kütlelerdeki mangan atmosferik olayların etkisiyle çözünerek suya geçmektedir. Demiri fazla olan sularda az miktarda mangan bulunmaktadır. Yeraltı sularında bulunan mangan ortamda oksijenin bulunmayışı nedeniyle Mn^{+2} formundadır. Yüzeysel sularda, özellikle göl ve baraj gibi rezervuarların dip çökeltisi çamurları içerisinde bulunmaktadır ve indirgeyici ortamda çamurdan suya geçmektedir. Suda fazla miktarda mangan bulunması suya kötü bir lezzet vermektedir. Böyle sular kişisel ihtiyaçlar için (sıcak içecekler hazırlamak, çamaşır yıkamak, vb.) uygun değildir (Dumlu, 1975).

Mangan insan ve hayvanlarda esansiyel elementtir. Ancak alınan manganın % 3 ü absorbe edilmektedir. Kalp damar hastalıklarında ölüme mani olmak için içme sularında mangan bulunması önerilmektedir. Mangan en az zehirli olan elementtir. Birkaç olay dışında sudaki mangandan dolayı bir zehirlilik görülmemiştir. 1941 yılında Japonya'da beyinle ilgili hastalık nedeni 14 mg L^{-1} manganla kirlenmiş kuyu suyuna bağlanmıştır. Bununla birlikte yalnız mangan konsantrasyonunun bu hastalığın nedeni olmadığı bildirilmiştir (Dumlu, 1975; Parada, 1987; Anonim, 1987).

Yiyeceklerdeki mangan miktarları önemli derecede farklılık göstermektedir. Süt ürünlerinde düşük konsantrasyonlarda, etlerde $0-0,8 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$, balıklarda $0-0,1 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ mangan bulunmaktadır (Parada, 1987).

1.2.12. Nikel (Ni)

Nikel bileşikleri pratik olarak suda çözünmemektedir. Suda çözünebilir tuzları klorür, sülfat ve nitrattır. Nikel biyolojik sistemlerde adenozin trifosfat, aminoasit, peptid, protein ve deoksiribonükleik asitle kompleks oluşturmaktadır. Nikel yer kabuğunda $58-94 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişen oranlarda bulunmaktadır. Sudaki doğal nikel miktarı çok düşüktür. Nikel demir üretiminde, madeni para basımında, alkali pillerde, propilen ve renkli camların boyanmasında, kaynak ürünlerinde, mıknaatlarda, elektrotlarda, elektrik fişlerinde, makine parçalarında ve tıbbi protezlerde kullanılmaktadır. Ayrıca korozyon ve ısı direncinin yüksek,

sertliğinin ve dayanıklılığının iyi olması sebebiyle alaşım üretiminde, kimyasal katalizör olarak elektrolitik kaplamada nikel kullanımı yaygındır. Atmosferdeki nikel kaynaklarının başında fuel-oil ve bunun kalıntılarının yakılması, nikel madeninin işlenmesi ve rafine edilmesi ile belediye atık sistemleri sayılabilmektedir (Çobanoğlu ve Çobanoğlu, 1997).

Havadaki nikel bileşiklerinin solunması sonucunda, solunum savunma sistemi ile ilgili olarak nefes borusunda tahriş, immünolojik değişim, alveoler makrofaj hücre sayısında artış, silia aktivitesi ve immünite baskısında azalma gibi anormal fonksiyonlar meydana gelmektedir. Nikelin deriden absorpsiyonu sonucunda alerjik deri hastalıkları ortaya çıkmaktadır. Havada bulunan nikel uzun süreli maruz kalma sonucu astım, burun ve gırtlak kanserlerine neden olduğu bildirilmektedir (Fort ve ark., 1998).

Günlük nikel alımının yaklaşık yarısı ekmek, içecek ve tahılların tüketilmesiyle olmaktadır. Nikel bitkilerde toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz düzeyde bulunması gereken bir elementtir (Güven ve ark., 2004). Bitkide gereğinden fazla bulunan nikel, klorofil sentezi ve yağ metabolizması üzerine olumsuz etki yapmakta, bitki köklerinin diğer besin elementlerini almasını engelleyerek besin elementleri noksanlıklarının ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Zengin ve Munzuroğlu, 2005).

Balıklarda nikel konsantrasyonunun artması, solungaçlardaki membran lamellerinin kalınlaşmasına neden olabilmektedir. Solungaçtaki bu kalınlaşma hücre membranlarından difüzyon kapasitesinin azalmasına ve balığın boğularak ölümüne yol açabilmektedir (Teague, 1999).

1.3. Metallerin Sucul Ortamlara Taşınması

Su kirliliği, değişime uğrayan özelliklerine göre organik kirlilik, anorganik kirlilik, bakteriyolojik kirlilik ve termal kirlilik şeklinde sınıflandırılabilir. Sulardaki anorganik kirlenmenin en önemli kaynağını metaller oluşturmaktadır. Sulardaki ağır metal konsantrasyonları, suyun kullanma alanının yaygın ve değişik olmasına bağlı olarak önem taşımaktadır. Su ortamındaki metaller organizmalar tarafından depo edilmektedir. Besin zinciri ile insana kadar ulaşan metaller (Hg, Cd, Pb, As, vb.) yüzünden birçok toplu akut ve kronik zehirlenme olaylarına rastlanılmaktadır. Diğer yandan alıcı sulardaki anorganik kirlilik arttığı zaman organizmalar için; sulama suyu olarak kullanıldıklarında ise karasal bitki, hayvan ve hatta insanlar için zararlı olduğu bildirilmektedir (Yaramaz, 1992; Uzunoğlu, 1999). Metallerin içme suyunda ve sulama suyunda izin verilen değerleri sırasıyla Çizelge 1’de ve Çizelge 2’de verilmiştir.

Çizelge 1. Metallerin içme suyunda izin verilen değerleri (mg L⁻¹)

	Zn	Cu	Pb	Fe	Cd	Mn	Cr	Co	Ni	Al	Hg	
EPA	0,12	0,013	0,065	0,3	0,002	0,05	0,016	--	0,04		0,002	
WHO	3	2	0,01	0,3	0,003	1	0,05	--	0,02	--	--	
SKKY	I	<0,2	<0,02	<0,01	<0,3	<0,003	<0,1	<0,02	<0,01	0,02	0,3	0,0001
	II	0,5	0,05	0,02	1	0,005	0,5	0,02	0,02	0,05	0,3	0,0005
	III	2	0,2	0,05	5	0,01	3	0,05	0,2	0,2	1	0,002
	IV	>2	>0,2	>0,05	>5	>0,01	>3	>0,05	>0,2	>0,2	>1	>0,002

SKKY: Su Kirliliği Kalite Yönetmeliği. (Resmi Gazete, 2004)

EPA : Environmental Protection Agency (Anonim, 2006a)

WHO : World Health Organization (Anonim, 2008)

Metaller doğal ve antropojenik (insan kaynaklı) yollarla taşınarak ekosistemleri tehdit etmektedirler. Metallerin sucul ekosistemlere taşınmasında atmosferin önemi büyüktür. Atmosferde bulunan metaller, rüzgâr ve yağışlarla suya geçmekte ve sucul sistem üzerinde etkili olmaktadır. Ayrıca metaller erozyonla taşınan kaya parçalarıyla, volkanik aktivitelerle ve ormanların yanmasıyla önemli ölçüde sucul ortamlara taşınmaktadır (Goyer, 1986; Şengül, 1993; Sawyer ve ark., 1994; Türkoğlu, 2008).

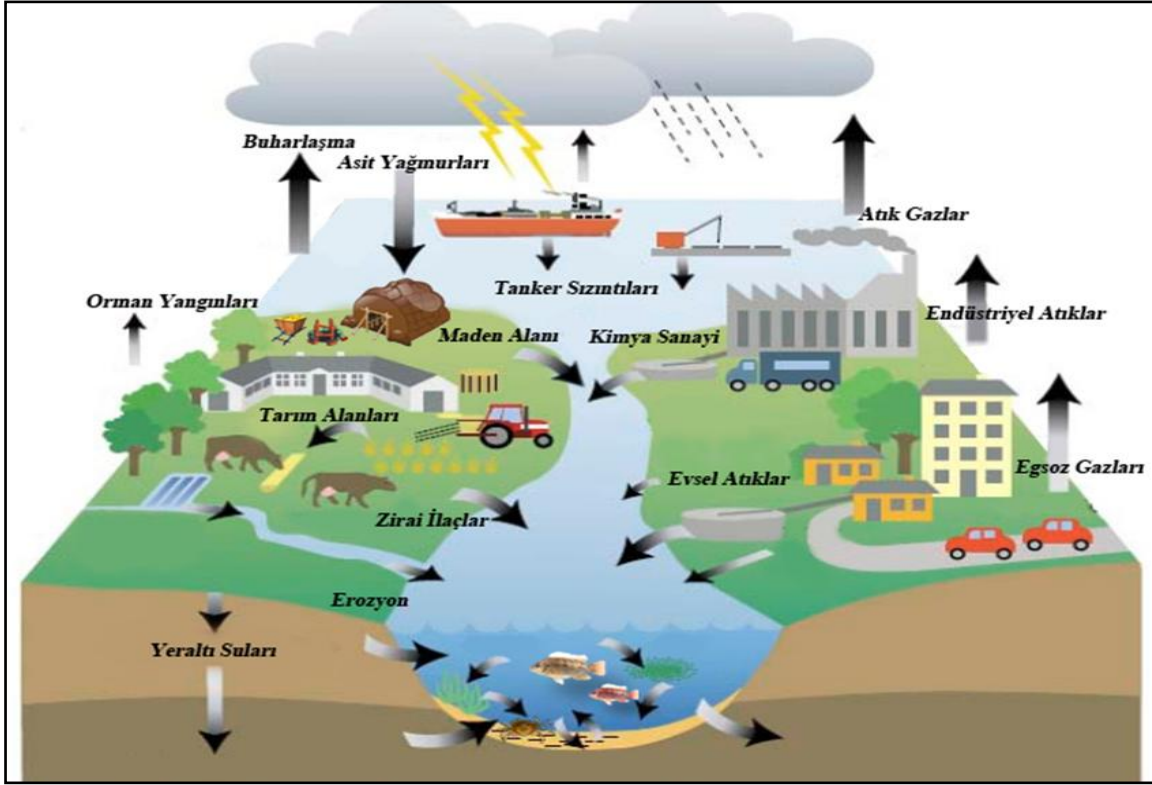
Çizelge 2. Metallerin sulama suyunda izin verilen değerleri (mg L⁻¹)

	Zn	Cu	Pb	Fe	Cd	Mn	Cr	Co	Ni	Al	Mo	As
SKKY	2,0	0,2	5,0	5,0	0,01	0,2	0,1	0,05	0,2	5,0	0,01	0,1

SKKY: Su Kirliliği Kalite Yönetmeliği (Resmi Gazete, 1991)

Çevre kirliliğini artıran ve ekolojik dengenin bozulmasında rol oynayan endüstri kuruluşlarının başında, atık sularında ağır metal içeren kuruluşlar gelmektedir. Etkili bir arıtım yapılmaması durumunda bu tür atıkların sucul ortamlara deşarj edilmesi; suda yaşayan ve bu suyu kullanan organizmalar için toksik olmaktadır. Ayrıca, arıtım sistemlerinde hiçbir zaman parçalanamayan bu tür maddeler çok düşük konsantrasyonlarda bile toksik etki yaptığından, temel arıtımda etkin ve biyolojik arıtım süreçlerinde önemli rolü bulunan mikroorganizmaları yok etmektedir. Bu durum biyolojik arıtım sürecini olumsuz etkilemektedir (Gray, 1996; Minareci ve ark., 2004).

Metal kirliliği içeren atık suların en önemli kaynakları; seramik, matbaacılık, fotoğrafçılık, tekstil, elektrik-elektronik, kimya, pil, boya otomotiv ve metal endüstrileridir (Şekil 1). Ayrıca evsel ve zirai atıklar ağır metal kirliliğini oluşturan unsurlar arasında sayılmaktadır (Şengül, 1991; Sağlam ve Cihangir, 1995; Özözen, 2005; Çınar, 2008).



Şekil 1. Metallerin ekosistemde taşınma yolları (orijinal)

Sulardaki ağır metal kirliliğinin sebeplerinden biri de madencilik (kurşun, çinko, demir, bakır, gümüş, krom, altın ve uranyum üretimi) endüstrisidir. Maden atıkları depolanma tekniği açısından diğer atıklar gibi muhafaza edilmemekte ve genellikle arıtılmadan doğaya bırakılmaktadır (Gray, 1997; Earman ve Hershey, 2004). Maden cevherlerinden metallerin kazanılması sırasında meydana gelen drenaj, çoğu kez tabii tutuldukları işlemlerle aktifleşip birer kirlilik kaynağı haline gelmektedir. Bu nedenle maden sahalarından veya üretim pasasından kaynaklanan asidik maden drenajı özellikle karıştığı su ortamlarında yüksek metal derişimleri içermektedir (Tümen ve ark., 1992; Florea ve Büsselberg, 2006). Bu metaller daha sonra atmosferik etkilerle çözünerek yeryüzü ve yeraltı sularına geçmektedir. Önemli kirleticiler arasında bulunan bu metaller sonuçta organizmalarda birikerek zararlı seviyelere ulaşmakta ve canlı hayatını tehdit etmektedir (Tümen ve ark., 1992; Ciminli, 2005).

1.4. Tatlı Su Sistemlerinde Bentik Bölgenin Önemi

Birçok kirleticinin toksisitesi su kalitesine bağlıdır. Örneğin ağır metaller yumuşak sularda sert sulara oranla balıklar için daha toksik olduğu; bununla birlikte pH, askıda katı madde gibi diğer fiziksel faktörlerde ağır metallerin absorpsiyonunu etkilediği bilinmektedir (Barlas, 1998). Bununla birlikte iyonların metallerle rekabete girmesine bağlı olarak tuzluluk arttıkça metal toksisitesi azalmaktadır. Bu nedenle tatlı su ekosistemlerinde metaller tuzlu sulara göre daha önemli bir sorundur (Eisler, 1971; Sunda ve ark., 1978; Shazili, 1995).

Sedimentler ise organizmaların üzerinde veya içinde yaşadığı sucul ortamlara çeşitli kaynaklarla gelen ve burada yaşayan canlıların atıklarında var olan metallerin çökerek depo edildikleri yerlerdir. Dolayısıyla sedimentteki metal konsantrasyonları burada yaşayan ve buradan beslenen canlıların biriktirdiği ağır metal miktarlarını da etkilemektedir. Bu nedenle metallerle ilgili yapılan çalışmalarda su ortamı ve biyotanın yanı sıra sedimentin de araştırılması kirlilik çalışmaları açısından büyük önem taşımaktadır (Bryan ve Langston, 1992; Szefer ve ark., 1998).

İnsan aktivitelerinin yanında; kayaların taşınma, tortulanma ve parçalanma gibi süreçlerden geçmesi sonucu sedimentlerdeki ağır metal birikimi yıllar geçtikçe artmaktadır. Ağır metaller su ortamına ulaştıklarında hızlı bir şekilde suda asılı partiküllere tutunarak sedimentte birikmektedir (Kennish, 1997). Özellikle nehirlerin, göl ve denizlerle birleştiği geniş kısımlarda ağır metallerin birikimi daha yoğundur (Özden, 2008).

Metaller doğal sularda serbest iyonlar, inorganik veya organik bileşikler ve partikül maddelere absorbe edilmiş şekillerde bulunmaktadır. Sedimente çökmüş olsalar dahi, bazı fiziksel ve kimyasal olaylarla tekrar iyonik forma dönüşebilmekte ve toksik etkilerini gösterebilmektedir (Çetingül ve Aysel, 1998). Sucul alanlardaki makro bentik organizma gruplarının gelişimi ve dağılımında su kalitesinin yanında zemin yapısının da çok önemli bir etkisi vardır. Metallerin sedimentlerde kabul edilebilir düzeyleri Çizelge 3 'de verilmiştir. Suların fiziksel ve kimyasal özellikleri ile zemin yapısının fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri makro bentik faunanın kalitatif ve kantitatif yapısında etkili faktörlerdir (Goldman ve Horne, 1983).

Çizelge 3. Sedimentte izin verilen metal konsantrasyonları (mg g⁻¹)

	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	Hg
6≤pH<7	0,15	0,05	0,07	0,001	0,06	0,05	0,0005
TGK 7≤pH	0,2	0,1	0,1	0,0015	0,1	0,07	0,001

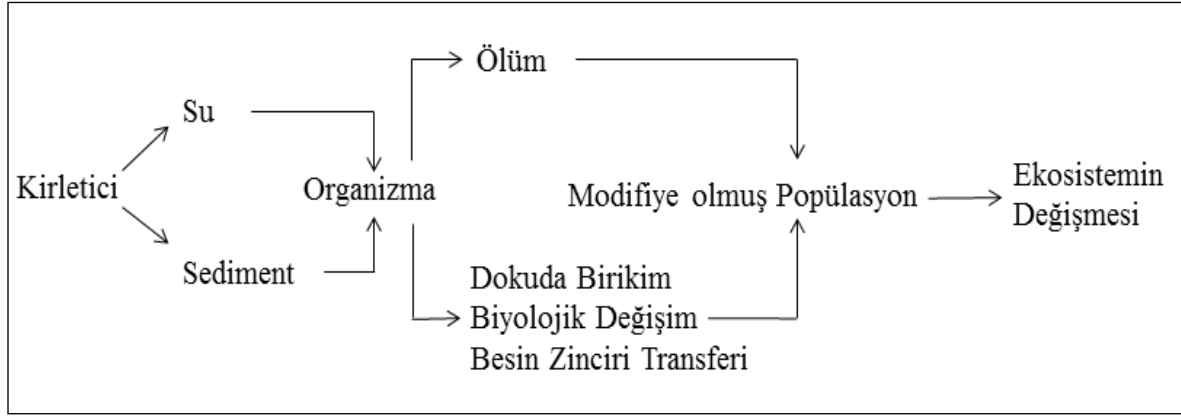
TGK: Türk Gıda Kodeksi (Resmi Gazete, 2010).

1.5. Ağır Metallerin Sucul Organizmalar Üzerine Etkileri

Bazı atıklar içinde ve çeşitli yollarla sucul ortama gelen metaller, ortamda belli sınırlarda bulduklarında organizmaların fizyolojik aktivitelerinde önemli rol oynamaktadır. Ancak doğal konsantrasyon düzeylerinin dışına çıktığında ekosistem bireylerinin biyolojik aktivitelerini etkileyerek, besin zincirinde yer alan organizmalar arasında dengenin bozulmasına neden olmaktadır (Girgin ve Kazancı, 1994; Uzunoğlu, 1999).

Bir yaşam formundan diğerine enerji ve madde akışına besin zinciri denilmektedir. Ağır metaller, hem ortamdan hem de besin zincirinin alt basamaklarında yer alan canlılardan besin zincirinin en üst basamağındaki canlılara geçmektedir. Sucul ortamlarda ağır metalin balıklardaki konsantrasyonları, türlerin beslenme alışkanlığından, metalin türünden ve dokulara göre gösterdiği farklılıktan etkilenmektedir. Besin piramidinin üst basamaklarındaki türler, dokularında kirleticileri biriktirmiş olan alt basamaklardaki türlerle de beslendiklerinden, pek çok kirleticiyi daha fazla biriktirme eğilimindedir (Aksun, 1986; Kocataş, 1997).

Bazı sucul canlılar, belirli konsantrasyonlardaki bakır ve çinko gibi elementleri bünyelerinde tutmaktadır. Buna ek olarak organizmadaki ağır metal birikimi canlının bulunduğu ortamdaki derişimden çok daha yüksek bulunabilmektedir. Ayrışmayan kalıcı maddelerin besin zinciri yoluyla daha yüksek canlılara geçerek bu şekilde biriktirilmesine biyolojik birikim (biyoakümülyasyon) denilmektedir. Bu birikimler canlının organ ve dokularına göre farklılıklar göstermektedir (Mason, 1996). Başka bir deyişle; biyoakümülyasyon kimyasal bir maddenin çevreden veya beslenme yoluyla organizmaya alınması ve biriktirilmesidir. Biyomagnifikasyon ise; çeşitli kirleticilerin besin olarak kullanılan organizmalar yoluyla bir türden diğerine geçmesi ve bu türlerin beslenme düzeylerine ve alışkanlıklarına bağlı olarak dokularındaki kirletici konsantrasyonlarının artış göstermesidir (Adams ve ark., 2000). Biyomagnifikasyon nedeniyle sucul ortamda bulunan toksik elementler organizmanın ölümüne hatta fizyolojik ve biyolojik etkiler yaparak ekosistemin değişmesine neden olabilmektedir (Şekil 2).



Şekil 2. Ağır Metallerin Ekosisteme Etkileri (Adams ve ark., 2000)

Farklı organizma türleri, farklı ağır metallere karşı farklı birikim modelleri sunmaktadır (Eisler, 1971; Rainbow ve White, 1990). Bu nedenle aynı ortamda yaşayan aynı cinse sahip yakın türlerde bile iz elementlerin bünyedeki konsantrasyonları (biyokonsantrasyon) farklı olabilmektedir (Hare ve Campbell, 1992; Phillips ve Rainbow, 1994). Biyokonsantrasyon faktörü (BCF), besin zincirinin etkilerini içeren biyolojik birikimin önemli bir parçasıdır. Sıvı toksik maddelerin, sudaki organizmaların epitel dokularından ve solungaçlardan adsorbsiyon ile doğrudan alınması olarak bilinmektedir. Bu işlem insanların besin maddelerine özellikle de balıklardaki toksik maddelere maruz kalmasının tahminine yardımcı olmaktadır. Biyokonsantrasyon genellikle sucul sistemlerde önemli bir süreçtir. Organik kirleniciler için, biyokonsantrasyon olasılığı suda kirlenici çözünürlüğünün azalmasıyla birlikte artmaktadır Bazı türler için BCF ve kronik toksisite arasında bir ilişki olmasına rağmen, BCF metallerin toksik etkilerinin belirlenmesi veya yan etkilerinin değerlendirilmesi için kullanılmamaktadır (Mackay ve Fraser, 2000).

$$BCF = \frac{\text{Organizmadaki Konsantrasyon } (\mu\text{g g}^{-1})}{\text{Sudaki Konsantrasyon } (\text{mg L}^{-1})} \quad (1.1)$$

Bir metalin yüksek yada düşük konsantrasyonlarda olması yalnızca organizma dokulardaki birikime bağlı olarak değerlendirilmemektedir (Dallinger, 1994). Dokulardaki metal düzenlemesi metal alım oranı ile metal atılım oranındaki paralel artışla sağlanmaktadır. Kadmiyum ve civa gibi eser olmayan ağır metallerin vücuttaki metabolizasyonu kontrol edilememektedir. Bu nedenle de birikimleri sudaki ağır metal konsantrasyonu ile paralel artış gösterir. Bir metalin organizmadaki konsantrasyonu, organizmanın o metali biriktirme

yeteneğine bağlıdır (Rainbow ve White, 1990, Ünlü ve Gümgüm, 1993). Ağır metallerin sucul canlı dokularında izin verilen değerleri Çizelge 4 'de verilmiştir.

Çizelge 4. Sucul organizmalarda izin verilen metal konsantrasyonları ($\mu\text{g g}^{-1}$)

	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Hg
EPA	100	30	2	2	5,5	0,5
MRL Standarts	150	10	1,5	0,2	-	0,5
Balık	50	20	0,30	0,10	-	1,00
TGK Kabuklu	50	20	0,50	0,50	-	0,50
Yumuşakça	50	20	1,50	1,00	-	0,50
Kafadan Bacaklı	50	20	1,00	1,00	-	0,50

TGK: Türk Gıda Kodeksi. (Resmi Gazete, 2008)

EPA: Environmental Protection Agency (Anonim, 2006a)

MRL Standarts: Maximum Residue Limits (Anonim, 1989)

1.6. Tatlı Su Sistemlerinde Metal Kirliliği İndikatörü Olarak Omurgasızlar

Bir organizmanın biyomonitör olarak değerlendirilmesindeki en önemli kriterlerin başında yaşadıkları ortam ile bünyelerindeki kirletici düzeyleri arasındaki ilişkiler gelmektedir. Sucul ortamlarda yaşayan tüm omurgasızlar gerekli olsun yada olmasın bazı metalleri dokularında biriktirebilmektedir. Sucul omurgasızlarda metal birikimi içsel ve dışsal faktörlere bağlıdır. Sucul ortamlarda yaşayan organizmalar metalleri sudan veya besinlerden almaktadır (Rainbow ve Wang, 2001). Metaller hücredeki kullanım durumuna göre stoklanmakta, atılmakta yada toksik etki göstermektedir (Rainbow, 1997). Metal birikiminde sindirim organlarının fonksiyonel yapısı ve solungaç epitelinin yanında organizmanın fizyolojisi de baskın rol oynamaktadır (Hopkin ve Martin, 1984).

Sucul ekosistemlerde yaşayan bentik makro omurgasız canlılar, fitoplanktonik ve zooplanktonik organizmalardan sonra besin zincirinin üçüncü halkasını oluşturmaktadır. Fitoplanktonik ve zooplanktonik organizmalar gibi bentik omurgasız organizmalar da suların biyolojik verimliliğinde etkili, besin çevriminde önemli rolü olan ve özellikle balıkların besininin önemli bir kısmını oluşturan organizmalardır (Wilham, 1975; Cairns ve Pratt, 1993). Sucul ortamlarda meydana gelen en ufak bir çevresel değişiklik bentik omurgasızların yapısal değişiklikleriyle gözlemlenebilmektedir. Bentik omurgasızlar sucul ekosistemdeki detritus ile besin zincirinin üst basamaklarındaki türler arasında önemli bir köprü vazifesi görmektedir (Brinkhurst, 1974).

Bentik omurgasızlar besin zincirinin farklı aşamalarında (besin çevrimi, dekompozisyon ve üretim) ve ekosistemde kilit rol oynamaktadır. Bentik makro omurgasız canlıların tür kompozisyonu, biyomas değerleri ve bu canlılarda meydana gelen mevsimsel değişimler sucul ekosistemin genel ekolojik yapısını, trofik düzeyini, su kalitesini ve kirliliğini belirleyen önemli indikatörler olarak kabul edilmektedir (Martin ve Martin, 1982; Şahin, 1984; Taşdemir ve ark., 2004). Dip organizmaları üzerinde yapılan çalışmalarda özellikle Chironomidae larvaları ve Oligochaeta türlerinin dip çamurunun havalandırılmasını sağladığı ve mineralizasyonu önemli derecede etkilediği, putrefikasyonu (kokuşma) engellediği, fotosentez için gerekli hammadde sağlanmasında artırıcı rol oynadığı ortaya konulmuştur. Bu nedenlerle tatlı suların bentik faunası üzerinde yapılan araştırmalar giderek önem kazanmakta ve yaygınlaşmaktadır (Wilham, 1975; James, 1979).

Bir organizmanın önemli bir biyomonitor olması ve lokal kirlenici seviyelerinden etkilenebilmeleri için orada yerleşik olmaları gerekmektedir. Sucul ortamlardaki ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde genellikle balık, midye ve alg türleri kullanılmaktadır. Ancak yaşadıkları suyun kalitesinden ve ortamdaki diğer olumsuz değişikliklerden en fazla bentik bölgede büyük popülasyonlar oluşturan makro omurgasız canlılar etkilenmektedir (Başarı ve ark., 1998). Makro omurgasız canlı gruplarının kirlilik izleme çalışmalarında kullanılmasının birçok nedeni vardır (Hare ve Campell 1992). Bunlar;

- Birçok makro omurgasız grubunun tatlı sularda yaygın ve farklı gruplarda bulunmaları,
- Kısıtlı hareketleri nedeniyle buldukları bölgeyi temsil etmeleri,
- Genellikle bentik bölgelerde yaşamaları ve sedimentle ilişkili olmaları,
- Kısa yaşam süreleri boyunca bünyelerinde metal biriktirebilmeleri ve düşük-orta konsantrasyonları tolere edebilmeleri,
- Besin zincirinin alt basamaklarında olduklarından ekosistem için hayati öneme sahip olmaları şeklinde sıralanmaktadır.

Tatlı sulardaki makro omurgasızlardan böcekler, popülasyon yoğunluklarının ve tür çeşitliliklerinin yüksek olması nedeniyle bentozun büyük bir bölümünü oluşturmaktadır. Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Diptera, Hemiptera ve Coleoptera takımlarının üyeleri ile diğer makro omurgasızlardan Mollusca (Gastropoda, Bivalvia), Annelida (Hirudinea) ve Crustacea (Amphipoda, Isopoda) akarsularda biyomasın en önemli bileşenleri olup, kirlilik çalışmalarında biyoindikatör canlılar olarak kullanılmaktadırlar (Kazancı, 1985).

1.7. Kirlilik Deneyleri

Ağır metallerin canlılar üzerine etkilerini belirleyen yöntemlerden belki de en önemlisi yaşadığı ortam koşullarına benzer laboratuarlarda yapılan ağır metal kirlilik deneyleridir. Bu deneyler ağır metallerin kontrollü koşullar altında bir popülasyonda meydana getirdiği ve genellikle zararlı olan etkilerin oluşumunu sağlayan konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla yapılmaktadır. Böylece elde edilen sonuçlar değerlendirilerek ağır metallerinin organizmalar üzerine etkisi belirlenebilmekte ve bu etkilere karşı çeşitli önlemler alınabilmektedir (Anonim, 1998).

Kirlilik deneyleri; deney süresine, deney ortamına kirletici ekleme şekline ve amaçlarına göre sınıflandırılmaktadır. Sürelerine göre olan kirlilik deneyleri akut ve kronik deneyler olarak ikiye ayrılmaktadır. Kısa süreli (akut) deneylerin süresi genellikle 96 saati geçmemekte toksisite derecesinin belirlenmesinde deney organizmalarının ölümü kriter olarak alınmaktadır. Akut deneylerin amacı; ortamdaki kirleticinin hangi konsantrasyonlara ulaşıldığında bir popülasyonda bulunan organizmaları etkileyebileceğini (EC₅₀) yada öldürebileceğini (LC₅₀) belirlemektir. Uzun süreli (kronik) deneylerde süre bir ay, bir yıl ya da daha fazla olabilmektedir. Genellikle bir organizmanın üreme yeteneği, büyümesi yaşamı üzerine farklı kirletici konsantrasyonlarını araştırmak için yapılan kronik deneyler akut deneylere göre daha pahalıdır (Anonim, 1998).

Ortama kirletici ilavesine göre kirlilik deneyleri; statik, ortamı yenilenen (yarı statik) ve sürekli akış sistemli deneyler olarak üç sınıfa ayrılmaktadır. Bu deneyler suyun kalitesini belirlemek, atıkları ve atıkların boşaltıldığı yerleri izlemek, gıda zincirinin üst kademelerini korumak, besin kalitesini belirlemek, kirleticilerin organizmalar üzerine uyarıcı etkisini belirlemek, kirleticinin büyüme üzerine etkilerini incelemek, kirleticilerin biyolojik birikim ve artışını belirlemek ve kirleticilerin etkilerini karşılaştırmak amacıyla yapılmaktadır (Anonim, 1998).

Kirlilik deneyleri; toksik etki oluşturan konsantrasyonların en yüksek limitlerinin hesaplanmasını, deney materyallerinin büyük ölçülerdeki toksisitesine bağlı değerlendirilmesini, farklı organizmaların hassaslığına bağlı değerlendirilmesini, toksisitede çevresel değişkenlerin etkilerine bağlı değerlendirilmesini, organizmalarda etki süresinin anlaşılmasını ve doz ve yanıt ilişkisinin anlaşılmasını sağlamaktadır. Fakat bunun yanında, laboratuarda doğal koşulların tamamen benzerini oluşturulamaması ve deney türlerinin doğal ortamdaki organizmaların yanıtlarının tam olarak temsilcisi olamaması gibi dezavantajları da bulunmaktadır (Anonim, 1998).

Akarsular, göllere veya denizlere kirletici madde taşımaktadır. Bu suların taşıdığı kirletici miktarının belirlenmesi, kıyılardaki su kalitesinin anlaşılacak gelecekte olabilecek değişimlerin de tahmin edilmesinde büyük yer tutmaktadır (Boran ve Karaçam, 1996). Ağır metaller yer kabuğunun doğal bileşenleri olup, bu metallerin çevredeki doğal dağılımı antropojenik etkilerle önemli ölçüde değişmektedir. Özellikle madencilik sektöründe kurşun, çinko, bakır gibi cevherlerin zenginleştirilmesi için flotasyon (yüzdürme) yöntemi kullanılmaktadır. Bu işlem esnasında kullanılan su ve kimyasal maddeler alıcı ortama geri bırakıldığında kirlilik oluşturmaktadır. Böylelikle suda ve sedimentte meydana gelen ağır metal kirliliği sucul ekosistemi önemli ölçüde etkileyebilmekte, bu etkiler besin zinciri yoluyla insana kadar ulaşabilmektedir (Başkaya ve Teksoy, 1997).

Çanakkale ilinin kuzey doğusunda yer alan Umurbey beldesinin üst kısımlarında kurşun-çinko maden sahası bulunmaktadır. Maden işletmesinin flotasyon tesisleri, Umurbey Çayına yakın bir alanda yer aldığı için zaman içinde bazı çevresel problemlere ve şikâyetlere konu olmuştur. Çanakkale DSİ tarafından yürütülen Umurbey Ovası sulaması ve Umurbey Barajı yapım çalışmaları sırasında Umurbey Çayı'ndan alınan su örneklerinde kurşun konsantrasyonları izin verilen değerlerin oldukça üzerinde çıkmıştır (Anonim, 2006b). Ayrıca Umurbey Çayının geçtiği bölge, kurşun-çinko yatakları açısından oldukça zengin bir bölge olup kayaçlardan akarsu içine erimiş mineraller geçmektedir (Anonim, 2007). Her iki durumun da zaman içinde su kalitesinde bozulmalara neden olabileceği ve burada yaşayan makro omurgasız canlıları büyük ölçüde etkileyebileceği tahmin edilmektedir.

Besin zincirinin alt sıralarında yer alan ve kirlilik çalışmalarında biyoindikatör olarak kullanılan amfipod *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931) türü Umurbey nehir ağzında baskın halde yaşamaktadır. Çayın, Çanakkale Boğazı ile birleştiği lagünel saha, balık ve midye avcılığının yapıldığı önemli bölgedir. Kurşunun canlılar üzerine toksik etkileri göz önüne alındığında; suda artan kurşun konsantrasyonlarının *G. aequicauda* ve dolayısıyla bölge ekosistemi üzerinde olumsuz etkilere neden olabileceği düşünülmektedir.

Ege, Akdeniz ve Karadeniz kıyılarında oldukça geniş bir yayılım gösteren *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847) türünün kurşun kirliliğine karşı oldukça dayanıklı olduğu bildirilmiştir (Depledge, 1993). Ancak metallerin, makro omurgasız canlılar üzerine toksik etkileri suyun fiziko-kimyasal özelliklerine göre değişebilmektedir. Bu nedenle besin zincirinde önemli bir yer tutan bu canlıların farklı doku ve organlarındaki olası kurşun birikiminin diğer sucul organizmalar ve buna bağlı olarak insanlar için büyük risk oluşturabileceği öngörülmektedir.

Bu bağlamda yapılan tez çalışmasında; kurşun cevheri eldesinde flotasyon suyu olarak kullanılan Umurbey Çayı ile çay üzerine kurulmuş olan ve tarımsal sulamada kullanılan Umurbey Barajında;

- Suda, sedimentte ve ortamda baskın halde yaşayan bazı makro omurgasız canlılarda ağır metal konsantrasyonlarının belirlenerek Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda metal kirliliğinin tespit edilmesi,
- Suyun ve sedimentin bazı fiziko-kimyasal özellikleri belirlenerek bu parametrelerin metal birikimindeki etkilerinin anlaşılması,
- Önceki çalışmalarda (Anonim, 2006b), Umurbey Çayı'nda suda yüksek konsantrasyonlarda ölçülen kurşun metalinin, hangi konsantrasyonlara ulaştığında bu canlıları öldürebileceğinin kurşun akut toksisite deneyi (LC₅₀) ile belirlenmesi,
- Sublethal konsantrasyonlarda kurşuna maruz kalan *C. aestuarii* bireylerinin metabolik bakımdan aktif bazı doku ve organlarındaki (solungaç, kas ve hepatopankreas) kurşun birikiminin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Bu amaçla çalışmada; Umurbey Çayı ve Barajı'ndan Nisan 2010 – Şubat 2011 tarihleri arasında mevsimsel olarak alınan su ve sediment örneklerindeki bazı ağır metal konsantrasyonları (Fe, Cu, Zn, Pb, Cd ve Mn) ile makro omurgasız canlıların dokularındaki ağır metal birikimleri (Fe, Cu, Zn, Pb, Cd ve Mn) tespit edilmiştir. Aynı zamanda suyun bazı fiziko-kimyasal parametreleri (sıcaklık, pH, tuzluluk, çözünmüş oksijen ve elektrik iletkenlik) ile sedimentin bazı fiziko-kimyasal özellikleri (pH, iletkenlik, organik madde, % kireç, % nem ve bünye) incelenmiştir.

Akut toksisite deneyi ile amfipod *G. aequicauda* üzerindeki kurşunun öldürücü konsantrasyonu (LC₅₀ değeri) belirlenerek; bu metalin hangi konsantrasyonlara ulaştığında bölge ekosistemini etkileyebileceği tahmin edilmiştir.

Ayrıca laboratuarda yapılan yarı statik toksisite deneyi ile farklı kurşun konsantrasyonlarının yengeç *C. aestuarii* dokularında (solungaç, hepatopankreas, kas) kurşun metalinin ne kadar ve hangi dokuda daha fazla birikim yaptığı tespit edilmiştir.

BÖLÜM 2

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Suda ve Sedimentte Yapılan Ağır Metal Çalışmaları

Sulardaki anorganik kirlenmenin en önemli kaynağını oluşturan ağır metallerin konsantrasyonları, suyun kullanım alanının yaygın ve değişik olmasına bağlı olarak ekosistemi etkilemektedir. Bununla birlikte sedimentteki metal konsantrasyonları, ortamda yaşayan ve sedimentten beslenen canlıların biriktirdiği ağır metal miktarlarını da etkilemektedir. Bu nedenle metallerle ilgili yapılan çalışmalarda su ortamlarının yanı sıra sedimentin de araştırılması kirlilik çalışmaları açısından büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmalardan bazıları aşağıda verilmiştir.

Mordoğan ve ark. (1991), yaptıkları çalışmada Ege Bölgesinin en önemli dalyanlarından biri olan Homa Dalyanı sedimentinde Fe, Mn, Co, Ni ve Sb iz element konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Çalışma sonunda yüksek konsantrasyonlarda ölçülen iz elementlerin Gediz Nehri ve İzmir Körfezi'nden kaynaklandığını ancak bu konsantrasyonların kritik sınırlarda olmadığını bildirmişlerdir.

Sin ve ark. (1991), Singapur Irmağı'nın biotasında ve sedimentinde ağır metal seviyelerini belirlemişlerdir. Çalışma sonunda metal konsantrasyonlarının istasyonlara göre farklılık gösterdiğini; suyun metal bakımından zengin olmasına rağmen, yengeç ve balık dokularında daha düşük miktarlarda olduğunu ve bunun sebebinin organizmaların metalleri bünyelerinde düzenleme kabiliyetinden kaynaklandığını bildirmişlerdir. Ayrıca bu ırmakta çok fazla miktarda bulunan çift kabukluların bölgenin kirlilik durumunu yansıtmadığını belirtmişlerdir.

Seng ve ark. (1995), Penang Nehri'nde ve nehre dökülen su kaynaklarında Zn, Cu, Pb ve Ni konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Çalışma sonunda nehrin dar kesimlerine gidildikçe sedimentteki ağır metal seviyelerinde önemli artışlar olduğunu kaydetmişlerdir. Ayrıca nehirdeki ve nehre giren su kaynaklarındaki kirliliğin antropojenik faaliyetlerden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Karapire (1998), Gediz Nehri sedimentinde bazı ağır metal bazı metal konsantrasyonlarını araştırmıştır. Çalışma sonunda metal derişimlerinin oldukça yüksek olduğunu, tarımsal ve endüstriyel aktivitelerin yer aldığı yoğun yerleşim alanlarında kurşun, krom, mangan ve bakır derişimlerinin önemli boyut kazandığını bildirmişdir.

Araujo ve ark. (1998), Portekiz Ave Nehri Havzası'ndan aldıkları sediment örneklerinde bazı metal (Mn, Fe, Cr, Zn, Pb ve Ni) konsantrasyonları incelemişlerdir. Çalışma sonunda sedimentteki Ni konsantrasyonlarının düşük seviyelerde olduğunu, diğer metallerin ise izin verilen değerleri aştığını belirtmişlerdir. Tespit edilen kirliliğinin, evsel, endüstriyel atıklardan ve bölgenin kendi jeolojik yapısından kaynaklandığını; ancak bu kirliliğin önemli bir risk taşımadığını bildirmişlerdir.

Abdel-Baky ve ark. (1998), Mısır'ın Manzala Gölü'nde yaptıkları çalışmada su ve sediment örneklerinde metal konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Çalışma sonunda sedimentteki metal konsantrasyonlarını sudaki metal konsantrasyonlarından daha fazla olduğunu; konsantrasyonların istasyonlar arası önemli bir farklılıklar göstermediğini ancak mevsimsel olarak önemli değişimler gösterdiğini bildirmişlerdir. Su ve sedimentte ölçülen metal konsantrasyon sayısal değer olarak sırasıyla $Zn > Pb > Cd > Cu$ ve $Zn > Pb > Cu > Cd$ şeklinde sıralamışlardır.

Uzunoğlu (1999), Gediz Nehrinden alınan su ve sediment örneklerinde bazı ağır metal konsantrasyonlarını incelemiştir. Su örneklerinden elde edilen değerler sulama suları için izin verilen maksimum ağır metal konsantrasyonlarına göre düşük olduğunu, Gediz Nehri'nden alınan suyun sulama suyu olarak kullanılabilir özellikte olduğunu bildirmiştir.

İlgar (2000), yaptığı çalışmada Çanakkale kıyı akarsularında bazı metal konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonunda metallerin izin verilen değerlerin çok üzerinde olduğunu ve buradaki en büyük iki faktörün kentsel kökenli atıkların ve kıyı bölgelerdeki sanayi kuruluşlarının atık sularının nehre deşarj olduğunu bildirmiştir.

Karadede ve Ünlü (2000), yaptıkları çalışmada Atatürk Baraj Gölü sedimentinde bazı metallerin (Cu, Fe, Mn, Ni, Zn, Cd, Co, Hg, Mo ve Pb) konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Çalışma sonunda sedimentte ölçülen metallerin izin verilen değerleri aşmadığını, bununla birlikte Cd, Co, Hg, Mo ve Pb metal konsantrasyonlarını analiz limitlerinin altında olduğunu bildirmişlerdir.

Klavins ve ark. (2000), Latvia Nehri'nin su ve sediment örneklerinde Pb, Cu, Co, Ni, Mn ve Zn konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Çalışma sonunda sudaki ve sedimentteki Cu, Pb ve Ni konsantrasyonlarının izin verilen değerlerin üzerinde olduğunu, bunun antropojenik sebeplerden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Küçüksezgin (2001), yaptığı çalışmada İzmir Körfezi yüzey sedimentinde bazı metal (Hg, Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Ni ve Mn) konsantrasyonlarını incelemiştir. Metal konsantrasyonlarının iç körfez’de yüksek, orta ve dış körfez’de düşük olduğunu (Gediz Nehri girişi hariç) saptamışlardır. Dış körfez’de tespit edilen metal kirliliğinin Gediz ilçesinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Egemen ve Atılgan (2001), Güllük ve Homa Lagünleri sedimentinde Cu ve Zn metal konsantrasyonlarını mevsimsel olarak araştırmışlardır. Çalışma sonunda Homa Lagünü sedimentinde Cu ve Zn konsantrasyonlarının yıl boyunca heterojen bir değişim gösterdiğini, Güllük Lagün’ünde ise bu iki metal konsantrasyonlarının homojen bir değişim gösterdiğini saptamışlardır. İzmir Orta Körfez’inde yer alan Homa Lagününün, İzmir İç Körfez’inden ve Gediz Nehri’nden gelen kirleticilerin etkisi altında olduğunu, bununla birlikte bu metallerin Homa Lagünü’nde, Güllük Lagünü’ne oranla daha yüksek konsantrasyonlarda olduğunu bildirmişlerdir.

Dauvalter ve Rognerud (2001), Pasvik Nehri sedimentinde bazı metal (Ni, Cu, Zn, Cd, Pb ve Hg) konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Örnekleme sonucunda Ni, Cu ve Zn konsantrasyonlarındaki en yüksek değerlerin 2–6 cm sediment derinliğinde ölçüldüğünü, diğer bölgelerde ölçülen tüm metal konsantrasyonlarının izin verilen değerleri aşmadığını bildirmişlerdir.

Chale (2002), Tanzania’nın Tanganyika Gölü’nde su, sediment ve *Mutela spekei* dokularında Pb ve Cd metal konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Çalışma sonunda dokularda ölçülen metal konsantrasyonlarının insan sağlığı için endişe uyandıracak derecede yüksek olduğunu belirtmiştir.

Akçay ve ark. (2003), Büyük Menderes ve Gediz Nehirleri’nde yaptıkları çalışmada bazı metallerin (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn) sedimentteki birikimini incelemiştir. Gediz Nehri’nde sedimentte Cr, Mn, Pb, Zn miktarının, Büyük Menderes Nehri’nde ise Co, Mn ve Zn miktarının yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Özmen ve ark. (2004), Hazar Gölü’nün su ve sedimentinde bazı ağır metal (Zn, Fe, Mn, Ni, Cu, Cr, Co ve Pb) birikimini araştırmışlardır. Çalışma sonunda suda Co metalinin, sedimentte Pb metalinin analiz limitlerinin altında olduğunu; bununla birlikte sedimentte en fazla birikimin Fe metaline ve en az birikimin Pb metaline ait olduğunu bildirmişlerdir. Ölçülen metal konsantrasyonlarını WHO, EC, EPA ve TSE–266 ile karşılaştırarak Hazar Gölü’ndeki metal birikiminin insan sağlığı açısından önemli bir risk taşımadığını bildirmişlerdir.

Odokuma ve Ijeomah (2003), Nijerya'nın New Calabar Nehri'nde su ve sedimentindeki metal konsantrasyonlarını belirlemiştir. Çalışma sonunda yaz ve kış mevsimlerindeki metal konsantrasyonlarının, ilkbahar ve sonbahar mevsimlerine göre daha fazla olduğunu, bunun yaz ve kış mevsimlerindeki yağışların ve su debisinin azalmasından kaynaklandığını bildirmiştir.

Landajo ve ark. (2004), Kuzey İspanya'da yaptıkları çalışmalarında Bilbao Nehir'den aldıkları sediment örneklerinde bazı metallerin (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn) birikimlerini mevsimsel karşılaştırarak, en yüksek konsantrasyonların buharlaşmanın etkisiyle yaz mevsiminde, en düşük konsantrasyonların yağışların etkisiyle kış mevsiminde olduğunu bildirmiştir.

Yılığör ve Avcı (2004), Fethiye Limanı sedimentlerinde iz element birikimlerini incelemiştir. Çalışma alanındaki düşük konsantrasyonların, bölgenin kuzeyinde kalan açık deniz ortamında gözlemlendiğini bildirmiştir. Bunun nedenlerini ortama giren metal konsantrasyonlarının düşüklüğü, sediment tane boyutunun büyüklüğü, organik madde içeriğinin azlığı ve karbonat içeriklerinin yüksekliği olarak belirtmiştir.

Duman (2005), Sapanca ve Abant Gölleri'nde suda ve sedimentte metal birikiminin mevsimsel olarak incelemiştir. Çalışma sonunda göllerdeki metal birikiminin mevsimsel olarak değiştiğini gözlemlemiştir. Sapanca Gölü su ve sedimentindeki metal kirliliğinin trafik, fosseptik atık, tarımsal gübre ve zirai ilaçlardan; Abant Gölü su ve sedimentindeki metal kirliliğinin trafik ve fosseptik atıklardan kaynaklandığını bildirmiştir.

Nguyen ve ark. (2005), Balaton Gölü'nde farklı istasyonlardan örnekler alarak sudaki ve sedimentteki metal birikimini belirlemiştir. Çalışma sonunda sudaki metal konsantrasyonlarının yüksek seviyelerde olduğunu, bunun nedeninin gölün sığ olmasından kaynaklandığını bildirmiştir. Bununla birlikte sedimentteki metal konsantrasyonlarının istasyonlara göre değişkenlik gösterdiğini gözlemlemiştir.

Okonkwo ve Mothiba (2005), Güney Afrika'da üç farklı nehirde yaptıkları çalışmada kış ve yaz mevsiminde suda ölçülen metal seviyelerini karşılaştırmışlardır. Çalışma sonunda metal konsantrasyonlarının kış döneminde, yaz döneminden daha yüksek olduğunu; bunun sebebinin kış mevsiminde nehirlere karışan yağmur sularından kaynaklandığını bildirmiştir.

Singh ve ark. (2005), Hindistan'ın Ganj Nehri'nin bir kolu olan Gomti Nehri'nde suda ve sedimentte ağır metal konsantrasyonlarının dağılımlarını incelemiştir. Çalışma sonunda suda ve sedimentte ölçülen Cd, Pb, Cu ve Cd konsantrasyonlarının izin verilen limitlerde olduğunu, ancak üst sınıra çok yaklaştığını bildirmiştir.

Parlak ve ark. (2006), Gediz Deltası'ndan aldıkları sediment örneklerinde bazı metallerin (As, Pb, Cd, Ni, Cu, Co ve Cr) konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonunda bölge sedimentinin analiz edilen metaller yönünden kirlilik riski taşımadığını bildirmişlerdir.

Yılmaz ve Doğan (2007), Asi Nehri'nde yaptıkları çalışmada sudaki metal birikimini incelemiştir. Çalışma sonunda metaller arasında mevsimsel olarak önemli farklılıklar olduğunu tespit etmişlerdir. Sudaki metalleri WHO, EC, EPA ve TSE'ye göre karşılaştırarak bu kriterlere göre Cd, Cu, Ni ve Pb konsantrasyonlarının yüksek; Fe, Zn ve Cr konsantrasyonlarının ise izin verilen değerlerde olduğunu bildirmişlerdir.

Arıman ve ark., (2007), yaptıkları araştırmada Orta Karadeniz kıyı şeridi nehirlerinde su ve sedimentte metal konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonunda sudaki ve sedimentteki Pb ve Ni konsantrasyonlarının diğer metal konsantrasyonlarından daha yüksek olduğunu; bunun evsel ve endüstriyel atıklardan kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Kır ve ark. (2007), Kovada Gölü'nde bazı metallerin (Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Al ve Ni ve Cd) su ve sedimentteki konsantrasyonlarını incelemiştir. Suda yaptıkları analizler sonucunda Fe, Mn, Al ve Ni metallerinin mevsimlere göre farklılık gösterdiğini; Cd, Cr, Cu ve Pb metallerinin ise tüm mevsimlerde analiz limitlerinin altında olduğunu bildirmişlerdir. Suda en fazla birikim gösteren metalin Fe olduğunu; ölçülen tüm metallerin ilkbahar ve yaz aylarında arttığını tespit etmişlerdir. Sedimentte yaptıkları analizlerde Cd metalinin yaz ve sonbahar aylarında analiz limitlerinin altında olduğunu; diğer metallerin mevsimlere göre farklılık gösterdiğini; sedimentte en fazla biriken metalin Al olduğunu ve yaz aylarında en yüksek düzeye ulaştığını belirtmişlerdir.

İlgar ve Sarı (2008), yaptıkları çalışmada Çanakkale Boğazı'na dökülen nehir ağızı sedimentlerinde ağır metal birikimini incelemiştir. Çalışma sonunda nehir ağızlarında yüksek konsantrasyonlarda tespit edilen metal birikiminin evsel ve endüstriyel atıklardan kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Özden (2008), Enne ve Porsuk Baraj Gölleri sedimentinde ağır metal seviyelerini araştırmıştır. Porsuk Baraj Gölü sedimentindeki metal birikiminin, Enne Baraj Gölü sedimentindeki metal birikiminden daha fazla olduğunu; bunun Porsuk Baraj Gölü'nün çevresindeki sanayi kuruluşlarının atıklarından kaynaklandığını bildirmiştir.

Öztürk ve ark. (2008), Demirköprü Baraj Gölü'nde suda ve sedimentteki metal konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonunda sudaki metal konsantrasyonlarının Fe>Pb>Cu>Ni>Cr>Cd şeklinde, sedimentteki metal konsantrasyonlarının ise Fe>Ni>Cu>Cr>Pb>Cd şeklinde olduğunu bildirmişlerdir.

Öztürk ve ark. (2009), Avşar Baraj Gölü'nde suda ve sedimentte bazı metal (Fe, Ni, Cu, Cr, Pb ve Cd) konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Çalışma sonunda su örneklerindeki metal konsantrasyonlarının Fe haricinde referans kabul edilen değerleri aşmadığını; sedimentte ise en fazla biriken metalin Fe olduğunu ve bunu Ni, Cu, Cr, Pb ve Cd metallerinin takip ettiğini bildirmişlerdir.

Özdemir ve ark. (2010), Geyik Baraj Gölü'nde suda ve sedimentteki bazı (Co, Cu, Fe, Cd ve Pb) metal konsantrasyonlarını mevsimsel olarak incelemişlerdir. Çalışma sonunda sudaki Co konsantrasyonlarının tüm mevsimlerde düşük seviyelerde olduğunu; diğer metallerin ise mevsimlere göre farklılıklar gösterdiğini bildirmişlerdir. Sediment örneklerindeki en yüksek Fe konsantrasyonlarını yaz ve kış mevsimlerinde; en düşük Cd ve Pb konsantrasyonlarını yaz mevsiminde ve en düşük Co ve Cu konsantrasyonlarını kış mevsiminde tespit etmişlerdir.

Öner ve Çelik (2011), Gediz Nehri'nde suyun bazı fiziko-kimyasal parametrelerini ve ortamdan alınan su ve sediment örneklerinde bazı ağır metal derişimlerini belirlemişlerdir. Su parametreleri incelendiğinde; Gediz Nehri'nin SKKY kriterlerine göre IV. sınıf su kalitesinde olduğunu; bununla birlikte su ve sediment örneklerindeki metal derişimlerinin izin verilen değerlerin üzerinde olduğunu bildirmişlerdir.

Gültekin ve ark. (2012), Trabzon ilinden geçen farklı derelerden aldıkları su örneklerinde suyun bazı fiziko-kimyasal parametrelerini (sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik), su kalite parametrelerini (NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , CN^- ve KOİ) ve bazı metal konsantrasyonlarını (Cu, Pb, Mn) belirlemişlerdir. SKKY kriterlerine göre inceleme alanındaki derelerin tümünün fiziko-kimyasal parametreler açısından yüksek kaliteli sular sınıfında olduğunu, su kalite parametreleri ve metal derişimleri açısından derelerin az kirlenmiş, kirlenmiş veya çok kirlenmiş su sınıfında olduğunu bildirmişlerdir. Sularda kirlilik oluşturan parametrelerin çoğunlukla tarımsal faaliyetlerden ve çevresel atıklardan kaynaklandığı belirtmişlerdir.

Kır ve Tumantozlu (2012), yaptıkları çalışmada Karacaören II Baraj Gölü'nde su ve sedimentte bazı metallerin (Fe, Cu, Zn, Mn, Al, Sr, Cr, Pb, Cd ve Hg) seviyelerini incelemişlerdir. Çalışma sonunda sudaki Cr, Cd ve Hg konsantrasyonlarının ve sedimentteki Cu, Cd ve Hg konsantrasyonlarının bütün mevsimlerde analiz limitlerinin altında olduğunu saptamışlardır. Bununla birlikte suda en fazla biriken metalin Sr olduğunu; bunun baraj çevresindeki sanayi kuruluşlarının atıklarından kaynaklandığını bildirmişlerdir. Sedimentte en fazla biriken metalin ise Fe olduğunu tespit etmişlerdir.

2.2. Makro Omurgasız Dokularında Yapılan Ağır Metal Çalışmaları

Besin zincirinin alt kısımlarında bulunan makro omurgasız canlılar, onları çevreleyen ortam ile denge halinde yaşamaktadır. Sucul ortamlara karışan metaller suda çözünmekle kalmayıp; ortam şartlarına göre organizmaya geçmekte, besin zincirinde birikmekte veya sedimente çökmektedir. Dolayısıyla bu metaller yalnızca suyu değil, aynı zamanda ortamda bulunan tüm canlıların yapısını da etkilemektedir. Bu bağlamda; yapılan ağır metal çalışmalarında biyoindikatör türler bilinen makro omurgasız canlıların doku içi metal konsantrasyonları saptanarak akuatik kirliliğin belirlenmesi sağlanmaktadır. Bu çalışmalardan bazıları aşağıda verilmiştir.

Uysal (1974), Ege Denizi'ne açılan İzmir Körfezi'nden, İngiliz Kanalı'na açılan Tamar Körfezi'nden ve Atlantik Okyanusu'na açılan Padstow Körfezi'nden topladığı midye örneklerinin (*Mytilus galloprovincialis*) dokularında Fe, Cu, Zn, Mn birikimlerini incelemiştir. Midyelerin farklı dokularındaki iz elementlerin her bölge için farklı miktarda olduğunu ve midyelerin dokularında Fe ve Zn metallerinin, Cu ve Mn metallerinden daha fazla biriktirdiğini belirtmiştir.

Kınacıgil (1985), Gölarmara ve Gölçük göllerinden yakaladığı kerevitlerde bazı ağır metal birikimlerini araştırmış ve ağır metal konsantrasyonlarının insan sağlığı için sorun yaratmayacak düzeyde olduğunu bildirmiştir.

Van Eeden ve Schoonbee (1991), altın madenciliği, su arıtma tesisleri ve farklı endüstriler tarafından kirletilen Transuval bölgesindeki sulak alanlarda yaşayan bir yengeç türünde (*Potamonautes warreni*) Cu, Cr, Pb, Fe, Zn ve Mn ağır metallerini tespit etmişlerdir. Sedimentteki ağır metal konsantrasyonları ile yengeç dokularında birikim gösteren metaller arasında bazı korelasyonlar bulmuşlardır. *P. warreni* türündeki Zn ve Cr metallerinin incelenen diğer metallerden daha az biriktiğini rapor etmişlerdir.

Depledge ve ark. (1993), bir yengeç türünün (*Dorippe granulata*) farklı dokularında Cu, Zn, Fe ve Cd miktarlarını tespit etmişlerdir. Çalışmada en yüksek Cu miktarını hemofillerde, en yüksek Fe miktarını solungaçlarda, en yüksek Zn miktarını ise iskelet yapısında bulmuşlardır. Ayrıca toksik olan Cd metalinin tüm dokularda düşük miktarlarda olduğunu bildirmişlerdir.

Öztürk (1994), biyoindikatör türler olarak bilinen *Patella caerulea* ve *Enteromorpha linza* bireylerinde Zn, Cu, Cd ve Pb iz element birikimlerini incelemiştir. Çalışma sonunda bu iki türün içerdiği iz element düzeylerinin türlere, istasyonlara ve aylara göre değişim gösterdiğini bildirmiştir.

Öztürk ve Bat (1994), Sinop Yarımadası'ndan örneklenen *Eriphia verrucosa* ve *Alosa bulgarica* türlerindeki iz element konsantrasyonlarını, benzer çalışmalarla karşılaştırmışlardır. Bu canlılardaki metal birikim seviyelerinin daha düşük olmasının tür ve bölge farklılığından kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Öztürk ve ark. (1996), sedimente bağlı olarak yaşayan, karnivor balıkların besinini oluşturan bir karides türünün (*Palaemon elegans*) kas dokusunda iz element birikimini incelemişlerdir. Birikimin sayısal ortalama olarak Zn>Fe>Cu>Ni>Pb>Mn>Cd şeklinde sıralandığını belirtmişlerdir. Yine bu çalışmada su örneklerindeki iz element konsantrasyonlarının karides örneklerindeki iz element konsantrasyonlarından daha düşük olduğunu saptamışlardır.

Sunlu ve ark. (1996), Ege Denizi'nin güneyinde yer alan Güllük Dalyanı sedimentinde ve ortamdan toplanan *Upogebia pusilla* örneklerinde mevsimsel olarak Cd, Pb, Zn, Cu, Fe konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Çalışma sonunda bölge sedimentinde ve *U. pusilla* dokularında saptanan iz element konsantrasyonlarının mevsimlere göre farklılık gösterdiğini, en yüksek Cd, Pb ve Zn konsantrasyonlarının sonbahar, en yüksek Cu konsantrasyonlarının yaz mevsiminde ölçüldüğünü belirtmişlerdir.

Devi ve Yogamoorthi (1997), yaptıkları çalışmada *Clibanarius clibanarius* yengeç türünün hepatopankreas, ovaryum ve kas dokularında ağır metal konsantrasyonlarını (Fe, Cu, Zn ve Mn) belirlemişlerdir. Çalışma sonunda hepatopankreasta ölçülen metal konsantrasyonlarını diğer dokulara göre daha yüksek bulmuşlar, organizma boyutunun metal birikimine önemli etkisi olduğunu belirtmişlerdir.

Bat ve ark. (1998b), Karadeniz kıyılarından yakaladıkları *Patella caerulea* dokularında bazı metal (Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, Mn ve Fe) konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Elde edilen sonuçları daha önce yapılan çalışmalarla karşılaştırarak *P. caerulea* dokularındaki metal birikiminin ekosistem için önemli bir risk taşımadığını bildirmişlerdir.

Bat ve ark. (1998c), yaptıkları bir çalışmada sahil yengeci (*Carcinus aestuarii*) türünde iz element konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Çalışma sonunda bölgedeki *C. aestuarii* türünün halk sağlığı açısından bir risk taşımadığını bildirmişlerdir. Ayrıca bu türün geniş bir coğrafik dağılıma sahip olması, toplanmasının kolay olması nedeniyle çevresel kirliliğin belirlenmesinde biyomonitör tür olduğunu ifade etmişlerdir.

Krishnamurti ve Nair (1999), Thane-Bassein Koyu'ndan yakaladıkları yengeç (*Scylla serrata*) dokularında Cu, Zn, Cd, Pb ve Ni konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Çalışma sonunda dokulardaki Cu ve Zn metallerinin oldukça yüksek seviyelerde olduğunu fakat bu metal seviyelerinin insan tüketimi açısından limitleri aşmadığını vurgulamışlardır.

Yarsan ve ark., (2000) yaptıkları çalışmada Van Gölü'nden topladıkları bir midye türünde (*Unio stevenianus*) Pb, Cd, Cu, Zn ve As metallerin konsantrasyonlarını tespit etmişlerdir. Analizler sonucunda metal birikimini sayısal değer olarak Zn>Cu>Pb>Cd>As şeklinde bulmuşlardır.

Guevara ve ark. (2004), *Diplodon chilensis* türü üzerinde yaptıkları bir araştırmada potansiyel kirletici olan ağır metallerin tüm yumuşak dokularda ve sindirim bezlerinde yüksek düzeyde bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Yazkan ve ark. (2004), yaptıkları araştırmada Antalya körfezinden yakaladıkları bazı yumuşakça ve karides türlerinde kurşun ve kadmiyum içeriklerini tespit etmişlerdir. Analiz sonuçlarına göre ölçülen metal konsantrasyonlarının insan sağlığı için ciddi bir tehdit oluşturmadığını bildirmişlerdir.

Ugolini ve ark. (2004), Kuzey Doğu Akdeniz'in farklı bölgelerinden yakaladıkları bir amfipod (*Talitrus saltator*) türünde ve bölge sedimentinde Cd, Fe, Hg, Pb, Cu, Al ve Zn konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Çalışma sonunda ölçülen Cd, Cu, Zn ve Hg metallerinin yüksek konsantrasyonlarda, Al ve Fe metallerinin düşük konsantrasyonlarda, Pb ve Cr metallerinin ise analiz limitlerinin altında olduğunu bildirmişlerdir.

Argese ve ark. (2005), İtalya'nın Venedik Lagünü'nden topladıkları *Mytilus galloprovincialis* türü midyelerde biriken arsenik bileşiklerinin dağılımını incelemişlerdir. Çalışma sonunda bu bileşiklerin midyenin sindirim bezinde diğer yumuşak dokulara oranla daha fazla biriktiğini belirlemişlerdir.

Türkmen ve ark. (2005) yaptıkları bir çalışmada Amik Havzası Gölbaşı Gölü'nden örneklenen iki farklı midye türünün (*Unio terminalis* ve *Potamida littoralis*) kas ve solungaç dokularında ağır metal (Cd, Cu, Fe, Zn, Pb, Ni, Mn, Cr ve Co) birikimleri incelemişlerdir. Araştırmada elde edilen bulguları, önceden yapılan çalışmalarla karşılaştırarak Gölbaşı Gölü'nden alınan midyelerdeki ağır metal konsantrasyonlarının daha düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Göksu ve ark. (2005), Mersin Akkuyu Koyu'ndan yakaladıkları *Pinctada radiata* ve *Brachidontes pharaonis* türlerinde Cd, Fe, Zn ve Cu birikimini araştırmışlardır. Çalışma sonunda dokuda ölçülen metallerin *B. pharaonis*'te Fe>Zn>Cd>Cu, *P. radiata*'da ise Fe>Zn>Cu>Cd şeklinde olduğunu bildirmişlerdir. Bununla birlikte dokularda ölçülen metal birikimleri, tolerans gösterilen değerlerin çok altında olduğundan, Akkuyu Koyu'nda ağır metal kirliliğinin olmadığı sonucuna ulaşmışlardır.

Ip ve ark. (2005), Pearl Nehri'ndeki bazı sucul organizmalardaki metal birikimlerini araştırmışlardır. Çalışma sonunda karideslerde ve yengeçlerde Cd metalinin, balıklarda ise Pb metalinin yüksek konsantrasyonlarda olduğunu bildirmişlerdir.

Dora (2005), İzmir Körfezi sedimentinde ve buradan topladığı iki poliket (*Hediste diversicolor* - *Diopatra neapolitana*) türünde Cd, Cr, Cu, Pb, Zn ve Fe konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonunda canlılarda ölçülen metal konsantrasyonlarının ortam sedimenti ile ilişkili olduğunu; metal birikiminin sayısal değer olarak Fe>Zn>Pb>Cu>Cr>Cd şeklinde sıralandığını bildirmiştir.

Kayhan ve ark. (2006), İstanbul balık halinde yaptıkları bir çalışmada Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) dokularında arsenik düzeylerini tespit etmişlerdir. Analiz edilen midye dokularındaki arsenik konsantrasyonlarının kabul edilen normal sınırlar içinde olduğunu bildirmişlerdir.

Çavuşoğlu ve ark. (2007), yaptıkları çalışmada midye (*Mytilus* sp.) ve amfipod (*Gammarus* sp.) örneklerini indikatör olarak kullanılarak Kızılırmak Nehri'nin Kırıkkale il sınırları içinde kalan kısmındaki ağır metal kirliliğinin boyutlarını tespit etmişlerdir. Çalışma sonucunda bölgedeki ağır metal kirliliğini her istasyonda farklı bulmuşlardır. İncelenen türlerde ise amfipod türünün midye türüne göre daha fazla metal biriktirdiğini bildirmişlerdir.

Su ve ark. (2009), yaptıkları çalışmada Manila Körfezinde suda ve bazı makro omurgasızlarda ağır metal birikimini incelemiştir. Çalışma sonucunda ağır metal birikiminin türlere bağlı olarak farklılık gösterdiğini bildirmişlerdir.

Taş ve ark. (2009), Homa Dalyanı'nda yaptıkları çalışmada poliket *Hediste diversicolor* türünde ve yaşadığı sedimentteki bazı ağır metallerin (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr ve Fe) konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Çalışma sonunda *H. diversicolor* bireylerindeki metal konsantrasyonlarının büyüme ve gelişime bağlı olarak zaman içinde değişkenlik gösterdiğini; dokuda birikim gösteren metal konsantrasyonlarının sayısal değer olarak genellikle Cd<Cr<Cu<Pb<Zn<Fe şeklinde olduğunu belirlemişlerdir.

Balkıs ve Aksu (2012), Batı Karadeniz Şelfi'nde su, sediment ve midye örneklerindeki metal birikimlerini incelemiştir. Sudaki ve sedimentteki metal (Al, Fe, Mn, Pb, Cu, Cd ve Zn Hg) içeriklerinin SKKY kriterlerine göre izin verilen değerlerde olduğunu saptamışlardır. Bölgede metal dağılımlarını etkileyen temel faktörlerin madensel faaliyetler ve karasal kaynaklı (evsel ve endüstriyel) girdiler olduğunu bildirmişlerdir. Midye örneklerinde ise Cd, Pb, Cr ve Zn içeriklerinin Su Ürünleri Kontrol Yönetmeliği'nde belirtilen değerlerin üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir.

2.3. Ağır Metal Toksikite Çalışmaları

Farklı metaller, farklı organizma türlerine karşı, farklı ortam koşullarında ve farklı konsantrasyonlarda toksik etki göstermektedir. Sucul ortamdaki metallerin hangi konsantrasyonlara ulaştığında burada yaşayan canlılar için öldürücü olabileceğini ve türlerin metalleri hangi dokularında daha fazla biriktirdiğini belirlemek amacıyla laboratuvar ortamında ağır metal kirlilik deneyleri yapılmaktadır. Bu çalışmalardan bazıları aşağıda verilmiştir.

Ahsanullah ve Palmer (1980), amfipod *Allorchestes compressa* üzerine selenyum akut toksik etkisini araştırmışlar ve genç bireylerin ergin bireylere göre daha hassas olduğunu, bunun genç bireylerin metal düzenleme mekanizmalarının gelişmemesinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Freedman ve ark. (1980), *Hyallela azteca* üzerine kurşun akut toksisitesini araştırmışlar ve ölüm oranlarının artmasının, ortamdaki kurşun konsantrasyonlarının yükselmesiyle arttığını, bu canlıların bünyelerinde kurşunu düzenleyemediğini bildirmişlerdir.

Bat ve ark. (1998a), Zn ve Cu metalinin ayrı ayrı ve birlikte keşiş yengeci (*Diogenes pugilator*) üzerine toksisitesini araştırmışlardır. Sonuçta bakırın, çinkoya göre daha toksik olduğunu, yaşama oranının sedimentin varlığında daha yüksek olduğunu, çinko ve bakır birlikte eklendiğinde ölüm oranının arttığını tespit etmişlerdir.

Bat ve ark. (1999a), Cu, Pb ve Zn ağır metallerinin amfipod *Echinogammarus olivii*, isopod *Sphaeroma serratum* ve dekapod *Palaemon elegans* türlerinin üzerine akut toksik etkilerini araştırmışlardır. 96 saatlik deneyler sonucunda metallerin ölümcül konsantrasyonunun her tür için farklı olduğunu; ancak toksisite büyüklüğünün genellikle Cu>Pb>Zn olduğunu bildirmişlerdir.

Bat ve ark. (2000), tatlı su amfipodlarından *Gammarus pulex pulex* türlerinde çinko, bakır ve kurşun toksisitesi üzerine sıcaklığın etkisini araştırmışlardır. Deney sonucunda bu tür için artan sıcaklıklarda bakır metalinin diğer metallerden daha toksik olduğunu bildirmişlerdir.

Modassir (2000), yaptığı araştırmada *Polymesoda erosa* türünde civanın toksisitesi üzerine tuzluluğun etkisini araştırmıştır. Deney sonunda civa metalinin bu tür üzerine toksik etkisinin farklı tuzluluklardan etkilendiği ve ölüm oranının tuzluluğun artışıyla yükseldiği tespit etmiştir. Ayrıca *P. erosa* dokularındaki civa birikiminin su filtresinin yapıldığı kısımda diğer kısımlardan daha fazla olduğunu, dokulardaki civa miktarının metale maruz kalma süresi ve konsantrasyona bağlı olduğunu bildirmiştir.

Prato ve ark. (2009), *Gammarus aequicauda* üzerine kadmiyumun farklı sıcaklıklardaki akut toksik etkisini araştırmışlar ve metalin toksik etkisinin sıcaklık artışıyla arttığını bildirmişlerdir.

Kalay ve ark. (2003), *Tilapia nilotica* türünün solungaç ve karaciğer dokularındaki mangan, demir ve çinko düzeyleri üzerine bakırın etkisini araştırmışlardır. 14 günlük deneme sonunda bakır metalinin solungaç dokusuna göre karaciğer dokusu element düzeyinde daha fazla artışa neden olduğunu bildirmişlerdir.

Sağlamtimur ve Cicik (2004); kısa süreli Cu-Cd etkileşiminde *Oreochromis niloticus* türünün farklı dokularındaki (böbrek, solungaç, kas) kadmiyum birikimini araştırmışlardır. 15 günlük deney sonunda en yüksek metal birikiminin kadmiyumun tek başına etkisinde solungaçta, Cu-Cd karışımının etkisinde ise böbrekte olduğunu; en düşük birikimin her iki durumda da kas dokusunda olduğunu bildirmişlerdir.

Güner (2010), *Astacus leptodactylus* türünün farklı dokularında kadmiyum birikimini araştırmıştır. 21 günlük deneme sonucunda kerevitlerin kadmiyumu en fazla hepatopankreas dokusunda, en az abdominal kaslarında biriktirdiğini, bununla birlikte kerevitin bünyesine aldığı kadmiyum metalini hızla elimine ettiğini bildirmiştir.

BÖLÜM 3**MATERYAL ve YÖNTEM****3.1. Materyal****3.1.1. Çalışma Alanı**

Çalışma alanı olarak Çanakkale'ye 25 km, Lapseki'ye 15 km uzaklıkta bulunan ve Umurbey Beldesi için büyük önem arz eden Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı seçilmiştir.

Umurbey, Çanakkale Boğazının kıyısından başlayarak güneye doğru uzanan Umurbey Ovasının bitim noktasına kurulmuş bir belde olup; yaklaşık 8000 dönüm sulanabilir alana sahiptir (Şekil 3). Tarımsal sulama için Umurbey Çayı ve Barajı kullanılmaktadır. Umurbey Ovası'nda yetiştirilen tarım ürünleri (elma, kiraz, şeftali, üzüm, vb.) ile lagünel sahadan avlanan balık ve çift kabuklu yumuşakça gibi su ürünlerinin büyük bir kısmı yurt dışına ihraç edilmekte, bölge için önemli bir gelir kaynağı oluşturmaktadır (Anonim, 2006b).

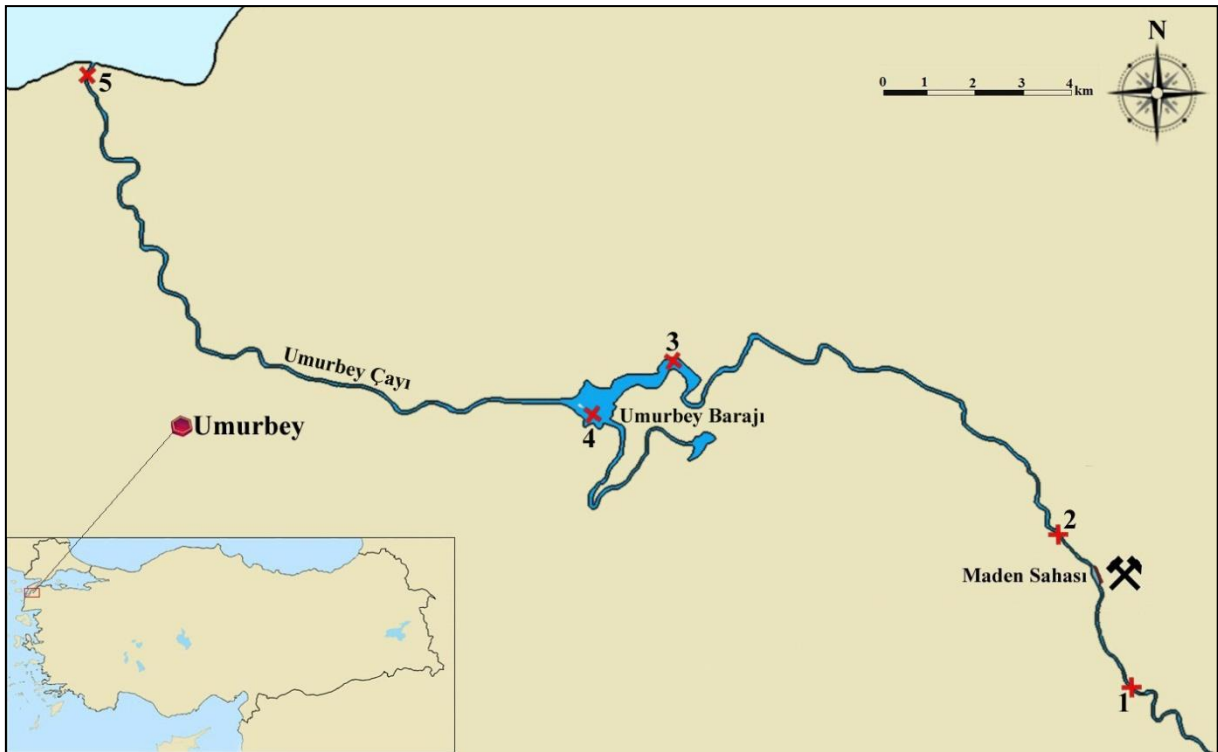


Şekil 3. Umurbey Ovası genel görünüşü (orijinal)

Umurbey Çayı ve Barajından seçilen toplam 5 istasyonda ağır metal birikimlerini belirlemek amacıyla mevsimsel olarak örneklemeler yapılmıştır (Şekil 4). İstasyonlar, ekolojik özellikleri dikkate alınarak belirlenmiştir.

3.1.2. Arazi Çalışmaları

Tez çalışması kapsamında belirlenen 5 istasyondan üç tekrarlı su ve sediment örnekleri alınmıştır. Sediment örneklemeleri çayın üst kısımlarında ve nehir ağzında el küreği yardımıyla, derin bölgelerde (Umurbey Barajı) ise Ekman Birge grab (15x15 cm) ile yapılmıştır. Bununla birlikte her istasyonda baskın halde yaşayan makro omurgasız canlılar yakalanmış olup; kullanılan örnekleme aracı arazi yapısı, derinliği, genişliği ve akıntı durumu gibi faktörler göz önünde tutularak belirlenmiştir. Makro omurgasız canlıların örneklemeleri sığ bölgelerde el direci ve el kepeciyle, derin bölgelerde Ekman Birge grab ile yapılmıştır. Ayrıca her istasyon için koordinat bilgileri Magellan marka GPS ile belirlenmiştir

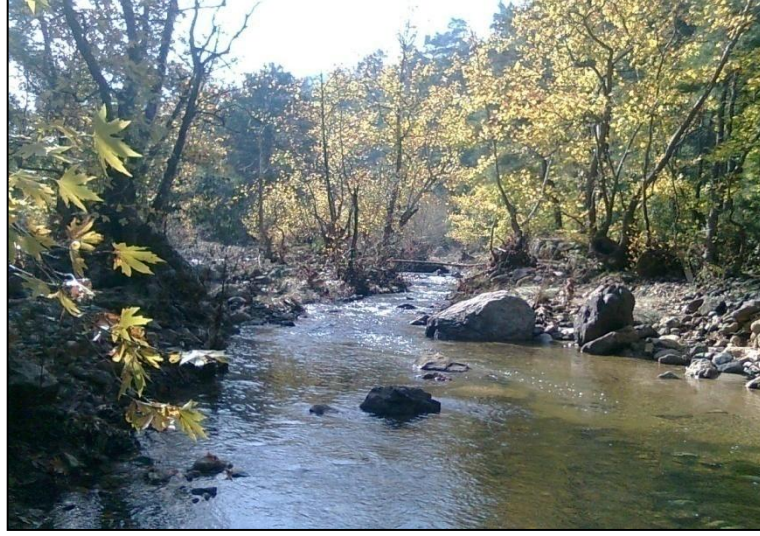


Şekil 4. Umurbey Çayı ve Barajı'nda belirlenen örnekleme istasyonları (orijinal)

3.1.3. Örnekleme İstasyonları

Umurbey Barajı'nın en büyük su kaynağı olan Umurbey Çayı; Korudere ve Uludere'nin birleşmesiyle oluşmuştur. Çayın üst kısımlarında Kuru Dağı uzanmaktadır. Kuru Dağı, fay hatlarının kesiştiği önemli bir maden alanı olup, yaklaşık 50 yıldan beri bu bölgeden kurşun ve çinko cevheri çıkarılmaktadır. Bu nedenle; Umurbey Çayı üzerinde 1. istasyon olarak 40° 12' 27" Kuzey enlemleri ve 26° 45' 19" Doğu boylamlarında bulunan kaynak ile maden sahası arasındaki bölge seçilmiştir (Şekil 5). Bölge yıl boyunca berrak ve genellikle ilkbahar

mevsimlerinde artan bir su rejimine sahiptir. Yağışlı dönemlerde bentik sürüklenmenin (drifting) görüldüğü dinamik bir ortam olarak değerlendirilebilir.



Şekil 5. Umurbey Çayı 1 no'lu istasyon (orijinal)

Umurbey Çayının üst kısımlarında ve Hacıgelen Köyü yakınlarında faaliyet gösteren kurşun-çinko maden işletmesi bulunmaktadır. İşletmede cevherin elde edilmesi için kullanılan flotasyon suyunun Umurbey Çayından karşılandığı, atık suyun ise tekrar çaya bırakıldığı bildirilmektedir (Anonim, 2006b). Bu nedenle; Umurbey Çayı'nda 2. istasyon olarak 40° 13' 25" Kuzey enlemleri ve 26° 44' 49" Doğu boylamlarında bulunan maden işletmesi altındaki bölge seçilmiştir (Şekil 6). Bölge suyunun rengi her mevsim bulanık olup; su debisinde yer yer azalmalar gözlenmiştir.



Şekil 6. Umurbey Çayı 2 no'lu istasyon (orijinal)

Umurbey Ovasında yapılan yoğun tarımın verimini artırmak ve ayrıca bölgenin içme suyu ihtiyacını karşılamak amacıyla Umurbey Çayı üzerine Umurbey Barajı kurulmuştur. Baraj, 2 km² lik bir alana kurulmuş olup; yaklaşık 3661 hektarlık tarım arazisi sulamaktadır (Anonim, 2006b). Bu nedenle tez çalışmasında 3. istasyon olarak 40° 14' 74" Kuzey enlemlerinde ve 26° 40' 58" Doğu boylamlarında bulunan Umurbey Barajı girişine yakın bir bölge seçilmiştir (Şekil 7).



Şekil 7. Umurbey Barajı 3 no'lu istasyon (orijinal)

Umurbey Barajı'ndaki kirlilik durumunu karşılaştırabilmek için 40° 14' 13" Kuzey enlemlerinde ve 26° 40' 15" Doğu boylamlarında bulunan Baraj çıkışına yakın olan bir bölge 4. istasyon olarak seçilmiştir (Şekil 8). Yaz mevsiminde durgun su yapısına sahip olan barajda, kış mevsiminde rüzgârların da etkisiyle su yüzeyinde dalgalanmalar gözlenmiştir.



Şekil 8. Umurbey Barajı 4 no'lu istasyon (orijinal)

Tez çalışması kapsamında 5. istasyon olarak, 40° 17' 02" Kuzey enlemlerinde ve 26° 35' 22" Doğu boylamlarında bulunan Umurbey Çayı'nın Çanakkale Boğazı'na döküldüğü bölge seçilmiştir (Şekil 9). Bölgenin nehir ağzında bulunmasından ve çay akıntısının etkisiz olmasından dolayı tatlı su ile deniz suyu etkileşimi yüksektir. Özellikle yağışların da etkisiyle ilkbahar ve kış mevsimlerindeki su debisinin arttığı, yaz mevsiminde ise azaldığı gözlenmiştir. Bununla birlikte gel-git durumuna bağlı olarak su debisinde dalgalanmalar olmaktadır. Bölgenin bentik yapısı yumuşak olup; organik kirlilik birikimine işaret eden siyah çamur yapıdadır.



Şekil 9. Umurbey Çayı 5 no'lu istasyon (orijinal)

3.1.4. Analizlerde Kullanılan Makro Omurgasız Canlılar

Umurbey Çayı ve Barajı'ndan seçilen toplam 5 istasyondan, dokularında ağır metal birikimlerini belirlemek için makro omurgasız türler yakalanmıştır. Ancak toplanan bu canlılar her istasyonda farklı türlerdendir. Belirlenen bu istasyonlarda farklı canlıların bulunmasının sebebi; bu bölgelerin ekolojik özelliklerinden kaynaklanmaktadır. Bu canlılar suların biyolojik verimliliğinde etkili, besin çevriminde önemli rolü olan ve özellikle balıkların besininin önemli bir kısmını oluşturan organizmalar olup; ortamlarda oluşan ekolojik değişiklikler bu omurgasızların yapısal değişiklikleriyle gözlemlenebilmektedir. Dolayısıyla bu organizmalara biyoindikatör tür denilmektedir. Tez çalışması kapsamında bu nedenle seçilen canlıların özellikleri aşağıda verilmiştir.

3.1.4.1. *Laccophilus minutus* (Linnaeus, 1758)

Coleoptera, Insecta sınıfının en geniş takımıdır. Sucul Coleoptera türlerinin bazıları larva dönemlerini sucul habitatta geçirirken, bazıları ergin olarak da sucul olabilmektedir. Dalgıç yırtıcı böcekler olarak da bilinen ve boyları 4-7 mm olan bu su böcekleri dünyanın ılıman iklimli her bölgesinde, göl, gölet ve akarsu kıyılarında oldukça sık bulunmakta; genellikle taşların ve alglerin arasında yaşamaktadır (Paquette ve Alarie, 1999). Arka bacakları yüzmek için adapte olmuştur. Habitatları gibi beslenmeleri de çok çeşitlidir. Larvalar predatör, herbivor veya leşçil olabilirken, erginler predatör veya substrattan algleri kazıyarak beslenir. Coleoptera larva ve erginlerinin çoğu, pH ve çözülmüş oksijen konsantrasyonundaki değişimlere karşı toleranslıdır (Mandaville, 1999). Birçok ergin çözülmüş oksijen kullanmayıp ve atmosferik oksijeni solunumda kullanmak için su yüzeyine çıkar. Coleoptera'nın bazı türleri ekosistem kalitesinin indikatör canlıları olarak kabul edilmektedir (Mackie, 2001).

Şube : Arthropoda

Sınıf : Insecta

Takım : Coleoptera

Aile : Dytiscidae

Cins : *Laccophilus* (Leach, 1815)

Tür : *Laccophilus minutus* (Linnaeus, 1758)



Şekil 10. *Laccophilus minutus* (orijinal)

Çalışmada kullanılan *Laccophilus minutus* bireyleri 1 no'lu istasyondan el kepçesiyle alglerin arasından ve elle taşların altından toplanmıştır (Şekil 10).

3.1.4.2. *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)

Yusufçuk olarak da bilinen bu avcı böceklerin erişkinleri döllenmeden sonra yumurtalarını suya, substrata veya vejetasyonun su altındaki kısımları arasına bırakır. Birçok omurgasızdaki gibi yumurta gelişimi sıcaklığa bağlıdır. Nimf evresindeki gelişim özellikle sıcaklık ve besin kaynağı ile ilişkili olarak değişebilmektedir. Olgun nimfler erginleşirken substratı terk ederek sudan ayrılırlar ve karaya geçerler. Odonata nimfleri, makrovejetasyon ve littoral sedimentler arasında yaşamaktadır (McCafferty, 1981). Odonata nimfleri predatör olup; diğer küçük canlılarla (Diptera, Hymenoptera, Coleoptera ve Lepidoptera) beslenerek yaşamaktadır. Karın uçlarında bulunan trake solungaçlarıyla solunum yapmaktadırlar. Nimflerin solunum ihtiyacı ve oksijen gereksinimi oldukça yüksektir (Mandaville, 1999). Odonata takımının üyeleri olan bu etçil böceklerin nimfleri, kirlilik çalışmalarında biyoindikatör olarak kullanılmaktadır (Harker, 1989).

Şube : Arthropoda

Sınıf : Insecta

Takım : Odonata

Aile : Coenagrionidae

Cins : *Ischnura* (Charpentier, 1840)

Tür : *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)



Şekil 11. *Ischnura elegans* (orijinal)

Ischnura elegans bireyleri 1 no'lu istasyondan elle taşların altından ve el kepçesi yardımıyla alglerin arasından toplanmıştır (Şekil 11).

3.1.4.3. *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)

Yaşamlarının çok büyük bir bölümünü nimf halinde suda geçirdiklerinden ve birkaç gün ergin halde yaşadıklarından dolayı “birgün sinekleri” yada “Mayıs sinekleri” de denilmektedir. Ephemeroptera nimfleri sığ akarsuların ve göllerin littoral alanlarında dağılmıştır. Ancak bu sınıfın türlerinin çoğu özel bir makrofit tabakası, akarsuların akıntılı alanları veya özel boyutlardaki partikül sedimentleri ile sınırlandırılmıştır (Mandaville, 1999). Ephemeroptera takımı sıyırıcı ve toplayıcı-biriktiricidir. Bazı türleri predatör özellik gösterirken bazı türleri suyu filtre ederek beslenme adaptasyonları göstermektedir. Çoğunun besin kaynağı alg ve organik döküntüden oluşur (McCafferty, 1981). Genellikle serin ve temiz akarsularda bulunan bu türler değişen oksijen konsantrasyonlarına cevap olarak solungaçlarının solunum hareketlerini değiştirebilmektedir. Nimfleri su kirliliğinde iyi bir gösterge olarak kullanılmaktadır (Harker, 1989).

- Şube** : Arthropoda
Sınıf : Insecta
Takım : Ephemeroptera
Aile : Baetidae
Cins : *Cloeon* (Leach, 1815)
Tür : *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)



Şekil 12. *Cloeon dipterum* (orijinal)

Cloeon dipterum bireyleri 1 no’lu istasyondan elle taşların altından ve alglerin arasından toplanmıştır (Şekil 12).

3.1.4.4. *Notonecta maculata* (Fabricius, 1794)

Su kayakçıları olarak da bilinen bu böceklerin yaşam döngüleri tamamen su kalitesine bağlı değildir. Genellikle karasal formda olup bazı türleri sucul yada yarı sucul türlerdir. Hemiptera'nın birçok türü, lentik veya hafif akıntılı yerlerde bulunmaktadır. Solunum için atmosferik oksijene ihtiyaç duyarlar. Hemiptera ordosu bireyleri çevresel değişimlere karşı diğer böceklerin çoğundan daha toleranslıdır. Bazı türler yüksek klorür seviyesi, yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı, düşük oksijen, düşük pH gibi aşırı koşulları çok iyi tolere edebilirler (Mackie, 2001). Kışı ergin safhada geçiren *Notonecta* bireylerinin çoğu göl ve akarsularda veya bataklık ve nemli sedimentlerde yaşamaktadırlar. Yumurtalarını yarı sucul substrat veya sucul makrofit arasına bırakmaktadırlar. Yumurtaların gelişimleri 1-4 hafta arasında tamamlanmakta ve 1-2 ay içinde ergin safhaya geçmektedirler (Scott ve Murdoch, 1983).

- Şube** : Arthropoda
Sınıf : Insecta
Takım : Hemiptera
Aile : Notonectidae
Cins : *Notonecta* (Linnaeus, 1758)
Tür : *Notonecta maculata* (Fabricius, 1794)



Şekil 13. *Notonecta maculata* (orijinal)

Notonecta maculata bireyleri maden sahası altındaki 2. istasyondan el kepçesi ile yakalanmıştır (Şekil 13).

3.1.4.5. *Chaoborus flavicans* (Meigen, 1803)

Chaoborus türleri böcek larvaları içinde muhtemelen en şeffaf olmalarından dolayı “hayalet kurtlar” olarak da bilinmektedir. *Chaoborus* larvaları ve pupaları başta balıklar olmak üzere diğer su böcekleri için önemli bir besin kaynağıdır. *Chaoborus* larvaları genellikle kopepodlar, chironomid larvaları, oligoketler, rotiferler ve diğer *chaoborus* larvalarını yiyerek beslenmektedir. Beslenme genellikle pelajik fazda iken gerçekleşmektedir. Gün içinde yaşamlarını sedimentte sürdüren bu canlılar göllerde, bataklıklarda hatta su birikintilerinde dahi bulunmaktadır. *Chaoborus* larvaları, pupaları ve erişkinleri, diğer omurgasızların, balıkların ve kuşların besin kaynağını oluşturarak besin zincirinin önemli bir halkasında yer almaktadır (Saether, 1972; Taşdemir ve Ustaoglu, 2005).

- Şube** : Arthropoda
Sınıf : Insecta
Takım : Diptera
Aile : Chaoboridae
Cins : *Chaoborus* (Lichtenstein, 1800)
Tür : *Chaoborus flavicans* (Meigen, 1803)



Şekil 14. *Chaoborus flavicans* (orijinal)

Chaoborus flavicans bireyleri 3. istasyondan Ekman grab yardımıyla sedimentten toplanmıştır (Şekil 14).

3.1.4.6. *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758)

Erişkinlerine “kör sivrisinek” ve açık kırmızı renkte olan larvalarına “kan kurdu” da denilen bu böcekler, tatlı su habitatlarında karşılaşılan tür ve birey sayısı bakımından en bol olan makro omurgasız grubunu oluşturmaktadır. Diptera takımının larva ve pupaları suculdur, erginleri karasaldır. Dişiler yumurtalarını suya bıraktıktan sonra yumurtalar dibe çökmekte ve burada gelişmektedir. Larvalar, göl ve akarsuların kirli veya bulanık olduğu bölgelerde sedimentte ve taşların altında bulunmaktadır. Detritustan özellikle alg gibi organik maddeleri yiyerek beslenen larvalar diğer su böceklerinin (ephemeroptera, odanata, hemiptera, vb.) ve balıkların besin kaynağını oluşturmaktadır (Şahin, 1984; Armitage ve ark., 1995; Taşdemir ve Ustaoglu, 2005).

Şube : Arthropoda

Sınıf : Insecta

Takım : Diptera

Aile : Chironomidae

Cins : *Chironomus* (Meigen, 1830)

Tür : *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758)



Şekil 15. *Chironomus plumosus* (orijinal)

Chironomus plumosus bireyleri 4. istasyondan Ekman grab yardımıyla sedimentten toplanmıştır (Şekil 15).

3.1.4.7. *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931)

Epibentik bir tür olan *Gammarus aequicauda* bireyleri genellikle lagünel sahalarda veya kıyısız bölgelerde taşlar ve algler arasında yaşamaktadır. Kum piresi de denilen bu canlılar, geniş sıcaklık (4-28 °C) ve tuzluluk (% 0,05–50 ppt) aralıklarında yaşayabilmekte, nehir ağzı ekosistemlerinde 20 metreye kadar yayılım gösterebilmektedir. Kuşlar ve balıklar için önemli bir besin kaynağı olan bu tür ortamdaki bitkisel ve hayvansal organik maddelerle beslenmektedir. makro alglerle beslenmektedir (Kevrekidis ve Koukouras, 1989; Sarı ve ark., 2001; Prato ve Biandolino, 2003). Kumlu kıyı ekosistemlerinin en yaygın canlı bileşenlerinden birini oluşturan bu organizmalar, çeşitli besin zinciri arasındaki enerji akışında önemli rol oynamakta ve kirlilik çalışmalarında indikatör olarak kullanılmaktadır (Brown ve McLachlan, 1994).

Şube : Arthropoda

Sınıf : Malacostraca

Takım : Amphipoda

Aile : Gammaridae

Cins : *Gammarus* (Fabricius, 1775)

Tür : *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931)



Şekil 16. *Gammarus aequicauda* (orijinal)

Amphipoda takımı üyelerinden olan *Gammarus aequicauda* bireyleri 5. istasyon olan Umurbey Çayı ağzından dreç ve el kepçesi yardımıyla toplanmıştır (Şekil 16).

3.1.4.8. *Hediste diversicolor* (Müller, 1776)

Tuzluluk değişimlerine karşı büyük tolerans gösteren Polychaeta sınıfına ait bu türler, genellikle kumlu çamurlu yumuşak zeminlerde yaşamakta olup, tatlı suların denize birleştiği acı su sistemlerinde ve nehir ağzlarında sedimentte dağılım göstermektedir. Detritusun filtreleri olarak kabul edilen bu canlılar omnivor olduğundan sediment yüzeyindeki bitki ve hayvan kalıntılarıyla beslenmektedir. Besin zincirinde büyük krustaselerin, balıkların ve kuşların besinini oluşturmakta, kirlilik çalışmalarında indikatör tür olarak kullanılmaktadır (Bat ve ark., 2001; Sarı ve ark., 2001; Çınar ve Ergen, 2001).

- Şube** : Annelida
Sınıf : Polychaeta
Takım : Phyllodocida
Aile : Nereididae
Cins : *Hediste* (Malmgren, 1867)
Tür : *Hediste diversicolor* (Müller, 1776)



Şekil 17. *Hediste diversicolor* (orijinal)

Hediste diversicolor bireyleri 5. istasyon olan Umurbey Çayı ağzından sedimentten kürekle ve elle toplanmıştır (Şekil 17).

3.1.4.9. *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847)

Portunidae ailesinde yer alan *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847), Akdeniz’de bulunan östarin ve lagünlerde dağılım göstermekte olup, global istilacı bir tür olarak bilinmektedir. Genellikle taşlık bölgelerde ve algler arasında yaşamaktadır. Karnivor olarak bilinen bu tür; küçük balık, karides ve midyelerle beslenmektedir (Furota ve ark., 1999).

- Şube** : Arthropoda
Sınıf : Malacostraca
Takım : Decapoda
Aile : Portunidae
Cins : *Carcinus* (Leach, 1814)
Tür : *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847)



Şekil 18. *Carcinus aestuarii* (orijinal)

Carcinus aestuarii bireyleri 5. istasyon olarak seçilen Umurbey Çayının denize döküldüğü nehir ağzından el kepçesi yardımıyla toplanmıştır (Şekil 18).

3.2. Yöntem

3.2.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Parametreleri

Su kalitesi parametrelerinden sıcaklık (°C), pH, tuzluluk, elektrik iletkenliği ($\mu\text{S cm}^{-1}$), ve çözünmüş oksijen (mg L^{-1}) YSI 100 marka prob yardımıyla arazide ölçülmüştür.

3.2.2. Sediment Analizleri

Nisan 2010 – Şubat 2011 tarihleri arasında seçilen 5 istasyondan mevsimsel olarak alınan sediment örnekleri, kilitli poşetlerle Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler laboratuvarına getirilmiştir. Kurutma kâğıtları üzerine serilerek kabaca temizlenmiş, gölgede kurumaya bırakılmıştır. Böylece hava kurusu hale getirilmiş örnekler, ahşap havanda ezilerek 2 mm'lik elekten geçirilmiştir. Toprak verimliliği analizlerinin uygulamaları (% nem, pH, elektrik iletkenliği, % kireç, organik madde, bünye), Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bitki Besleme laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

3.2.2.1. Nem Tayini

Hava kurusu 2 mm'lik elekten geçirilmiş sediment örnekleri, nemden arındırılmış darası alınan kaplara konulmuş ve tartılmıştır. Tartım sonrası örnekler 105 °C 'lik etüvde 24 saat bekletilmiştir. Etüvden alınarak soğuyuncaya kadar desikatörde bekletilen örnekler tekrar tartılarak nem tayini gerçekleştirilmiştir (Gardner, 1986).

Hesaplama

$$\text{Nem (\%)} = \frac{(\text{HKT} + \text{D}) - (\text{EKT} + \text{D})}{\text{HKT}} * 100 \quad (2.1)$$

HKT: Hava kuru toprak

EKT: Etüv kuru toprak

D : Dara

3.2.2.2. Toprak Reaksiyon Tayini (pH) ve Suda Eriyebilir Tuz Değeri (EC)

Hava Kuru hale getirilen ve 2 mm'lik elekten geçirilen sediment örneklerinden 20'şer gr alınarak uygun büyüklükteki kaplara konmuştur. Üzerine 50 mL saf su (1:2,5 oranında) eklenip cam bagele iyice karışması sağlanmıştır. Yaklaşık 2 saat beklemeye bırakılan örnekler tekrar karıştırılıp pH metre ve EC metre doğrudan karışıma daldırılarak ölçümler yapılmıştır (Richards, 1954).

3.2.2.3. Karbonat Tayini

Hava kuru 2 mm'lik elekten geçirilerek 2 gr alınan sediment örneklerinin tamamı tekrar 0,25'lik elekten geçirilmiştir. Buradan 1 gr alınan örnekler kalsimetre şişesine konulmuştur. Daha sonra kalsimetre tüpüne 5 mL %10 luk HCl çözeltisi konarak bu tüp pens yardımıyla ve örnek üzerine dökmeden kalsimetre şişesine yerleştirilmiştir. Kalsimetre şişesi hafif yan yatırılarak kalsimetre tüpünün içindeki HCl çözeltisinin örnekle teması sağlanmış, hafifçe çalkalanarak gaz çıkışı takip edilmiştir. Nüçe erlenmayerinde oluşan gaz kabarcıkları bitince Scheibler kalsimetresinin U borusundaki su seviyesi eşitlenmiş ve CO₂ miktarı cm³ olarak ölçülmüştür (Allison ve Moddie, 1965).

Hesaplama

$$\% \text{CaCO}_3 = \frac{V * 0,004464}{A} * 100 \quad (2.2)$$

V : Normal koşullara dönüştürülmüş CO₂ hacmi (mL)

A : Örnek ağırlığı (Nem hesaba katılarak)

0,004464: Normal koşullar altında 1 cm³ CO₂ değerine karşılık gelen gram CaCO₃ miktarı

100 : % değere ulaşmak için kullanılır.

$$V = \frac{VK * (PB - PS) * 273}{760 * (273 + T)} \quad (2.3)$$

VK : Kalsimetrede okunan CO₂ hacmi (mL)

PB : Barometre basıncı (mm Hg)

PS : Ölçüm yapılan sıcaklıktaki suyun buhar basıncı (mm Hg)

T : Laboratuvar sıcaklığı

760 : Karbonat içeriği 760 mm Hg basıncına göre uyarlandığı için kullanılır.

273 : °C 'yi, Kelvin'e çevirmek ve karbonat içeriğini 0 °C ye uyarlamak için kullanılır.

3.2.2.4. Organik Madde Tayini

Hava kurusu alınan 2 mm'lik elekten geçirilen sediment örnekleri, tekrar 0,25 mm lik elekten geçirilmiş ve 0,5 er gr alınarak erlanmayere konulmuştur. Üzerine pipetle 10 mL potasyum dikromat ($K_2Cr_2O_7$) çözeltisi eklenmiş ve çalkalanarak örneğin tamamen ıslanması sağlanmıştır. Daha sonra üzerine 20 mL H_2SO_4 eklenerek 30 dakika soğumaya bırakılmıştır. Soğuyunca üzerine 200 mL saf su 25 mL demir sülfat (Fe_2SO_4) eklenerek daha sonra potasyum permanganat ($KMnO_4$) çözeltisi ile titre edilmiştir (Smith ve Weldon, 1941).

Hesaplama

$$\% \text{ Organik C} = \frac{A - B}{T} * N * \frac{12}{4000} * \frac{1}{0,74} * 100 \quad (2.4)$$

$$\% \text{ Organik madde} = \% \text{ Organik C} * 1,724 \quad (2.5)$$

A : Sediment için sarf edilen $KMnO_4$ çözeltisi (mL)

B : Şahit örnek için sarf edilen $KMnO_4$ çözeltisi (mL)

T : Örnek ağırlığı (Nem hesaba katılarak)

N : $KMnO_4$ çözeltisinin normalitesi

$\frac{12}{4000}$: Karbonun miliekivalent (me) ağırlığını bulmak için kullanılır.

$\frac{1}{0,74}$: Organik maddedeki karbonun % 74 ü okside olduğu kabul edilir.

1,724: Organik maddenin % 58 karbon içerdiği kabul edilir ($100/58 = 1,724$).

(Van Bemmelen faktörü)

3.2.2.5. Bünye Tayini

Hava kurusu olan ve 2 mm'lik elekten geçirilen örneklerden 50 gr tartılmıştır. Örneklerin üzerine 10 mL sodyum hexametfosat (kalgon) ve 200 mL saf su eklenerek 2 saat bekletilmiştir. Daha sonra örnekler ortalama 10 dakika mikserde karıştırılmıştır. Karıştırma işlemi bittikten sonra örnekler mezürlere boşaltılmıştır. Hidrometre içindeyken saf su ile 1130 mL ye tamamlanmıştır. Hidrometre çıkarıldıktan sonra mezür karıştırıcı ile 20 kez karıştırılmıştır. Karışım sonrasında hemen kronometre başlatılıp, hidrometre tekrar mezür içine bırakılarak 40. saniyedeki değeri kaydedilmiştir. Aynı zamanda karışımın sıcaklığı ölçülmüştür. İlk okumadan 2 saat sonrasında hidrometre tekrar mezüre batırılıp 2. saat

okuması ve yine sıcaklık okuması yapılmıştır. Kaydedilen değerler hesaplamadan sonra bünye üçgenine uygulanarak toprağın bünyesi tespit edilmiştir (Bouyocuos, 1951).

Hesaplama

$$\% \text{ Kum} = 100 - \frac{(40. \text{ sn hidrometre okuması} * 100)}{\text{Etüv kurusu örnek ağırlığı}} \quad (2.6)$$

$$\% \text{ Kil} = \frac{2. \text{ saat hidrometre okuması}}{\text{Etüv kurusu örnek ağırlığı}} * 100 \quad (2.7)$$

$$\% \text{ Silt} = 100 - (\% \text{ Kil} + \% \text{ Kum}) \quad (2.8)$$

3.2.3. Suda Ağır Metal Analizleri

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda belirlenen toplam 5 istasyondan 3 tekrarlı olarak 250 ml'lik kavanozlarla su örnekleri alınmış ve muhafazalı termosla laboratuvar ortamına getirilmiştir. Numuneler 45µ'luk şırıngalı filtre yardımıyla süzdürülmüş, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Merkez Laboratuvarındaki Varian Liberty Sequential marka ICP-OES cihazı ile ağır metal analizleri yapılmıştır (Anonim, 2005).

3.2.4. Sedimentte Ağır Metal Analizleri

Umurbey Çayı ve Barajı'nda belirlenen toplam 5 istasyondan 3 tekrarlı olarak alınan sediment örnekleri kilitli poşetlerle laboratuvara getirilmiştir. Kurutma kâğıtları üzerine serilerek kabaca temizlenmiş, gölgede kurumaya bırakılmıştır Hava kurusu haline getirilmiş örnekler, ahşap havanda ezilerek 2 mm'lik elekten geçirilmiştir. Daha sonra, sedimentteki metal okumaları Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bitki Besleme Laboratuvarında Varian Liberty Sequential marka ICP-OES cihazı ile yapılmıştır (Anonim,1994).

3.2.5. Bentik Omurgasız Canlıların Dokusunda Ağır Metal Analizleri

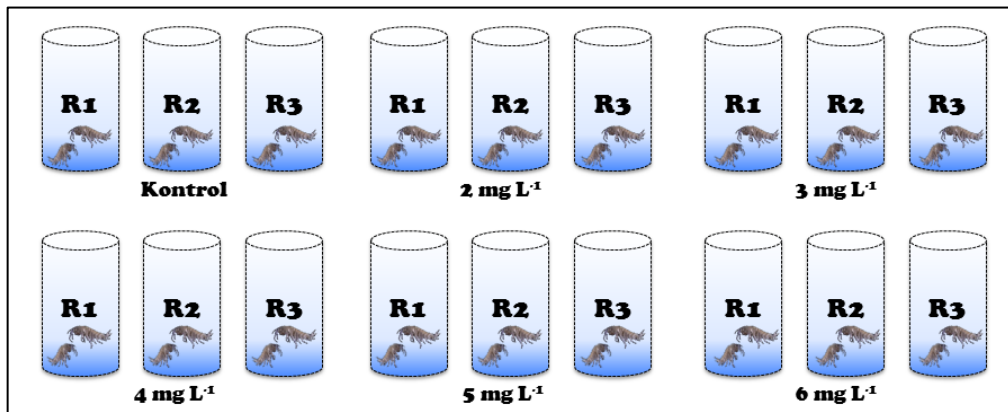
Umurbey Çayı ve Barajı'nda belirlenen 5 istasyondan dominant ve besin zincirinde önemli yer tutan organizmalardan bentik örnekleme yapılmıştır. Canlılar ortamdaki el kepçesi yardımıyla ve elle taşların altından toplanmıştır. Muhafazalı bir şekilde laboratuvar ortamına getirilen organizmalar, hassas terazide yaş ağırlıkları ölçülüp 24 saat boyunca 100 °C etüvde bekletilmiştir. Etüvden çıkarılan organizmaların kuru ağırlıkları ölçülmüştür. Daha sonra dokuları çözünleştirerek sıvı hale getirmek için örneklerin üzerine 5 ml nitrik asit ilave

edilerek 2 saat boyunca 70 °C’de hot-plate üzerinde çeker ocak altında yakma yapılmıştır. Örneklerin tamamı homojen olarak yakıldıktan ve soğutulduktan sonra saf su ile 25 ml’ye tamamlanmıştır (Hoyle ve ark., 2007). Seyreltilen örnekler 45µ’luk şırınga filtreden geçirilerek süzme işlemine tabi tutulmuştur. Dokulardaki metal ölçümleri Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Merkez Laboratuvarındaki Varian Liberty Sequential marka ICP-OES cihazında gerçekleştirilmiştir (Anonim, 1994).

3.2.6. Akut Toksikite (LC₅₀) Denemesi

Umurbey Çayı’nda sudaki kurşun metalinin *Gammarus aequicauda* bireylerinin %50 ‘sini öldüren kurşun konsantrasyonunu tespit etmek amacıyla yapılan deneyde; *G. aequicauda* örnekleri Çanakkale Umurbey Çayı ağzından el kepçesi ve dreç yardımıyla 0,1-0,5 metre derinlikten toplanarak muhafazalı taşıma kaplarıyla Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Kalitesi Laboratuvarına getirilmiştir. 15 gün boyunca laboratuvar koşullarına adapte olan ergin bireylerden (8-10 mm boyda) 10’ar adet seçilerek olanları deneyde kullanılmıştır.

Birer litrelik kavanozlarda, üç tekerrürlü olarak yapılan deney; bir kontrol grubu ve beş farklı konsantrasyon (2,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0 mg L⁻¹) ile yürütülmüştür (Şekil 19). Bu konsantrasyonlar Pb(NO₃)₂ metal tuzunun 1000 ppm’ lik stok solüsyonundan gerekli seyreltmeler yapılarak hazırlanmıştır. Denemede; canlının yaşadığı ekosistemden alınan dinlendirilmiş ve süzölmüş su kullanılmıştır. Suyun fiziko-kimyasal parametreleri; sıcaklık 18°C±1; tuzluluk 19‰±1; pH 7,7±0,2; çözünmüş oksijen 7,65±2 mg L⁻¹ olarak sabit tutulmuştur. Deneme statik olarak (ortam suyu değiştirilmeden) yürütölmüş olup; deneme boyunca canlılara besin verilmemiştir. Canlılar her 24 saatte bir kontrol edilmiş ve ölen bireyler ortamdandan uzaklaştırılmıştır. 96 saatlik deney sonunda *Gammarus aequicauda* üzerine kurşunun LC₅₀ değeri probit analiz yöntemiyle hesaplanmıştır (Anonim, 1998).



Şekil 19. Akut Toksikite Deneme dizaynı (orijinal)

Hesaplama

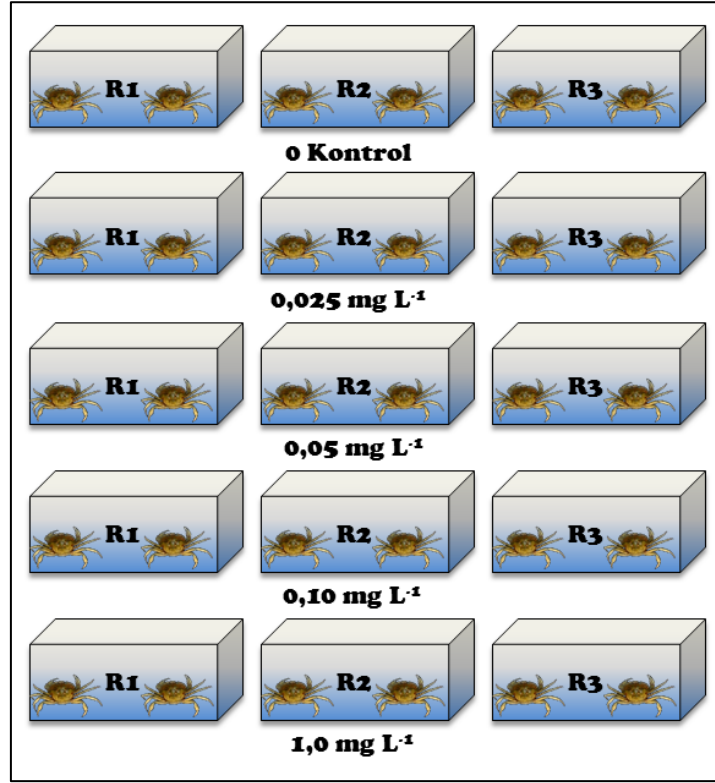
Sonuçların değerlendirilme aşamasında organizmaların % 50 'sinin öldüğü konsantrasyonu bulmak için Probit Log Grafik Yöntemi ile LC₅₀ hesaplanmıştır (Anonim, 1998; Bat ve ark., 1999b). Bu yöntem LC₅₀ 'nin bulunmasına yönelik işlemlerde grafiksel metot olarak uygun görülmüştür. Bu yöntemde yapılacak ilk işlem; ölüm oranlarının probit değere dönüştürülmesidir. Bunun için probit dönüşüm tablosundan yararlanılmıştır. Her konsantrasyona (X) karşılık gelen probit (Y) değeri grafikte noktalanmıştır. Bütün noktaların yakınından geçecek biçimde bir doğru çizilmiştir. Elde edilen bu doğru, probit regresyon doğrusuna ilk yaklaşımdır. Daha sonra Y eksenindeki 5,0 probit değerinden (%50 ölüm oranına karşılık gelen değer) X eksenine bir paralel çizilir. Çizilen bu çizginin regresyon doğrusunu kestiği yerdeki doz LC₅₀'yi sağlayan doz olarak belirlenir (Sümbüloğlu ve Sümbüloğlu, 2000).

3.2.7. Yarı Statik Toksikite Denemesi

Denemede kullanılan *Carcinus aestuarii* bireyleri Çanakkale Umurbey Çayı ağzından el kepçesi ve el dreci yardımıyla toplanarak muhafazalı taşıma kaplarıyla Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Kalitesi Laboratuvarına getirilmiştir (n=90). Her biri 45x28x80 cm boyutlarında içerisinde 20 L su bulunan (canlıların yaşadığı ortamdan alınmış ve süzölmüş) 15 adet stok akvaryumunda 1 ay boyunca ortam koşullarına adapte edilmiştir. Çalışmada bireyler, 15 deneme akvaryumuna her birinde 6'şar adet yengeç olacak şekilde bölünmüş ve üç tekerrürlü deneme dizaynı oluşturulmuştur (Şekil 20). Denemede yengeçler 14 gün boyunca kontrol; 0,025; 0,05; 0,1 ve 1 mg L⁻¹ Pb(NO₃)₂ konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır. Deneme yarı-statik olarak dizayn edilmiş olup, sabah ¾ ü ve akşam ¼ ü olmak üzere günde 2 kez olacak şekilde su değişimi yapılmıştır. Her su değişiminden sonra aynı oranda Pb(NO₃)₂ çözeltisi su ile beraber akvaryumlara ilave edilmiştir (Smith ve ark., 2007). Denemede kullanılan süzölmüş ortam suyunun fiziko-kimyasal parametrelerinden sıcaklık, tuzluluk ve çözünmüş oksijen YSI MPS 556 marka proba, pH ise HANNA C 200 (HI 83200) fotometre ile her gün ölçülmüştür. Değerler; sıcaklık 25°C±2; tuzluluk 19‰±1; pH 7,8±0,2 olarak sabit tutulmuştur.

Denemede 7. ve 14.günde her akvaryumdan ikişer adet yengeç alınarak dokuları disekte edilmiştir. Disekte edilerek çıkarılan iç organlarının yaş ağırlıkları alındıktan sonra 100 °C etüvde 24 saat kurutulmuştur. Etüvden alınan örneklerin kuru ağırlıkları tartılmış ve yakma ünitesine alınarak 5 ml nitrik asit ilavesiyle hot-plate üzerinde 70 °C 'de 2 saat boyunca yaş yakma işlemine tabi tutulmuştur. Örneklerin tamamı homojen olarak yakıldıktan

ve soğutulduktan sonra 45µ' luk şırınga filtreden süzülerek saf su ile 25 ml.'ye tamamlanmıştır. Örneklerin dokudaki metal analizleri Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bitki Besleme Laboratuvarındaki Varian Liberty Sequential marka ICP-OES cihazında yapılmıştır.



Şekil 20. Yarı statik toksisite deneme dizaynı (orijinal)

Hesaplama

$$\text{Sonuç (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{ICP} * 25}{(\text{Y.A} - \text{K.A})} \quad (2.9)$$

ICP: ICP absorbans (mg L⁻¹)

25 : Yakılan örneğin tamamlandığı miktar (ml)

Y.A: Yaş Ağırlık

K.A: Kuru Ağırlık

3.3. İstatistiksel Değerlendirme

Umurbey Çayı ve Barajı'nda belirlenen istasyonların su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametreler ile bu istasyonların su ve sedimentinde ölçülen ağır metal birikimlerini belirlemek amacıyla verilere iki yönlü varyans analizleri uygulanmış olup; konsantrasyonXistasyon ve konsantrasyonXzaman ikili interaksiyon etkisinin istatistiksel olarak önemi belirtilmiştir. Bununla birlikte, belirlenen istasyonlardan yakalanan makroomurgasız canlılardaki ağır metal birikimlerini belirlemek amacıyla verilere tek yönlü varyans analizleri uygulanmış olup; konsantrasyonXzaman interaksiyon etkisinin istatistiksel olarak önemi belirtilmiştir. Umurbey Çayı 5 no'lu istasyondan yakalanan yengeç (*Carcinus aestuarii*) bireylerinin farklı dokularındaki kurşun birikimini belirlemek amacıyla ise verilere üç yönlü varyans analiz uygulanmış olup; dokuXzaman, dokuXkonsantrasyon, konsantrasyonXzaman ikili interaksiyon etkilerinin ve dokuXkonsantrasyonXzaman üçlü interaksiyon etkisinin önemi belirtilmiştir.

Buna ek olarak; çalışma kapsamında elde edilen veri gruplarının (suda, sedimentte ve makro omurgasız dokularında ölçülen ağır metal birikimleri ile suda ve sedimentte ölçülen fiziko-kimyasal parametreler) birbirleriyle olan etkileşimini belirlemek amacıyla verilere çok boyutlu ölçme (Multi-dimensional Scaling, MDS) yöntemi uygulanmıştır.

Denemede elde edilen verilerin istatistiksel analizleri için Minitab 13 ve SPSS 15 istatistik programları kullanılmış olup; Mstat programında Duncan çoklu karşılaştırma testi yapılmıştır. Gruplar arası farklar $p < 0,05$ olarak değerlendirilmiştir.

BÖLÜM 4

ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

4.1. Bulgular

4.1.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Parametreleri

Suyun fiziko-kimyasal parametreleri; sudaki bileşiklerin toksisitesini, suda yaşayan türlerin bileşimini, verimliliğini, bolluk durumlarını ve fizyolojik durumlarını etkilemektedir (Yılmaz, 2004). Bu nedenle kirlilik kaynaklarındaki ve kirlilik seviyelerindeki değişimleri tespit ederek suyun fiziko-kimyasal parametreleri izlenmekte, su kalitesini etkileyen faktörler belirlenmektedir (Kara ve Çömlekçioğlu, 2004; Özbay ve ark, 2011).

Umurbey Çayı'nda ve Barajı'nda ölçülen suyun fiziko-kimyasal parametreleri Çizelge 5' de verilmiştir. İki yönlü varyans analizi sonuçları incelendiğinde mevsimXistasyon ikili interaksiyon etkisinin önemli olduğu ($p<0,05$); suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin mevsimlere yada istasyonlara göre değiştiği görülmektedir.

Sıcaklık; biyolojik aktivite hızını artıran ve oksijen doygunluğunu azaltan önemli bir parametredir. Şekil 21 incelendiğinde; Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsim değişikliklerine bağlı olarak değişim gösterdiği, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$). Bununla birlikte Umurbey Çayı ve Barajı'ndaki ölçülen sıcaklık değerleri için istasyonlar arasındaki fark istatistiksel olarak önemsizdir ($p>0,05$) (Çizelge 5).

Umurbey Çayı ve Barajı kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre, sıcaklık bakımından 1. kalite su sınıfına girmektedir (Anonim, 2004).

Tez çalışması kapsamında belirlenen ilk 4 istasyon tatlı su özelliği göstermektedir. 5 no'lu istasyon ise Umurbey Çayı'nın Çanakkale Boğazına döküldüğü bölge olduğundan (nehir ağzı) ve suya deniz suyu karıştığından dolayı acı su özelliği taşımaktadır. Bu nedenle tuzluluk değeri en yüksek 5 no'lu istasyonda ölçülmüş olup, diğer istasyonlarla arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 5). Ayrıca istasyonlarda ölçülen tuzluluk parametreleri istatistiksel açıdan incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli değildir ($p>0,05$) (Şekil 22).

Çizelge 5. Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı su parametrelerinde iki yönlü varyans analizi (Two Way Anova/Duncan çoklu karşılaştırma testi)

		1. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	2. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	3. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	4. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	5. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$
Sıcaklık (°C)	İlkbahar	22,46±0,14 Ba	22,91±0,82 Ba	22,74±0,27 Ba	22,67±0,26 Ba	22,68±0,11 Ba
	Yaz	27,49±0,26 Aa	27,62±0,24 Aa	27,45±0,02 Aa	27,59±0,03 Aa	27,60±0,20 Aa
	Sonbahar	12,77±0,11 Ca	12,84±0,06 Ca	12,66±0,06 Ca	12,69±0,05 Ca	11,80±0,06 Ca
	Kış	6,80±0,02 Da	6,71±0,20 Da	6,95±0,04 Da	6,98±0,03 Da	6,83±0,16 Da
Tuzluluk (‰)	İlkbahar	0,26±0,02 Ab	0,27±0,01 Ab	0,13±0,01 Ab	0,14±0,01 Ab	20,33±0,15 Aa
	Yaz	0,28±0,01 Ab	0,27±0,01 Ab	0,15±0,01 Ab	0,15±0,01 Ab	20,18±0,03 Aa
	Sonbahar	0,26±0,01 Ab	0,29±0,01 Ab	0,13±0,01 Ab	0,13±0,01 Ab	20,36±0,02 Aa
	Kış	0,27±0,01 Ab	0,28±0,01 Ab	0,14±0,01 Ab	0,13±0,01 Ab	20,15±0,11 Aa
pH	İlkbahar	7,49±0,25 Ab	7,20±0,26 Ac	7,57±0,08 Ab	7,58±0,31 Ab	7,86±0,04 Aa
	Yaz	7,51±0,03 Ab	7,18±0,13 Ac	7,64±0,30 Ab	7,63±0,33 Ab	7,85±0,04 Aa
	Sonbahar	7,52±0,09 Ab	7,22±0,07 Ac	7,58±0,09 Ab	7,59±0,02 Ab	7,88±0,09 Aa
	Kış	7,50±0,08 Ab	7,23±0,05 Ac	7,55±0,02 Ab	7,57±0,37 Ab	7,82±0,08 Aa
İletkenlik ($\mu S\ cm^{-1}$)	İlkbahar	227,67±2,85 Ab	250,67±23,69 Ab	272,67±3,18 Ab	283,33±6,01 Ab	4596,33±26,56 Ba
	Yaz	269,00±21,59 Ab	239,00±11,02 Ab	289,33±20,28 Ab	297,00±0,01 Ab	4968,33±67,58 Aa
	Sonbahar	232,67±11,39 Ab	216,67±6,01 Ab	258,00±15,82 Ab	234,67±6,06 Ab	3995,00±8,62 Ca
	Kış	244,67±28,96 Ab	292,33±2,33 Ab	232,67±3,38 Ab	246,33±0,33 Ab	2325,67±95,40 Da
Çözünmüş Oksijen ($mg\ L^{-1}$)	İlkbahar	9,86±0,22 Aa	9,10±0,37 Ab	9,95±0,42 Aa	9,97±0,06 Aa	9,88±0,40 Aa
	Yaz	8,85±0,56 Ba	8,07±0,08 Bb	9,03±0,06 Ba	9,02±0,16 Ba	8,90±0,23 Ba
	Sonbahar	9,98±0,06 Aa	9,16±0,08 Ab	10,18±0,09 Aa	10,23±0,39 Aa	10,04±0,19 Aa
	Kış	10,05±0,09 Aa	9,37±0,19 Ab	10,29±0,27 Aa	10,26±0,36 Aa	10,17±0,12 Aa

Not 1: Aynı parametre ve istasyonlarda farklı büyük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Not 2: Aynı parametre ve mevsimlerde farklı küçük harflerle gösterilen istasyonların ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

pH, sudaki hidronyum (H_3O^+) iyonunun bir ölçüsü olup; sudaki asit-baz dengesini göstermektedir. Sudaki karbonat, hidrokisit bikarbonat iyonları suyun bazikliğini, serbest mineral asitler ve karbonik asit ise suyun asitliğini artırmaktadır. Doğal sularda pH, kimyasal ve biyolojik açıdan en önemli faktörlerin başında yer almaktadır. Bu nedenle pH değerinin suda artması veya azalması metal toksisitesini etkilemektedir (Kalaycı ve Kahya, 1998). Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen en düşük pH değeri 2 no'lu istasyonda, en yüksek pH değeri 5 no'lu istasyonda ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde; 2 ve 5 no'lu istasyonların arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$). Bununla birlikte 1, 3 ve 4 no'lu istasyonların arasındaki fark önemsizdir ($p>0,05$). Ancak bu istasyonların 2 ve 5 no'lu istasyonlarla arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 5). Maden sahalarının üretim pasasından kaynaklanan asidik maden drenajı suyun pH'ını düşürmektedir (Bell ve ark., 2001). Bu nedenle bölgede yer alan ve atık sularını Umurbey Çayı'na boşaltan maden işletmesinin 2 no'lu istasyonda ölçülen pH değerinin düşük olmasına yol açtığı düşünülmektedir. Ayrıca 5 no'lu istasyonda ölçülen yüksek pH değerinin bölgenin acı su özelliğinden kaynaklandığını söylenebilir. Buna ek olarak istasyonlarda ölçülen pH değerinin mevsimler arasındaki farkı istatistiksel açıdan önemli değildir ($p>0,05$) (Şekil 23).

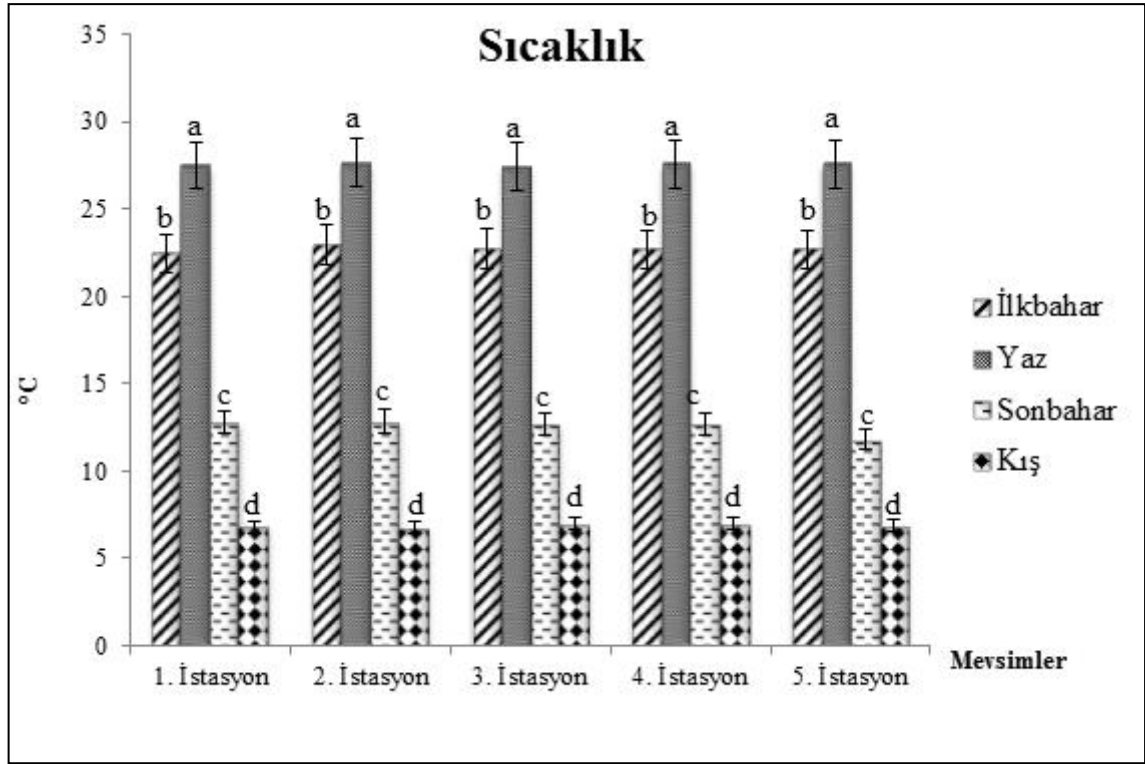
Bu çalışmadaki ortalama pH ölçümü sonuçları incelendiğinde; Umurbey Çayının her mevsim akabilen doğal bir su kaynağı olarak kıta içi su kalite kriterlerine göre 1. sınıf su kategorisine girdiği görülmektedir (Anonim, 2004).

İletkenlik, suyun elektrik kapasitesinin bir ölçüsü olup, sularda çözünmüş katıların konsantrasyonlarındaki değişimi ifade etmektedir (Temponeras ve ark., 2000). Başka bir deyişle; sudaki çözünmüş tuzların kalite ve kantitesini göstermektedir. Dolayısıyla suyun tuzluluğu ile doğrudan ilişkilidir. Bununla birlikte suda çözünmüş tuzlar fotosentezde kullanıldığından suyun biyolojik verimliliğinde oldukça önemlidir. Bu yüzden elektrik iletkenlik seviyesi yüksek suların daha verimli olduğu bildirilmektedir (Polat, 1997). Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen en yüksek iletkenlik değeri 5 no'lu istasyonda ölçülmüş olup, diğer istasyonlar ile arasındaki fark istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 5). 5 no'lu istasyonun nehir ağzı olması ve acı su özelliği taşıması bu istasyonda ölçülen iletkenlik değerinin yüksek olmasını açıklamaktadır. Bununla birlikte ilk 4 istasyonda ölçülen iletkenlik değerinin mevsimler arasındaki farkı istatistiksel açıdan önemsizdir ($p>0,05$). Ancak 5 no'lu istasyonun mevsimler arasındaki farkı ise istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Şekil 24). Bunun nedeninin farklı günlerde ortama farklı miktarlarda deniz suyu karışması olduğu söylenebilir.

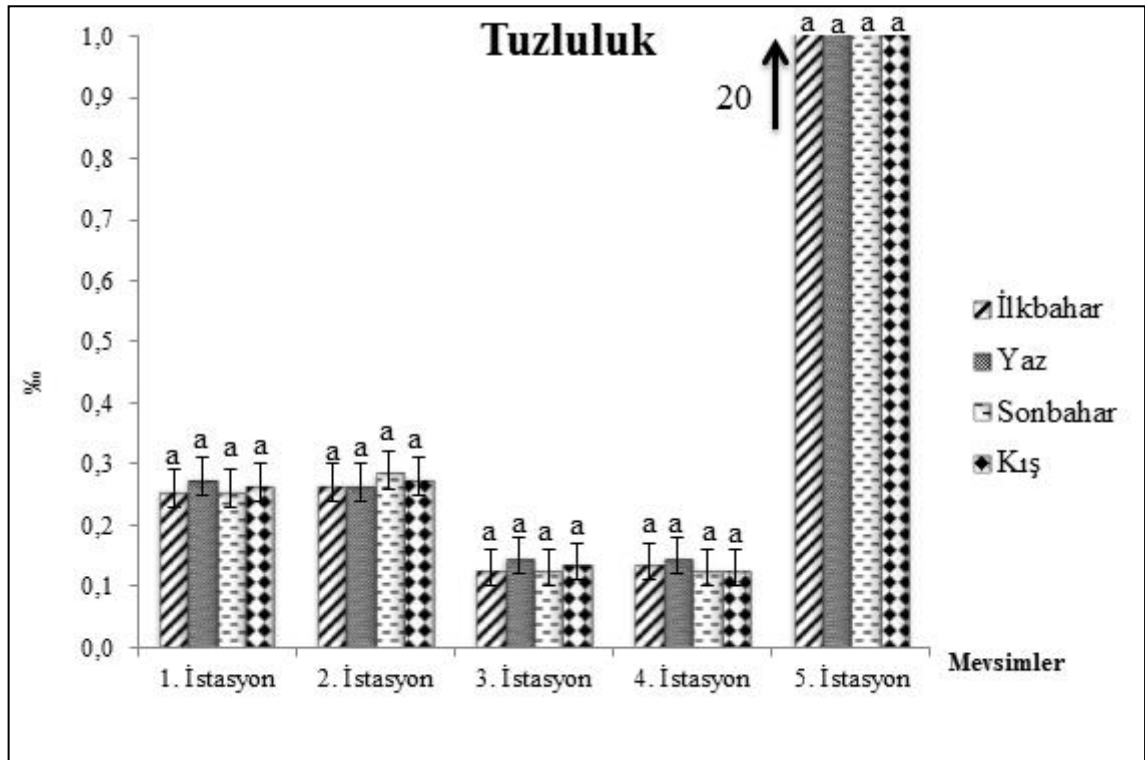
Suda yaşayan canlıların gelişmelerini ve hayatlarını sürdürebilmeleri için uygun çözülmüş oksijen miktarına ihtiyaçları vardır. Çözülmüş oksijen derişimi az ise canlıların metabolik faaliyeti ve solunumu sınırlanabilmektedir. Çözülmüş oksijen konsantrasyonu suyun kirlenme düzeyini, organik madde konsantrasyonu ve kendi kendine ne ölçüde temizlenebileceği hakkında fikir vermektedir (Wetzel, 1975; Polat, 1997). Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen çözülmüş oksijen değerleri sıcaklığa bağlı olarak değişim göstermiştir. En yüksek çözülmüş oksijen değerine kış mevsiminde ulaşılmıştır. Yaz mevsiminde ölçülen çözülmüş oksijen değerleri tüm istasyonlarda düşük olup, mevsimler arasındaki fark istatistiksel olarak önemlidir ($p<0,05$) (Şekil 25). Kış ve bahar mevsimlerinde suda çözülmüş oksijen konsantrasyonu havanın yağmurlu ve rüzgârlı olmasına bağlı olarak yükselmekte, yaz mevsiminde ise sıcaklığın artmasıyla birlikte atmosferden suya oksijen geçişi azalmaktadır. Cirik ve Cirik, (1999), yaptıkları çalışmada oksijenin çözümlülüğünün su yüzeyinin dalgalı olmasıyla artabileceğini bildirmiştir.

Bununla birlikte 2 no'lu istasyonda ölçülen çözülmüş oksijen değerleri diğer istasyonlardan düşük olup istasyonlar arasındaki fark önemlidir ($p<0,05$) (Çizelge 5). Sıcaklık parametresinde de belirtildiği gibi; bu istasyonun daha sıkı olmasından ve bölgede yer alan madencilik işletmesinin atık sularını buraya boşaltmasından kaynaklandığı tahmin edilmektedir. Kara ve Çömlekçioğlu (2004), Karaçay'ın kirliliğini fiziko-kimyasal parametrelerle incelemiş ve çözülmüş oksijen miktarının evsel ve endüstriyel atıkların karıştığı noktalarda düşük olduğunu belirtmişlerdir. Barlas ve ark. (2000), Yuvarlak Çay'ında yapmış oldukları çalışmalarda benzer sonuçlara ulaşmışlardır. Simic (1996), Timok Nehri yapmış olduğu çalışmada düşük çözülmüş oksijen değerlerinin atık su deşarj edilen örnekleme noktalarında bulunduğunu, atık sularda bulunan organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından oksitlenmesi sırasında ortamdaki oksijeni azalttığını bildirmiştir. Yapılan bu çalışmalar 2 no'lu istasyondaki çözülmüş oksijen değerinin azlığının sebebini açıklar niteliktedir.

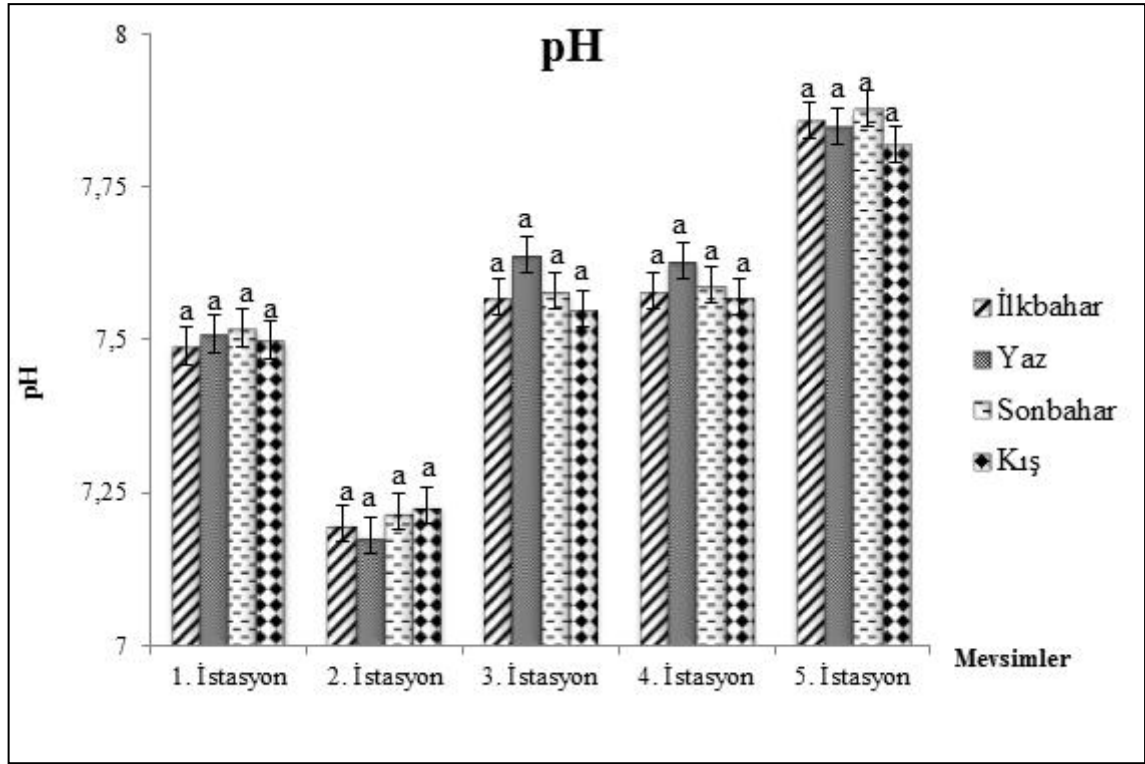
Tüm istasyonlarda ölçülen ortalama çözülmüş oksijen değeri kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre değerlendirildiğinde; 1. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir (Anonim, 2004).



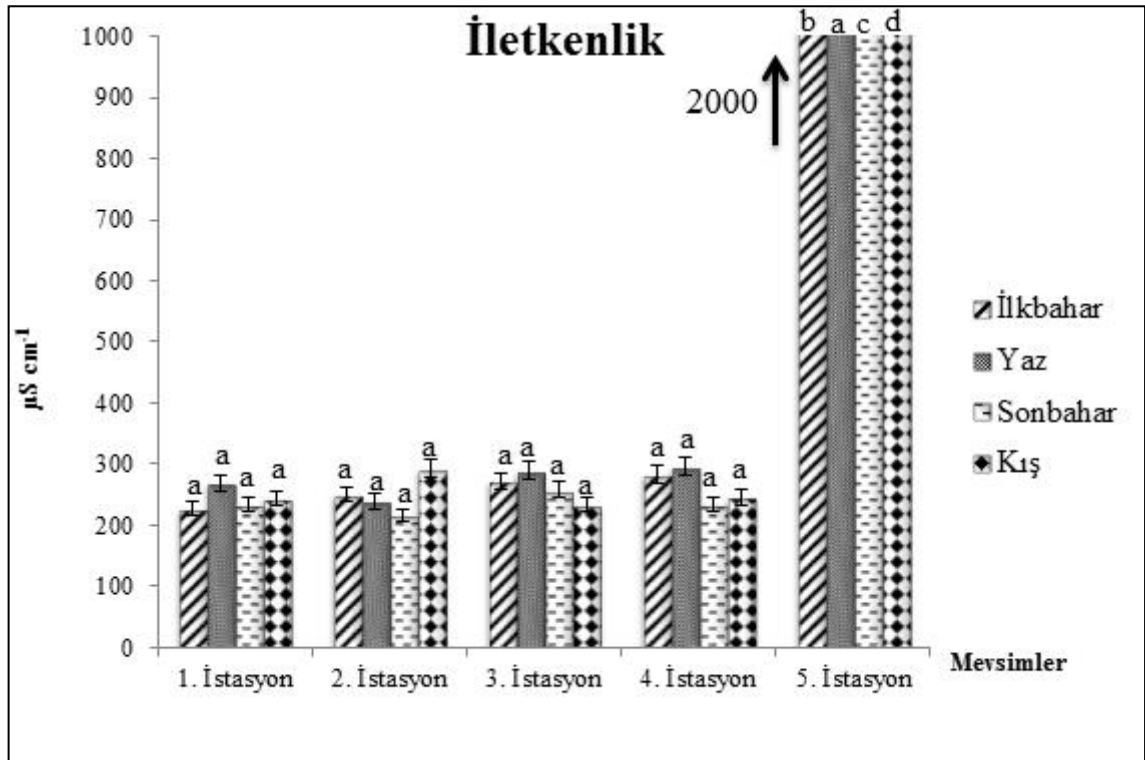
Şekil 21. Suda ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



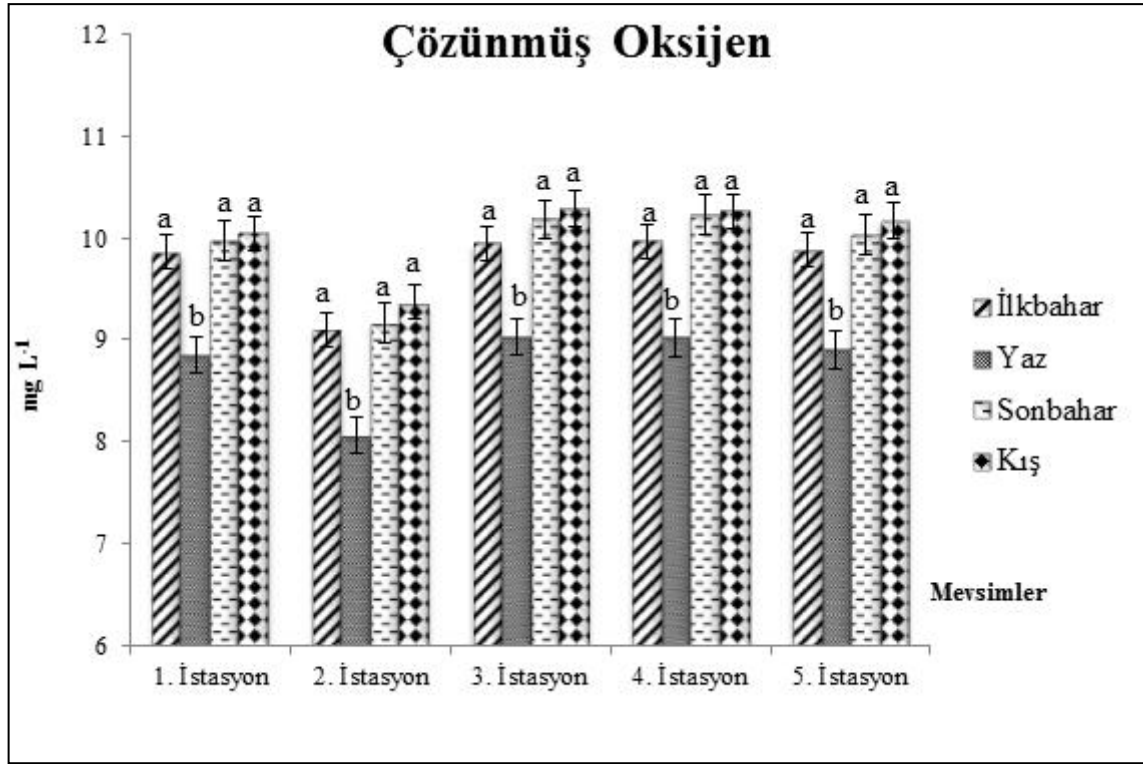
Şekil 22. Suda ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 23. Suda ölçülen pH değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 24. Suda ölçülen elektrik iletkenliği değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 25. Suda ölçülen çözülmüş oksijen değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi

4.1.2. Sedimentte Ölçülen Fiziko-Kimyasal Parametreler

Sedimentlerin özellikleri ve içerdikleri metal miktarları çeşitli faktörlere (sedimentin reaksiyonu, organik madde içeriği, kireç miktarı, ortamın nem miktarı, sediment yapısı) bağlı olarak değişebilmektedir (Balkıs, 1997).

Umurbey Çayı'nda ve Barajı'nda ölçülen sedimentin fiziksel ve kimyasal parametreleri Çizelge 6' da verilmiştir. İki yönlü varyans analizi sonuçları incelendiğinde mevsimXistasyon ikili interaksiyon etkisinin önemli olduğu ($p<0,05$); sedimentin fiziksel ve kimyasal parametrelerinin mevsimlere yada istasyonlara göre değiştiği görülmektedir.

Çizelge 6. Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı sediment parametrelerinde iki yönlü varyans analizi (Two Way Anova/Duncan çoklu karşılaştırma testi)

		1. İstasyon	2. İstasyon	3. İstasyon	4. İstasyon	5. İstasyon
		$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$
Nem (%)	İlkbahar	13,40±0,07 Ab	13,16±0,01 Ab	16,87±0,01 Aa	16,73±0,15 Aa	13,95±0,02 Ab
	Yaz	13,53±0,01 Ab	13,35±0,01 Ab	16,39±0,02 Aa	16,37±0,33 Aa	13,81±0,03 Ab
	Sonbahar	13,39±0,05 Ab	12,93±0,01 Ab	16,78±0,03 Aa	16,83±0,08 Aa	13,67±0,01 Ab
	Kış	13,66±0,01 Ab	13,24±0,02 Ab	17,11±0,01 Aa	17,17±0,03 Aa	13,90±0,02 Ab
pH	İlkbahar	6,52±0,01 Ac	6,35±0,02 Ac	7,49±0,01 Ab	7,55±0,04 Ab	7,95±0,02 Aa
	Yaz	6,73±0,01 Ac	6,45±0,02 Ac	7,33±0,01 Ab	7,41±0,02 Ab	7,90±0,01 Aa
	Sonbahar	6,57±0,01 Ac	6,54±0,02 Ac	7,46±0,02 Ab	7,59±0,04 Ab	7,87±0,02 Aa
	Kış	6,65±0,02 Ac	6,46±0,01 Ac	7,55±0,01 Aa	7,45±0,02 Aa	7,86±0,01 Ab
İletkenlik ($\mu S \text{ cm}^{-1}$)	İlkbahar	32,70±0,10 Ad	59,37±0,07 Ab	44,50±0,10 Ac	43,77±0,74 Ac	103,30±0,65 Aa
	Yaz	29,63±0,17 Ad	63,43±0,03 Ab	42,43±0,07 Ac	43,11±0,61 Ac	101,70±0,46 Aa
	Sonbahar	30,70±0,20 Ad	62,13±0,03 Ab	39,70±0,10 Ac	38,57±0,12 Ac	106,50±0,41 Aa
	Kış	28,70±0,20 Ad	65,73±0,07 Ab	38,33±0,07 Ac	39,38±0,10 Ac	100,23±0,81 Aa

Not 1: Aynı parametre ve istasyonlarda farklı büyük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p<0,05$).

Not 2: Aynı parametre ve mevsimlerde farklı küçük harflerle gösterilen istasyonların ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p<0,05$).

Çizelge 6. (devamı)

		1. İstasyon	2. İstasyon	3. İstasyon	4. İstasyon	5. İstasyon
		$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$	$X \pm S_{Hata}$
Organik Madde (%)	İlkbahar	0,32±0,02 Bc	0,25±0,02 Bc	0,43±0,01 Bb	0,45±0,02 Bb	0,64±0,01 Ba
	Yaz	0,35±0,01 Bb	0,37±0,01 Bb	0,24±0,01 Cc	0,22±0,03 Cc	0,60±0,01 Ba
	Sonbahar	0,66±0,03 Aa	0,61±0,01 Aa	0,26±0,02 Cb	0,35±0,07 Cb	0,56±0,02 Ba
	Kış	0,28±0,01 Bb	0,25±0,01 Bb	0,97±0,01 Aa	0,95±0,01 Aa	0,83±0,01 Aa
Kireç (%)	İlkbahar	0,76±0,01 Ab	0,94±0,01 Ab	1,32±0,01 Aa	1,21±0,43 Aa	1,05±0,03 Aa
	Yaz	0,84±0,01 Ab	0,84±0,01 Ab	1,22±0,01 Aa	1,14±0,14 Aa	1,17±0,02 Aa
	Sonbahar	0,74±0,02 Ab	0,94±0,01 Ab	1,45±0,02 Aa	1,29±0,17 Aa	1,03±0,01 Aa
	Kış	0,75±0,01 Ab	0,85±0,01 Ab	1,47±0,03 Aa	1,33±0,05 Aa	1,26±0,01 Aa
Bünye (% kum)	İlkbahar	95,62±0,05 Da	84,54±0,15 Ac	61,36±0,08 De	61,64±0,08 Dd	92,58±0,04 Db
	Yaz	97,82±0,03 Aa	22,27±0,12 De	68,71±0,12 Cc	68,11±0,12 Cd	95,20±0,08 Bb
	Sonbahar	95,64±0,01 Ca	70,73±0,01 Be	90,54±0,20 Ac	90,39±0,20 Ad	92,87±0,12 Cb
	Kış	95,74±0,03 Ba	65,75±0,10 Ce	70,56±0,08 Bd	70,88±0,08 Bc	95,23±0,11 Ab
Bünye (% kil)	İlkbahar	1,96±0,01 Aa	2,15±0,01 Aa	1,29±0,18 Ab	1,21±0,18 Ab	1,38±0,02 Ab
	Yaz	2,15±0,01 Aa	2,13±0,01 Aa	1,37±0,01 Ab	1,31±0,01 Ab	1,28±0,04 Ab
	Sonbahar	1,98±0,01 Aa	2,06±0,01 Aa	1,07±0,02 Ab	1,02±0,02 Ab	1,33±0,07 Ab
	Kış	2,25±0,01 Aa	2,38±0,07 Aa	1,30±0,01 Ab	1,21±0,01 Ab	1,42±0,07 Ab
Bünye (% silt)	İlkbahar	2,42±0,03 Ae	13,53±0,06 Dc	37,41±0,04 Ab	37,78±0,04 Aa	5,88±0,09 Ad
	Yaz	0,06±0,01 De	75,76±0,06 Aa	30,06±0,01 Bc	30,57±0,01 Bb	3,56±0,01 Cd
	Sonbahar	2,37±0,01 Be	27,20±0,02 Ca	8,50±0,07 Dc	8,86±0,07 Db	5,56±0,05 Bd
	Kış	2,06±0,01 Ce	31,89±0,05 Ba	28,06±0,02 Cc	28,09±0,02 Cb	3,37±0,02 Dd

Not 1: Aynı parametre ve istasyonlarda farklı büyük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Not 2: Aynı parametre ve mevsimlerde farklı küçük harflerle gösterilen istasyonların ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Nem yüzdesi (sediment su miktarı yüzdesi); sedimentin oluşması ve sucul bitkilerin gelişimi açısından büyük önem taşımakta; birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik reaksiyonda katalizör görevi görmektedir. Umurbey Çayı'ndaki 1, 2 ve 5 no'lu istasyonlarda ölçülen % nem değerlerinin Umurbey Barajı'ndaki 3 ve 4 no'lu istasyonlara göre daha düşük olduğu, istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$)

(Çizelge 6). Bunun Umurbey Çayı'nın sediment yapısından ve su seviyelerinin barajda belirlenen istasyonlara oranla daha sığ olmasından kaynaklandığı tahmin edilmektedir. Hakanson ve Jansson (1983), yaptıkları çalışmada sığ su zeminlerinin nem yüzdesinin daha düşük olduğunu, bu bölgelerde genelde daha iri taneli maddelerin bulunduğunu bildirmişlerdir. Bununla birlikte Umurbey Çayı ve Barajı'ndaki ölçülen % nem değerlerinin mevsimler arasındaki farkı istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır ($p>0,05$) (Şekil 26).

Sediment reaksiyonu (pH); herhangi bir sedimentin sulu çözeltisinde bulunan hidrojen iyonlarını temsil etmekte ve o sedimentin asitliğini veya alkaliğini göstermektedir. Aynı zamanda pH, ağır metalleri absorbe etme karakteristiği için de önemli bir faktördür. $pH>6,5$ ise ortamın metalleri azalmakta, $pH<5$ ise ortamın metalleri artmaktadır. Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen pH değerlerinin 1 ve 2 no'lu istasyonlarda nötr, 3, 4 ve 5 no'lu istasyonlarda ise hafif alkali düzeyde olduğu, istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Çizelge 6). Bu durumun ortam sedimentinde bulunan iyonların istasyonlar arasında farklılıklar göstermesinden kaynaklanabileceği tahmin edilmektedir. Koyuncu ve ark. (2005), yapmış oldukları çalışmada sedimentlerdeki düşük pH değerine hidrojen ve demir iyonlarının sebep olduğunu, düşük pH değerleri için hidrojen iyonlarının yapıdan ayıramadığını ve diğer katyonlar ile yer değiştiremediğini bildirmektedir. Bununla birlikte sedimentte ölçülen pH değerleri istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 27).

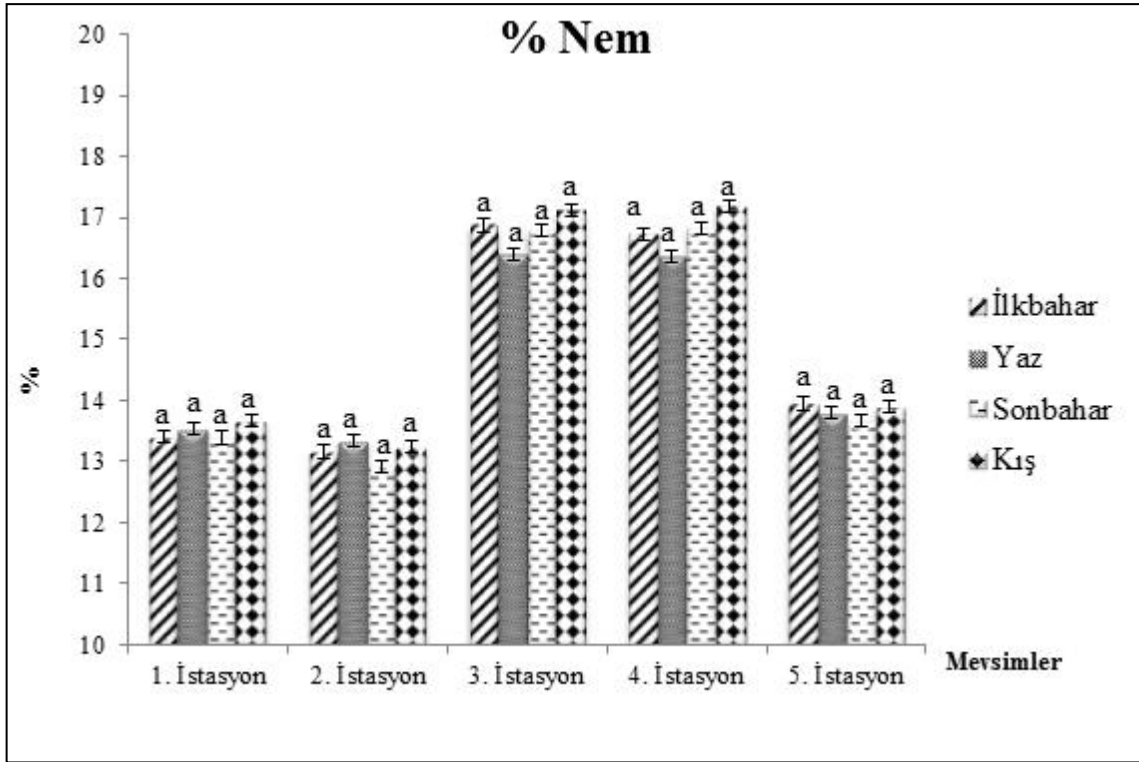
Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde ölçülen 5 no'lu istasyon sedimentindeki elektrik iletkenliği tüm mevsimlerde diğer istasyonlardan daha yüksek değerlerde saptanmıştır. Dolayısıyla istasyonlar arası fark istatistiksel olarak önemlidir ($p<0,05$) (Çizelge 6). Bu istasyonun nehir ağzı olması ve deniz sularının çay sularıyla karışması bölge sedimentinde bu parametrenin yüksek olmasını açıklamaktadır. Yapılan çalışmalarda elektriksel iletkenlik değerinin zeminin tuzluluk oranıyla doğru orantılı olarak arttığı bildirilmektedir (Tuncan ve ark., 1996; Koyuncu, 1998). Ayrıca elektrik iletkenliği bulguları istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır ($p>0,05$) (Şekil 28).

Organik madde yüzdesi, genellikle sucul ortama taşınan organik madde yükünün sediment tabakasında birikmesini göstermektedir. Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinin çok az miktarda organik madde içerdiğini tespit edilmiştir. Bununla birlikte sediment örneklerinde belirlenen organik madde birikimi tüm istasyonlarda farklılık göstermiş olup, istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki farklar önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 6). Bu durum su derinliğinden ve mevsimlere göre değişen su debisinden kaynaklanmaktadır.

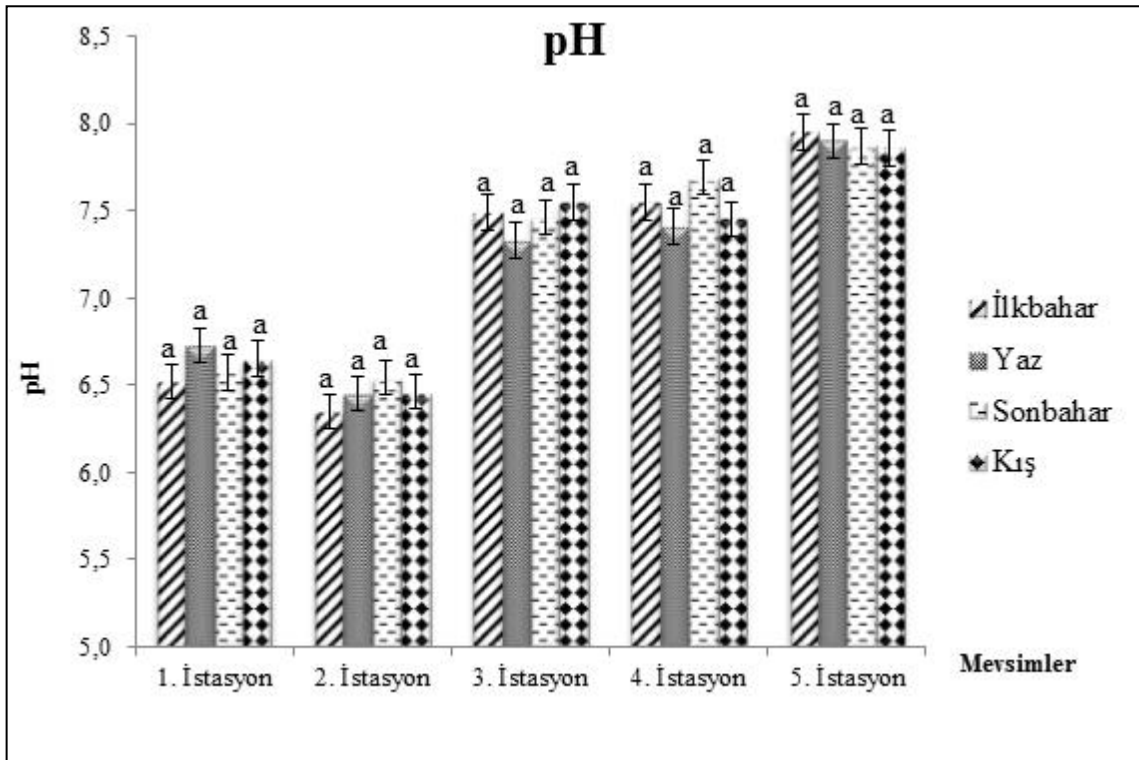
Ayrıca sedimentte ölçülen organik madde miktarı mevsimlere göre de farklılık göstermiş, istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farklar önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Şekil 29). Organik maddelerin bahar ve kış mevsimlerinde yağmur sularıyla ortama karıştığı ve akıntı hızına bağlı olarak sedimentte biriktiği düşünülmektedir. Bakan ve Şenel (2000), Samsun Mert Irmağı'nda yaptıkları bir çalışmada sediment örneklerinde ortalama % 5,61 organik madde miktarı bulunduğunu tespit etmişler; ölçülen organik madde yüzdelерinin derin bölgelerde ve atık girdilerinin çoğalıp biriktiği noktalarda daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

$CaCO_3$ bileşimini (kireç); sedimentlerde saf olarak bulmak mümkün olmadığından $CaOH$, CaO , $MgCa$, gibi bileşiklerde sedimentlerde kireç olarak düşünülmektedir. Sedimentte ölçülen % kireç miktarına göre 1 ve 2 no'lu istasyonlar az kireçli; 3, 4 ve 5 no'lu istasyonlar orta kireçli yapıya sahiptir. İstatistiksel olarak incelendiğinde bu istasyonlar arasındaki fark önemlidir ($p<0,05$) (Çizelge 6). Bu durum sedimentte ölçülen pH değerleri ile açıklanabilir. Sediment kirecini oluşturan bileşikler ortamda az ise pH değeri nötr yada asitli; fazla ise hafif alkalidir. Ayrıca Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen % kireç miktarının mevsimlere göre değişmediği, istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 30).

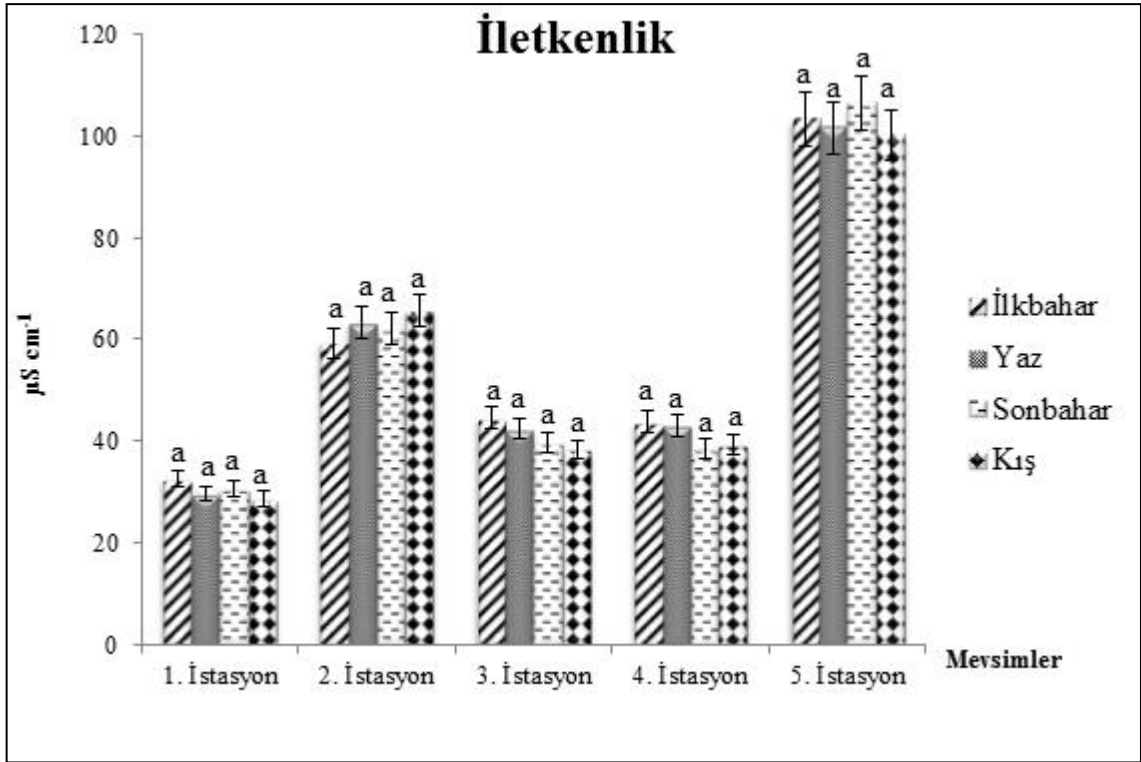
Sediment tekstürü (bünye); sedimentte bulunan kum, kil ve siltin birbirlerine göre nisbi oranlarını ifade etmektedir. Organik madde ile kompleks oluşturan metal bileşikleri, çökme sırasında kil mineralleri tarafından emilmektedir. Yapılan çalışmalarda, organik madde konsantrasyonunun küçülen tane boyu ile arttığı ve sedimentin kil partiküllerinde daha fazla organik madde bulunduğundan metal konsantrasyonlarını daha fazla içerdiği bildirilmiştir (Balkıs ve Algan, 2005). Umurbey Çayı ve Barajı'ndan alınan sediment örneklerinin bünye yapısı, alındığı mevsimlere ve istasyonlara göre değişmiş olup, örnekler genellikle kumlu veya kumlu tınlı yapıdadır. Tınlı sedimentler içerisinde yaklaşık olarak eşit miktarlarda kum, kil ve silt barındırmaktadır. Böyle topraklar tarımsal verimlilik açısından en uygun fiziksel özelliklere sahiptir (Oğuz, 2008). Umurbey Ovası'nın zirai verimliliği göz önüne alındığında sediment bünyesinin kumlu ve tınlı olması beklenen bir sonuçtur. Bununla birlikte sediment örneklerinin bünye yüzdeleri istatistiksel olarak incelendiğinde gerek istasyonlar gerekse mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 6). Bu durum yağışlarla birlikte suyun akış hızının değişmesinden ve örneklerin her mevsim aynı noktadan alınamamasından kaynaklanmaktadır.



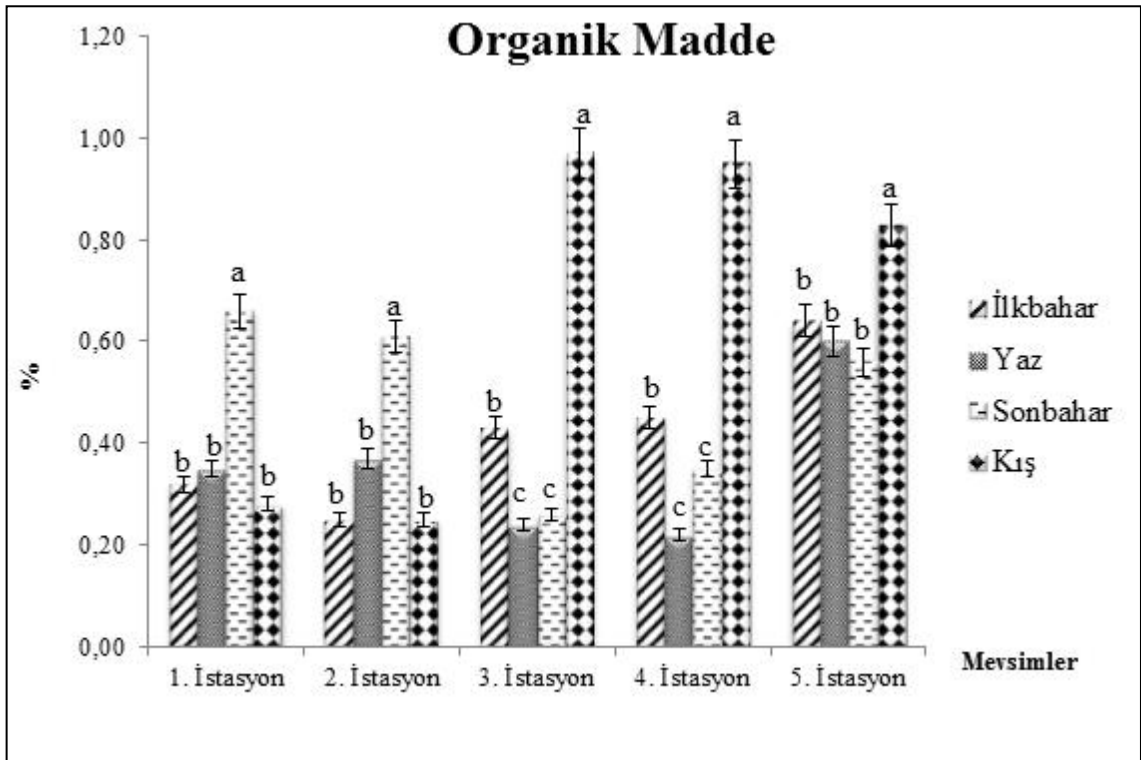
Şekil 26. Sedimentte ölçülen % nem değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



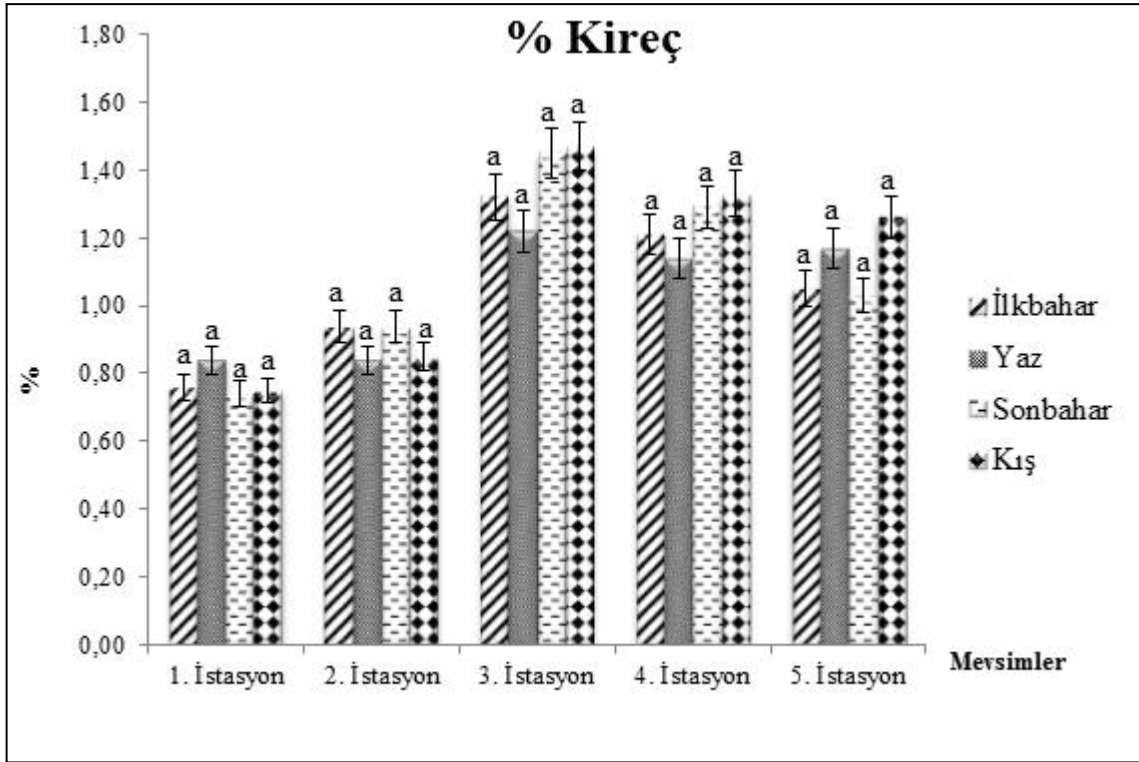
Şekil 27. Sedimentte ölçülen pH değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



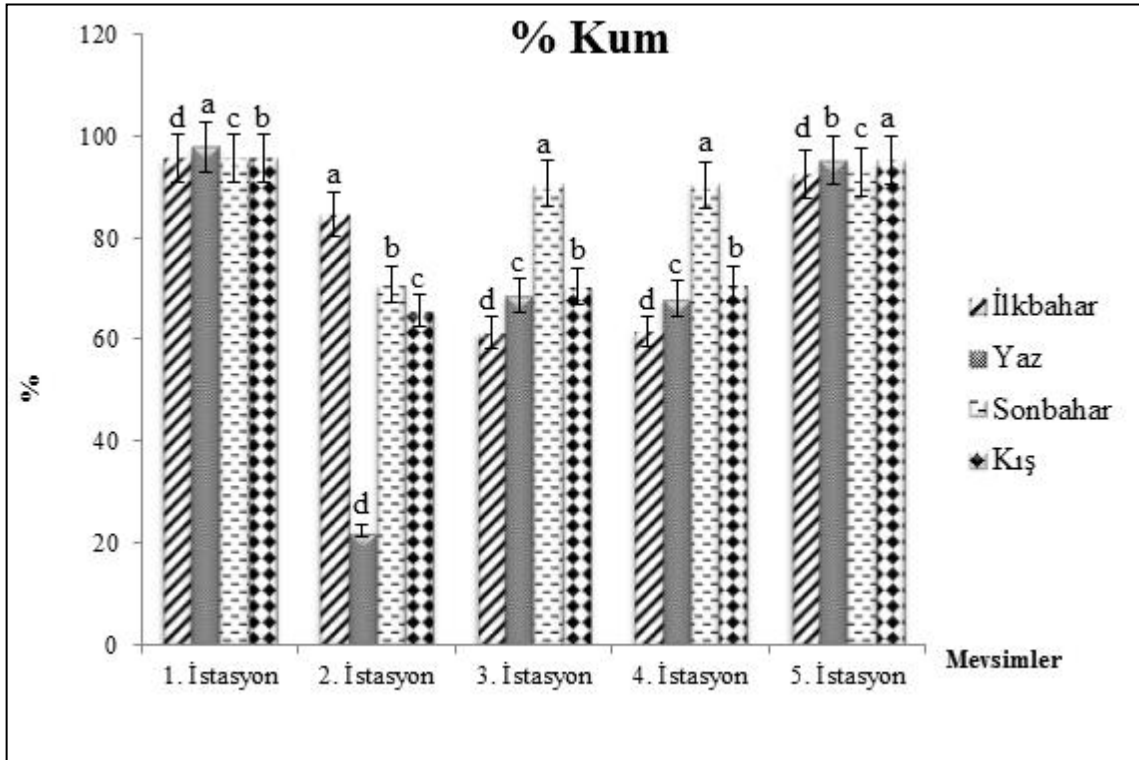
Şekil 28. Sedimentte ölçülen elektrik iletkenliği değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



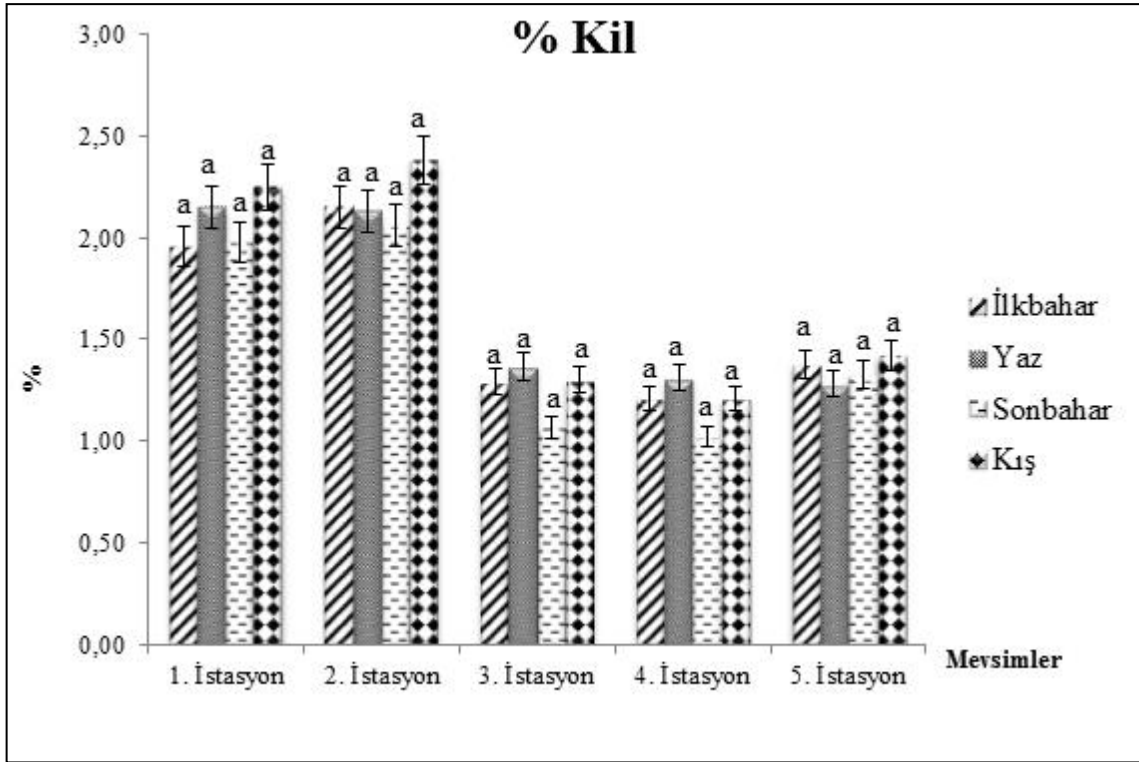
Şekil 29. Sedimentte ölçülen organik madde değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



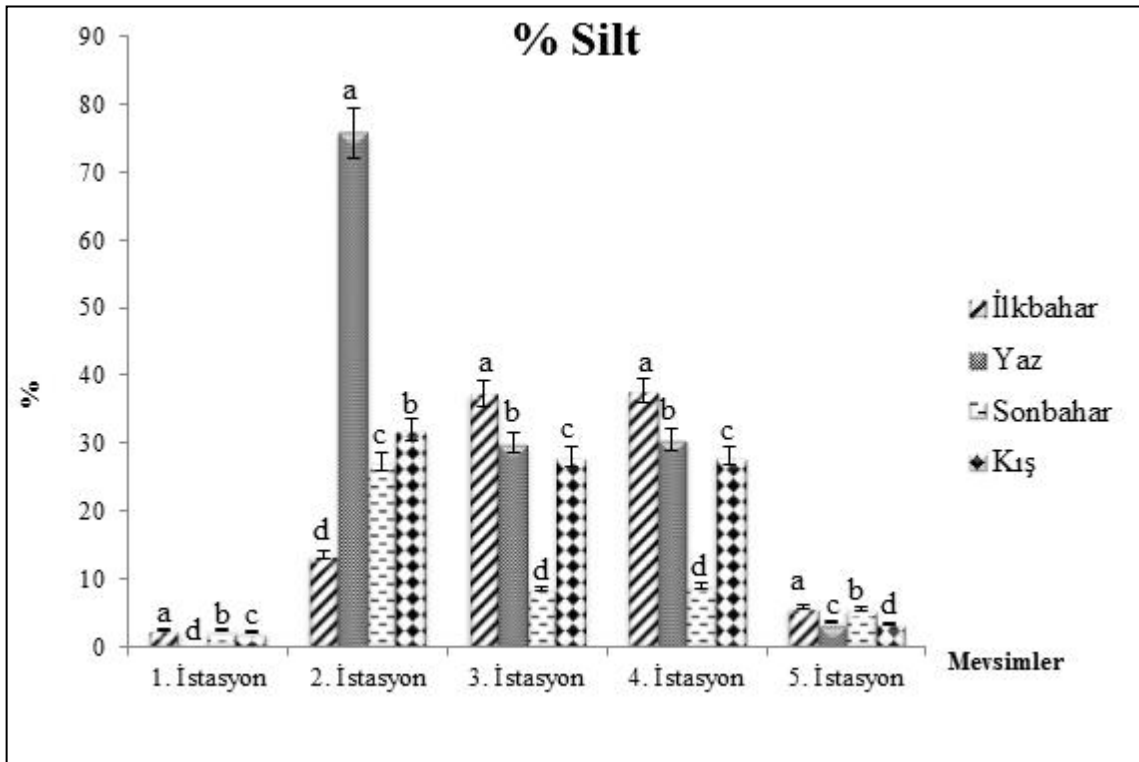
Şekil 30. Sedimentte ölçülen % kireç değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 31. Sedimentte ölçülen % kum değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 32. Sedimentte ölçülen % kil değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 33. Sedimentte ölçülen % silt değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi

4.1.3. Suda Ölçülen Metal Konsantrasyonları

Umurbey Çayı'nda ve Barajı'nda ölçülen sudaki ağır metal konsantrasyonları Çizelge 7' de verilmiştir. İki yönlü varyans analizi sonuçları incelendiğinde mevsimXistasyon ikili interaksiyon etkisinin önemli olduğu ve sudaki metal konsantrasyonlarının mevsimlere yada istasyonlara göre değiştiği görülmektedir ($p<0,05$).

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sudaki kurşun metali konsantrasyonları değerlendirildiğinde; en yüksek konsantrasyon $0,921 \text{ mg L}^{-1}$ olarak kış mevsiminde 2 no'lu istasyonda ve en düşük konsantrasyon $0,022 \text{ mg L}^{-1}$ olarak 4 no'lu istasyonda yaz mevsiminde ölçülmüştür. Çalışmada ölçülen kurşun metali konsantrasyonları en yüksek 2 no'lu istasyonda ölçülmüş olup; bunu 1 no'lu istasyon izlemektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Çizelge 7). 2 no'lu istasyonun üst bölgelerinde kurşun-çinko maden işletmesi bulunmaktadır. İşletmenin cevher zenginleştirmede kullandığı atık suyunu Umurbey Çayı'na bıraktığı, bu nedenle bölgedeki kurşun konsantrasyonlarının yüksek olduğu tahmin edilmektedir. Ayrıca 1 no'lu istasyonda ölçülen yüksek kurşun konsantrasyonlarının bölgedeki jeolojik yapıdan kaynaklandığı düşünülmektedir. Szarek-Lukaszewska ve Niklinska (2002), yaptıkları bir çalışmada su ve sedimentteki Cd, Cu, Pb ve Zn metallerini çok yüksek konsantrasyonlarda bulmuşlar; bunun sebebinin çevrenin jeokimyasal yapısından ve Pb-Zn işleyen bir madenin atıklarından kaynaklandığını bildirmişlerdir. Bununla birlikte 1 ve 2 no'lu istasyonlarda ölçülen kurşun konsantrasyonları yaz mevsiminde en düşük, ilkbahar ve kış mevsimlerinde en yüksek olarak saptanmıştır. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Şekil 34). Bu durum yaz mevsiminde suyun durgunluğu ile birlikte kurşun metalinin yoğunluğuna bağlı olarak sedimente çökmesi ile açıklanabilir. Ayrıca bu metalin ilkbahar ve kış mevsimlerinde yağışların da etkisiyle bölgedeki zengin kurşun içerikli kayalardan suya geçmesi muhtemeldir. Bununla birlikte işletmenin kış mevsimlerinde faaliyetlerini arttırdığı bilinmektedir. Bu nedenle 2 no'lu istasyonda ölçülen kurşun konsantrasyonlarının kış mevsiminde yüksek değerlere ulaşması beklenen bir sonuçtur.

Çizelge 7. Umurbey Çayı ve Barajı'nda suda ölçülen metal konsantrasyonları için (mg L^{-1}) iki yönlü varyans analizi (Two Way Anova/Duncan çoklu karşılaştırma testi)

		1. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	2. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	3. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	4. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	5. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$
Pb	İlkbahar	0,564±0,06 Ab	0,842±0,015 Aa	0,047±0,033 Ac	0,035±0,024 Ac	0,097±0,013 Ac
	Yaz	0,363±0,09 Cb	0,662±0,022 Ca	0,033±0,021 Ac	0,022±0,032 Ac	0,071±0,011 Ac
	Sonbahar	0,488±0,011 Bb	0,796±0,032 Ba	0,041±0,032 Ac	0,033±0,021 Ac	0,085±0,012 Ac
	Kış	0,571±0,071 Ab	0,921±0,021 Aa	0,052±0,022 Ac	0,046±0,011 Ac	0,092±0,015 Ac
Zn	İlkbahar	0,789±0,043 Ab	1,309±0,056 Aa	0,317±0,012 Ac	0,325±0,013 Ac	0,290±0,019 Ac
	Yaz	0,581±0,010 Bb	1,193±0,045 Ba	0,236±0,026 Ac	0,244±0,034 Ac	0,185±0,036 Ac
	Sonbahar	0,601±0,012 Bb	1,204±0,044 Ba	0,355±0,016 Ac	0,364±0,067 Ac	0,261±0,067 Ac
	Kış	0,891±0,021 Ab	1,425±0,034 Aa	0,391±0,019 Ac	0,382±0,020 Ac	0,285±0,010 Ac
Cd	İlkbahar	0,004±0,012 Aa	0,013±0,020 Aa	0,002±0,014 Aa	0,003±0,011 Aa	0,005±0,012 Aa
	Yaz	0,005±0,021 Aa	0,008±0,020 Aa	0,002±0,014 Aa	0,002±0,015 Aa	0,007±0,022 Aa
	Sonbahar	0,004±0,021 Aa	0,009±0,012 Aa	0,002±0,014 Aa	0,002±0,016 Aa	0,005±0,017 Aa
	Kış	0,004±0,016 Aa	0,010±0,025 Aa	0,003±0,014 Aa	0,003±0,013 Aa	0,004±0,012 Aa
Fe	İlkbahar	1,134±0,091 Ab	2,095±0,012 Aa	0,654±0,015 Ad	0,638±0,017 Ad	0,835±0,061 Ac
	Yaz	1,025±0,045 Ab	2,029±0,041 Aa	0,443±0,049 Bc	0,472±0,033 Bc	0,534±0,021 Bc
	Sonbahar	1,086±0,067 Ab	2,073±0,033 Aa	0,652±0,044 Ac	0,678±0,063 Ac	0,737±0,087 Ac
	Kış	1,117±0,032 Ab	2,107±0,067 Aa	0,674±0,029 Ac	0,693±0,023 Ac	0,844±0,042 Ac
Cu	İlkbahar	0,046±0,011 Aa	0,043±0,066 Aa	0,034±0,054 Aa	0,037±0,017 Aa	0,043±0,013 Aa
	Yaz	0,035±0,021 Aa	0,038±0,018 Aa	0,025±0,017 Aa	0,024±0,015 Aa	0,030±0,014 Aa
	Sonbahar	0,047±0,014 Aa	0,049±0,015 Aa	0,031±0,010 Aa	0,034±0,014 Aa	0,028±0,022 Aa
	Kış	0,051±0,018 Aa	0,053±0,016 Aa	0,037±0,011 Aa	0,039±0,022 Aa	0,046±0,021 Aa
Mn	İlkbahar	0,724±0,019 Ab	1,165±0,017 Aa	0,493±0,016 Ab	0,482±0,013 Ab	0,717±0,014 Ab
	Yaz	0,563±0,061 Ab	1,074±0,029 Aa	0,252±0,014 Ab	0,211±0,017 Ab	0,562±0,061 Ab
	Sonbahar	0,632±0,044 Ab	1,137±0,065 Aa	0,451±0,019 Ab	0,364±0,041 Ab	0,601±0,055 Ab
	Kış	0,719±0,032 Ab	1,171±0,074 Aa	0,553±0,077 Ab	0,594±0,023 Ab	0,832±0,034 Ab

Not 1: Aynı parametre ve istasyonlarda farklı büyük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Not 2: Aynı parametre ve mevsimlerde farklı küçük harflerle gösterilen istasyonların ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Çalışmada ölçülen sudaki kurşun konsantrasyonları tüm istasyonlarda ortalama olarak incelendiğinde ($0,29 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 4. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sudaki çinko metali konsantrasyonları değerlendirildiğinde; en yüksek konsantrasyon $1,425 \text{ mg L}^{-1}$ olarak kış mevsiminde 2 no'lu istasyonda ve en düşük konsantrasyon $0,185 \text{ mg L}^{-1}$ olarak 5 no'lu istasyonda yaz mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Çizelge 7). Çalışmada ölçülen çinko konsantrasyonları 2 no'lu istasyonda diğer istasyonlardan daha yüksek saptanmıştır. Bu durumun maden işletmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Bununla birlikte 1 no'lu istasyonda ölçülen çinko değerleri özellikle ilkbahar ve kış mevsimlerinde yüksek bulunmuş olup, sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 35). Ortamda doğal halde bulunan çinkonun yağışlar sebebiyle suya karıştığı, bu nedenle bu mevsimlerde ölçülen değerlerin arttığı tahmin edilmektedir. Özmen ve ark. (2004), Hazar Gölü suyunda mevsimsel olarak yaptıkları değerlendirmede çinko, demir, mangan, nikel, bakır ve kurşun birikimini belirlemişlermiş, en yüksek metal birikiminin ilkbahar mevsiminde olduğunu tespit etmişlerdir. Elmacı ve ark. (2007), tarafından yapılan çalışmada Uluabat Gölü su örneklerinde çinko ve bakır konsantrasyonlarının belirgin olarak yüksek bulunduğunu ve genellikle suda bazı ağır metal konsantrasyonlarının kış ve ilkbaharda daha yüksek bulunduğunu ve bu durumun akıntılarla gelen kirletici yüklemesinden kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Çalışmada ölçülen sudaki çinko konsantrasyonları tüm istasyonlarda ortalama olarak incelendiğinde ($0,58 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 2. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sudaki kadmiyum metali konsantrasyonları $0,002 - 0,013 \text{ mg L}^{-1}$ arasında değişim göstermektedir (Çizelge 7). Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise gerek mevsimler, gerekse istasyonlar arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır ($p > 0,05$) (Şekil 36). Kadmiyum, çinko ve kurşun üretiminde oluşan bir yan ürün olduğundan, çinko ve kurşundan kaynaklanan metal kontaminasyonu varsa ortamda kadmiyumun bulunması beklenen bir sonuçtur (Cook ve Morrow, 1995).

Bununla birlikte sonuçlar tüm istasyonlarda ölçülen kadmiyum konsantrasyonları ortalama olarak incelendiğinde ($0,004 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 2. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda sudaki demir konsantrasyonları 1 no'lu ve 2 no'lu istasyonlarda diğer istasyonlara nazaran daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Çizelge 7). Baraj istasyonlarının diğer istasyonlardan daha derin olması ve demir metalinin su ortamına karışsa bile dibe çökebileceği düşünülürse bu istasyonlardaki konsantrasyonların daha düşük olabileceği muhtemeldir. Aynı zamanda barajdaki demir konsantrasyonları özellikle yaz mevsiminde daha düşük değerlerde ölçülmüş olup (Şekil 37); sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$). Bu mevsimde yağışların ve rüzgârların azlığı ve yüzey sularının durgun olması nedeniyle metallerin sedimente çökebileceği düşünülmektedir. Okonkwo ve Mothiba (2005), Thoyandou Nehri'nde tespit ettikleri sudaki metal konsantrasyonlarının kış döneminde yaz döneminden yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Bunun sebebini kışın nehirlere karışan yağmur sularıyla açıklamışlardır.

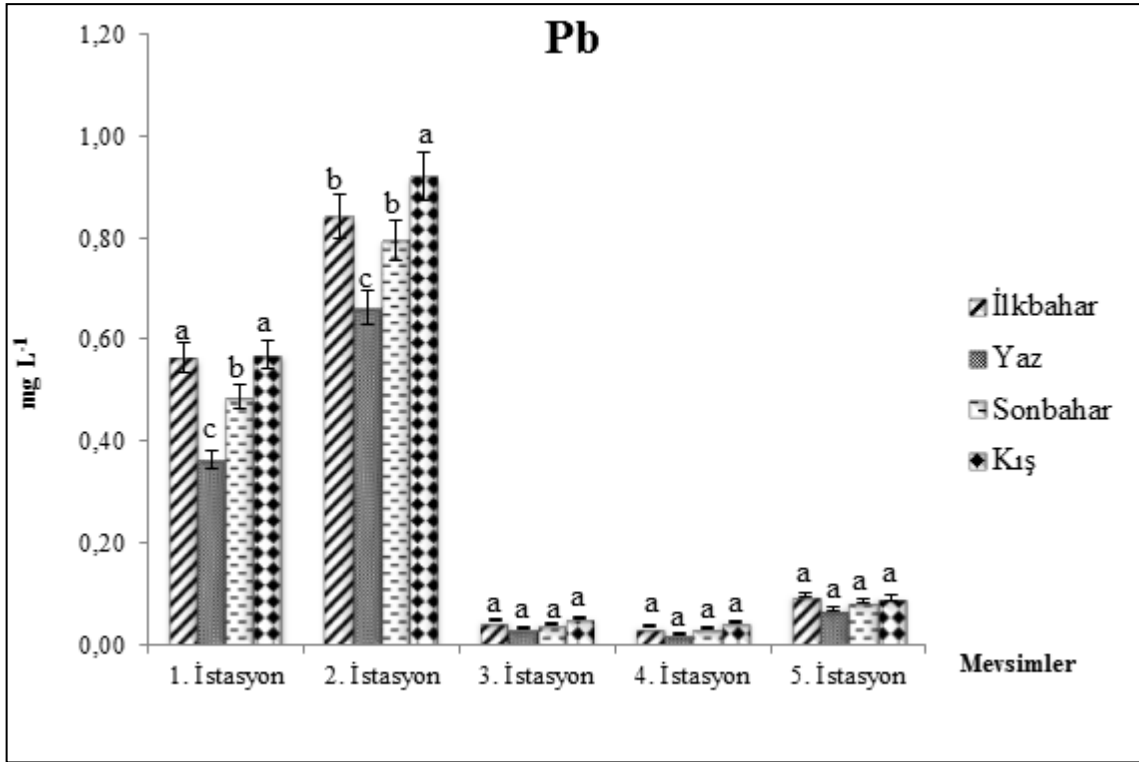
Çalışmada ölçülen sudaki demir konsantrasyonları tüm istasyonlarda ve mevsimlerde ortalama olarak incelendiğinde ($1,02 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 2. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sudaki bakır konsantrasyonları $0,024 - 0,053$ arasında değişmektedir (Çizelge 7). Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde gerek istasyonlar, gerekse mevsimler arasındaki fark önemli değildir ($p > 0,05$) (Şekil 38).

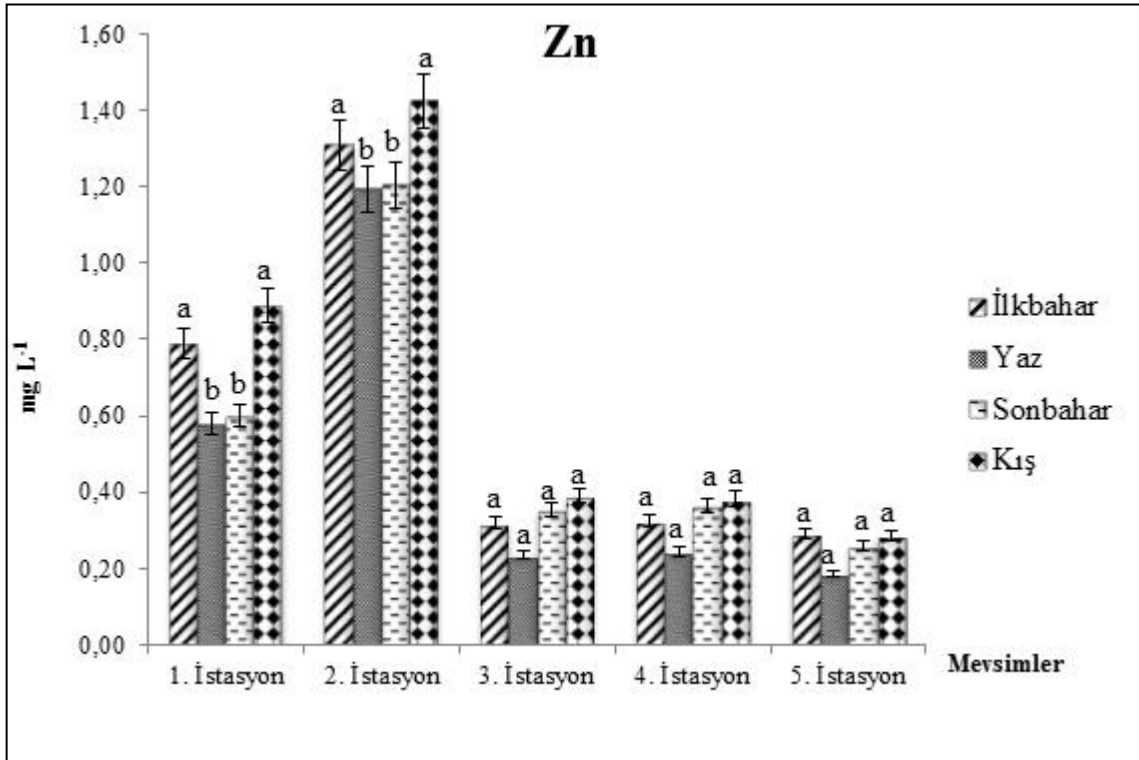
Çalışmada ölçülen sudaki bakır konsantrasyonları tüm istasyonlarda ve mevsimlerde ortalama olarak incelendiğinde ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 2. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sudaki mangan konsantrasyonları en yüksek 2 no'lu istasyonda ölçülmüş olup; Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki fark önemlidir ($p < 0,05$) (Çizelge 7). Bunun nedeni çözünmüş oksijeninin azaldığı ortamlarda manganın çözünür bileşikler oluşturması olabilir. Balkıs ve Aksu (2012), Batı Karadeniz Şelfi'nde yaptıkları çalışmada sudaki mangan konsantrasyonlarını sedimentte ölçülen değerlerden daha yüksek bulmuşlar; bunun çevredeki mangan yataklarının yanında ortamın çözünmüş oksijenin azlığından kaynaklandığını bildirmişlerdir. Ayrıca tez kapsamında suda ölçülen mangan konsantrasyonlarının mevsimler arasındaki farkı istatistiksel olarak önemli değildir ($p > 0,05$) (Şekil 39).

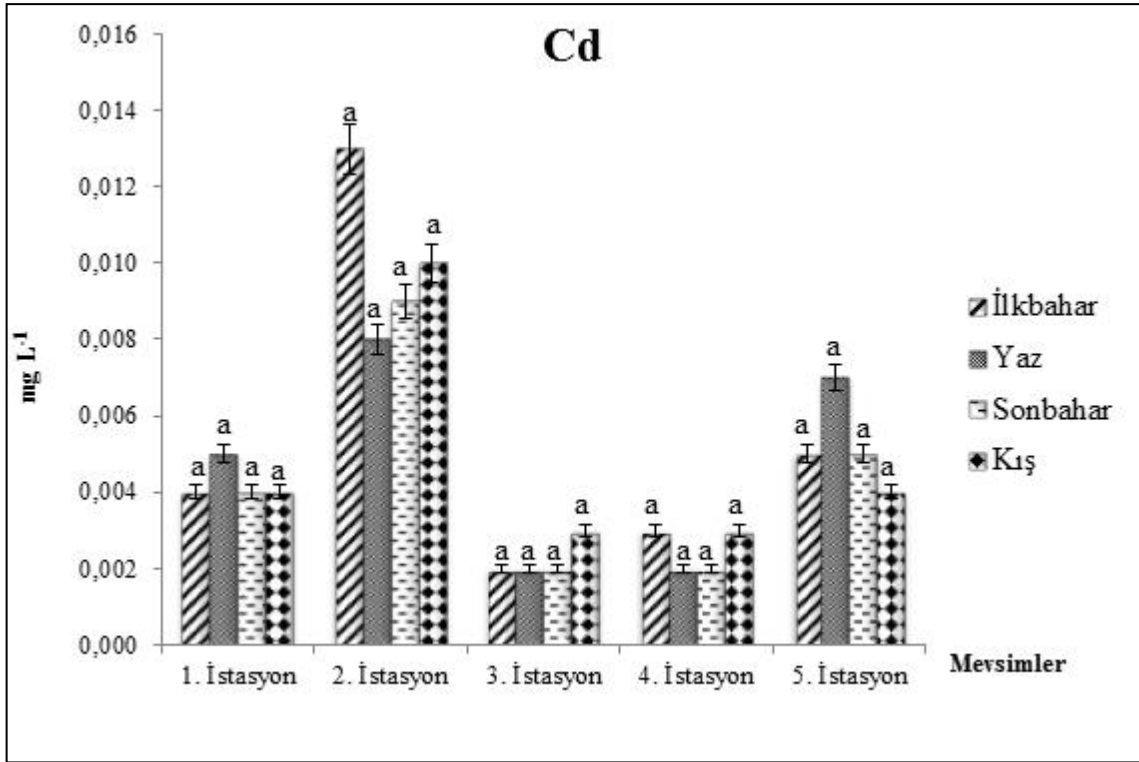
Tüm istasyonlardaki ve mevsimlerdeki mangan konsantrasyonları ortalama olarak incelendiğinde ($0,66 \text{ mg L}^{-1}$); tespit edilen değerler kıta içi su kaynakları kalite kriterlerine göre 3. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.



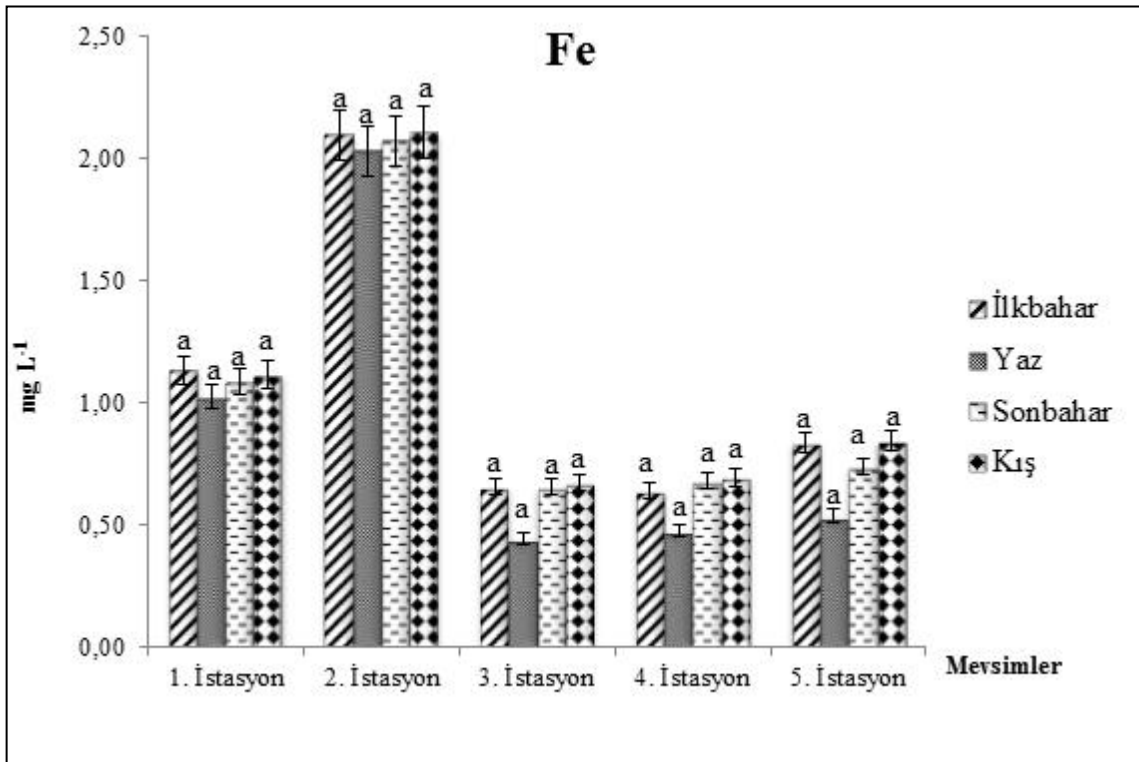
Şekil 34. Suda ölçülen kurşun konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi



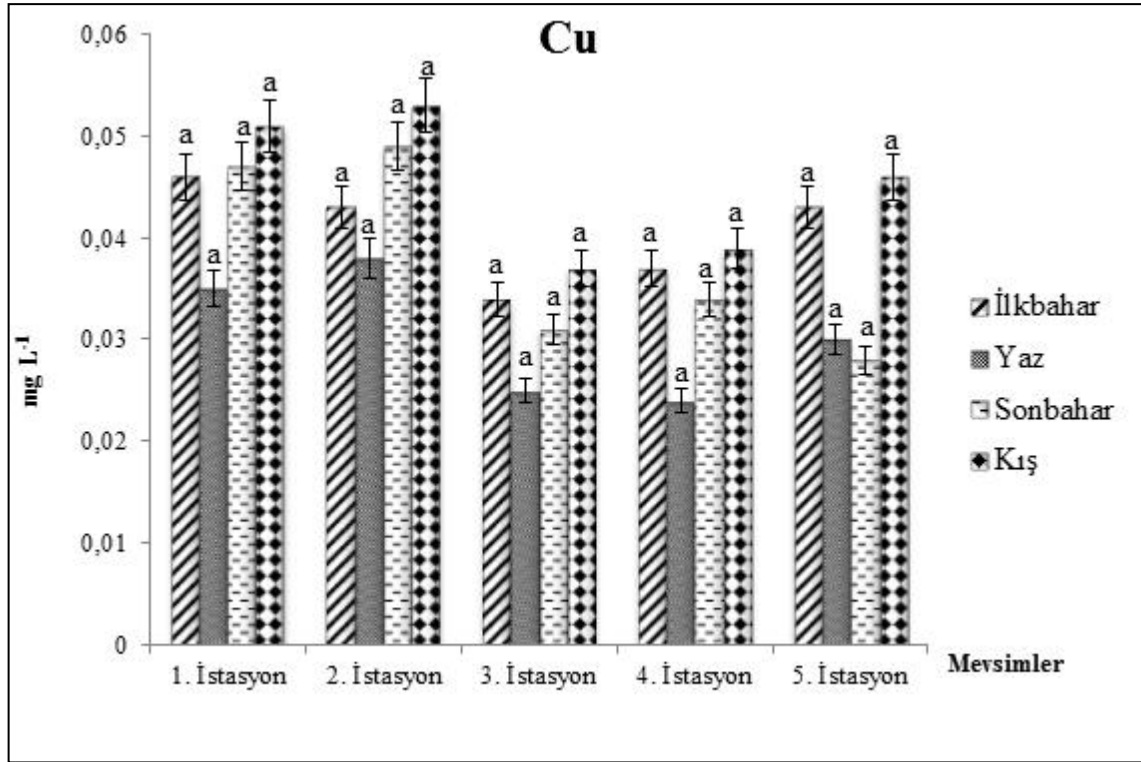
Şekil 35. Suda ölçülen çinko konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi



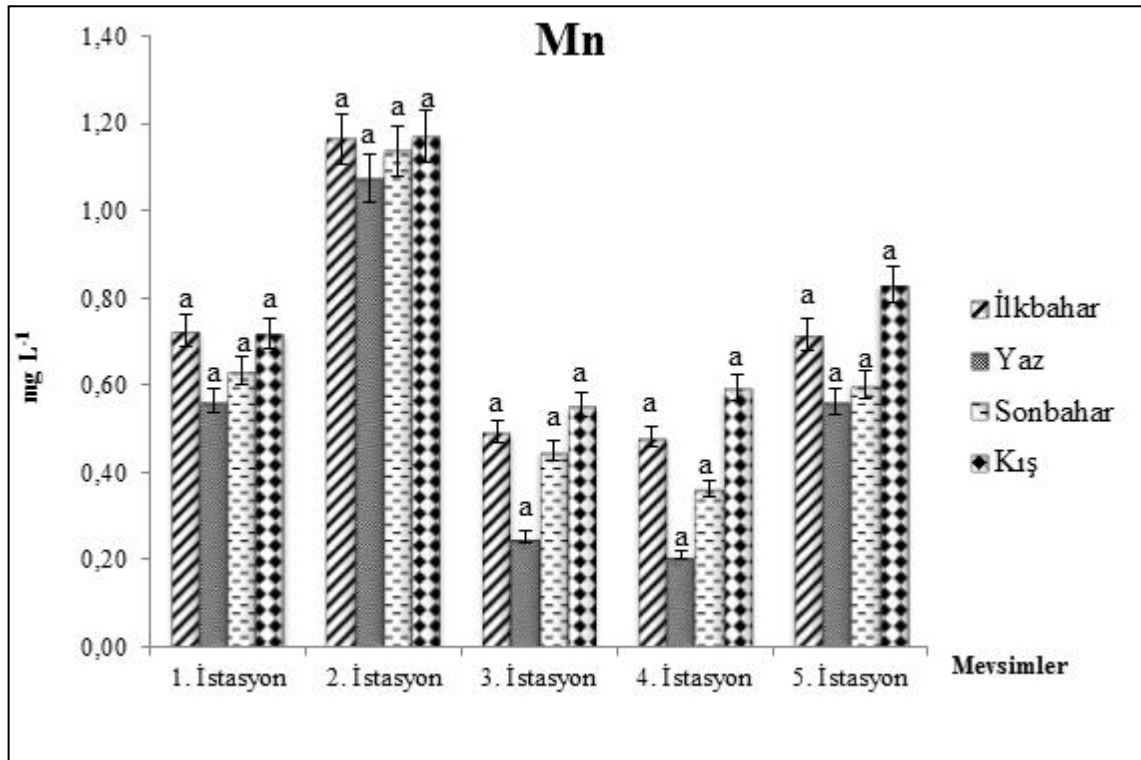
Şekil 36. Suda ölçülen kadmiyum konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 37. Suda ölçülen demir konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 38. Suda ölçülen bakır konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 39. Suda ölçülen mangan konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi

4.1.4. Sedimentte Ölçülen Metal Konsantrasyonları

Sediment ağır metaller için önemli bir birikim yeri olup, sucul ortamların metal kirliliğinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Bununla birlikte sedimentte biriken ağır metallerin konsantrasyonu dipte bulunan sediment parçacıklarının oranına, parçacıkların boyutuna ve sedimentte organik maddelerin bulunup bulunmamasına göre değişiklik göstermektedir (Salomans ve ark., 1987).

Umurbey Çayı'nda ve Barajı'nda ölçülen sedimentteki ağır metal konsantrasyonları Çizelge 8' de verilmiştir. İki yönlü varyans analizi sonuçları incelendiğinde mevsimXistasyon ikili interaksiyon etkisinin önemli olduğu ve sedimentteki metal konsantrasyonlarının mevsimlere yada istasyonlara göre değiştiği görülmektedir ($p<0,05$).

Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen sedimentteki kurşun konsantrasyonları 0,006 – 0,052 mg g⁻¹ arasında değişim göstermektedir. Bununla birlikte en yüksek kurşun konsantrasyonu 1 no'lu istasyonda ölçülmüş olup; bunu 2 no'lu istasyon takip etmektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; istasyonlar arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Çizelge 8). 1 no'lu istasyonda saptanan sedimentteki yüksek kurşun konsantrasyonlarının bu bölgenin doğal zemin yapısından kaynaklandığı düşünülmektedir. 2 no'lu istasyon sedimentindeki yüksek kurşun konsantrasyonları ise bölgede bulunan maden işletmesi kaynaklıdır. Cappuyns ve ark. (2006), yapmış oldukları bir araştırmada farklı su sedimentlerinin yüksek konsantrasyonlarda kadmiyum, çinko ve kurşun içermesini bölgesel Pb–Zn cevher yataklarından ve buralarda yapılan madencilik faaliyetlerinden kaynaklandığını bildirmişlerdir. İstasyon farkı gözetmeksizin mevsimler arasında en yüksek kurşun konsantrasyonu sonbaharda 0,052 mg g⁻¹ ve en düşük kurşun konsantrasyonu kış mevsiminde 0,006 mg g⁻¹ olarak ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Şekil 40). Kurşun metalinin sedimentte genel olarak kış ve bahar mevsimlerinde yaz mevsimine göre daha düşük ölçülmesinin nedeni bu mevsimlerde artan su sirkülasyonu ile açıklanabilir.

Çizelge 8. Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde ölçülen metal konsantrasyonları için (mg g^{-1}) iki yönlü varyans analizi (Two Way Anova/Duncan çoklu karşılaştırma testi)

		1. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	2. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	3. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	4. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	5. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$
Pb	İlkbahar	0,037±0,003 Ba	0,015±0,001 Bb	0,007±0,001 Ac	0,008±0,001 Ac	0,012±0,001 Ac
	Yaz	0,052±0,002 Aa	0,026±0,001 Ab	0,009±0,001 Ac	0,010±0,001 Ac	0,015±0,001 Ac
	Sonbahar	0,045±0,003 Ba	0,017±0,002 Bb	0,008±0,001 Ac	0,007±0,001 Ac	0,011±0,001 Ac
	Kış	0,040±0,005 Ba	0,014±0,001 Bb	0,007±0,001 Ac	0,006±0,001 Ac	0,009±0,001 Ac
Zn	İlkbahar	0,720±0,057 Bb	2,398±0,029 Ba	0,245±0,004 Bc	0,241±0,001 Bc	0,349±0,003 Bc
	Yaz	0,761±0,006 Ab	2,778±0,007 Aa	0,488±0,006 Ac	0,456±0,006 Ac	0,491±0,002 Ac
	Sonbahar	0,738±0,024 Bb	2,456±0,011 Aa	0,420±0,001 Ac	0,436±0,002 Ac	0,332±0,002 Bc
	Kış	0,703±0,012 Bb	2,417±0,027 Ba	0,171±0,002 Bc	0,162±0,004 Bc	0,253±0,002 Cc
Cd	İlkbahar	0,002±0,001 Aa	0,004±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa
	Yaz	0,003±0,001 Aa	0,006±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,002±0,001 Aa
	Sonbahar	0,002±0,001 Aa	0,004±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa
	Kış	0,002±0,001 Aa	0,003±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa	0,001±0,001 Aa
Fe	İlkbahar	4,077±0,238 Cb	2,516±0,032 Bc	7,258±0,055 Ca	7,605±0,053 Ca	3,904±0,012 Cb
	Yaz	6,962±0,026 Ab	2,846±0,021 Ac	9,404±0,092 Aa	9,223±0,051 Aa	6,931±0,025 Ab
	Sonbahar	5,207±0,346 Bb	2,664±0,191 Bc	8,827±0,005 Ba	8,740±0,135 Ba	5,863±0,062 Bb
	Kış	3,864±0,068 Cb	2,060±0,017 Cc	8,279±0,342 Ba	8,359±0,186 Ba	3,715±0,046 Cb
Cu	İlkbahar	0,084±0,004 Ba	0,035±0,001 Cb	0,027±0,001 Cb	0,029±0,002 Cb	0,030±0,002 Cb
	Yaz	0,095±0,002 Aa	0,052±0,002 Ab	0,062±0,001 Ab	0,059±0,001 Ab	0,055±0,001 Ab
	Sonbahar	0,088±0,006 Ba	0,046±0,003 Bb	0,042±0,001 Bb	0,041±0,001 Bb	0,039±0,005 Bb
	Kış	0,074±0,005 Ca	0,036±0,001 Cb	0,023±0,003 Cb	0,026±0,001 Cb	0,028±0,001 Cb
Mn	İlkbahar	0,576±0,013 Cb	0,766±0,008 Ca	0,452±0,012 Cc	0,471±0,001 Cc	0,362±0,019 Cd
	Yaz	0,763±0,023 Ab	0,953±0,018 Aa	0,642±0,006 Ac	0,668±0,007 Ac	0,487±0,006 Ad
	Sonbahar	0,656±0,012 Bb	0,892±0,012 Ba	0,536±0,001 Bc	0,528±0,010 Bc	0,405±0,006 Bd
	Kış	0,557±0,010 Cb	0,740±0,008 Ca	0,422±0,001 Cc	0,447±0,007 Cc	0,331±0,010 Cd

Not 1: Aynı parametre ve istasyonlarda farklı büyük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Not 2: Aynı parametre ve mevsimlerde farklı küçük harflerle gösterilen istasyonların ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen sedimentteki çinko konsantrasyon değerleri 0,162 – 2,778 mg g⁻¹ arasında değişmektedir (Çizelge 8). Mevsim farkı gözetmeksizin istasyonlar arasındaki en yüksek çinko konsantrasyonu 2 no'lu istasyonda ölçülmüş olup; bunu 1 no'lu istasyon takip etmektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde; istasyonlar arasındaki fark önemli bulunmuştur (p<0,05). Çinko konsantrasyonlarının en yüksek 2 no'lu istasyonda saptanmasının nedeni bu bölgenin maden sahası olması ve maden pasalarının bölge sedimentine karışması olabilir. İstasyon farkı gözetmeksizin mevsimler arasında en yüksek çinko konsantrasyonu yaz mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir (p<0,05) (Şekil 41). Yaz mevsiminde buharlaşmanın fazla, su döngüsünün az olması sebebiyle çinkonun sedimentte daha fazla biriktiği tahmin edilmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sedimentteki kadmiyum konsantrasyonları 0,001 – 0,006 mg g⁻¹ arasında değişim göstermektedir. Bununla birlikte sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde (Şekil 42); gerek mevsimler gerekse istasyonlar arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir (p>0,05) (Çizelge 8).

Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde ölçülen demir konsantrasyon değerleri 2,060 – 9,404 mg g⁻¹ arasında değişmektedir. Mevsim farkı gözetmeksizin istasyonlar arasındaki en yüksek demir konsantrasyonları, barajdan belirlenen 3 ve 4 no'lu istasyon sedimentlerinde görülmektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; istasyonlar arasındaki fark önemli bulunmuştur (p<0,05) (Çizelge 8). Bu istasyonların diğer istasyon sedimentlerinden daha yüksek miktarda demir içermesi derinliğe bağlı olarak demirin yoğunluğu nedeniyle sedimentte çökmesi ile açıklanabilir. Bununla birlikte düşük demir konsantrasyonlarının 1, 2 ve 5 no'lu istasyonlarda daha düşük ölçülmesi akıntı nedeniyle sedimentin akış yönünde taşınması olabilir. İstasyon farkı gözetmeksizin mevsimler arasında en düşük demir konsantrasyonu kış mevsiminde 2,060 mg g⁻¹ ve en yüksek demir konsantrasyonu yaz mevsiminde 9,404 mg g⁻¹ olarak ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir (p<0,05) (Şekil 43). Yaz mevsiminde ölçülen yüksek demir konsantrasyonlarının, bu mevsimde görülen buharlaşmadan ve azalan su sirkülasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir.

Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda ölçülen sedimentteki bakır konsantrasyonları 0,023 – 0,095 mg g⁻¹ arasında değişim göstermektedir. 1 no'lu istasyonda ölçülen bakır konsantrasyonları diğer 4 istasyondan daha yüksek miktarlarda ölçülmüş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde istasyonlar arasındaki fark önemli bulunmuştur (p<0,05) (Çizelge 8). 1 no'lu istasyonda bakır metalinin yüksek konsantrasyonlarda ölçülmesinin

sebebi; zengin mineral içerikli toprak yapısının kar ve yağmur sularıyla bölgeye taşınması olabilir. Belirlenen tüm istasyonlarda mevsimler arasındaki en yüksek bakır konsantrasyonu yaz mevsiminde; en düşük bakır konsantrasyonu ilkbahar ve kış mevsimlerinde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 44). Sedimentte ölçülen bakır konsantrasyonlarının ilkbahar ve kış mevsimlerinde azalmasının sebebi; bu mevsimlerde yağışların ve su debisinin fazla olmasıyla ilgili olabilir. Aydın ve Yıldız (2004), sedimentte yaptıkları çalışmada metal değerlerini yaz aylarında yüksek; kış aylarında ise daha düşük konsantrasyonlarda gözlemlemişlerdir. Bu durumu yazın buharlaşmanın fazla ve yağışların daha az olmasıyla ilişkilendirmişlerdir. Bunun yanında yaz mevsiminde bakır konsantrasyonlarının yüksek ölçülmesinin sebebi; Umurbey Barajı çevresindeki tarımsal faaliyetlerin (ilaçlama, gübreleme ve sulama) bu mevsimde artması olabilir. Gültekin ve ark. (2012), Trabzon İli Akarsularında yaptıkları bir çalışmada sularda kirlilik oluşturan parametrelerin genellikle tarımsal faaliyetlerden kaynaklandığı bildirmişlerdir.

Umurbey Çayı ve Barajı'nda ölçülen sedimentteki mangan konsantrasyon değerleri $0,331 - 0,953 \text{ mg g}^{-1}$ arasında değişim göstermektedir. Mevsim farkı gözetmeksizin istasyonlar arasındaki en düşük konsantrasyon 5 no'lu istasyonda, en yüksek konsantrasyon ise 2 no'lu istasyonda ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde; istasyonlar arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p < 0,05$) (Çizelge 8). Bunun sebebi 2 no'lu istasyonun çözünmüş oksijen azlığı nedeniyle anoksik bir ortam olmasından kaynaklanabilir. Anoksik ortamlarda mangan elementi çözünür forma geçtiğinden sedimentte birikimi az olurken, suda çözünen miktarda artışlar oluşmaktadır. İstasyon farkı gözetmeksizin mevsimler arasında en yüksek mangan konsantrasyonu yaz mevsiminde ölçülmüş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 45). Bu durum yaz mevsiminde yağışların, su sirkülasyonunun ve ortamdaki çözünmüş oksijen miktarının azalması ile açıklanabilir.

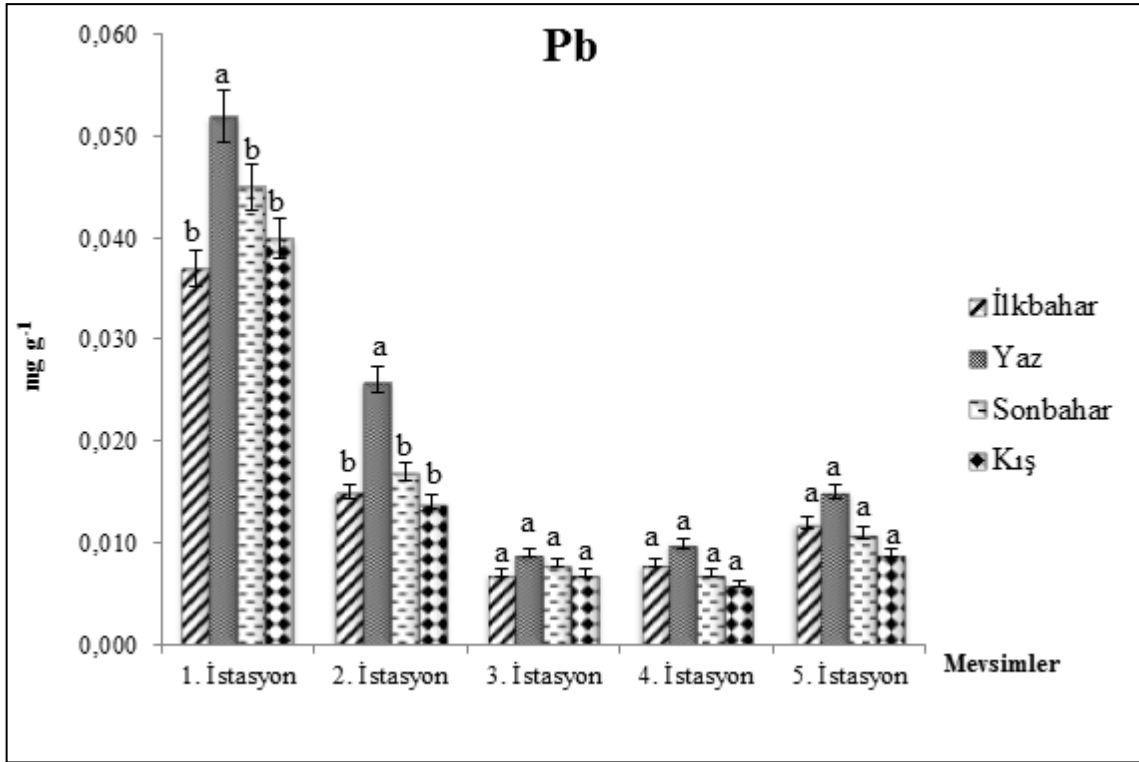
Mevsimler ve istasyonlar ele alındığında; tez çalışması kapsamında ölçülen sediment örneklerinde yıllık ortalama ağır metal konsantrasyonları Cd; 0,002 - Cu; 0,049 - Fe; 5,915 - Mn; 0,583 - Pb; 0,018 ve Zn; 0,862 mg g^{-1} olarak saptanmıştır. Bu konsantrasyon değerleri Türk Gıda Kodeksi'ne (Resmi Gazete, 2010) göre; çinko metali haricindeki tüm metaller izin verilen değerlerin altında bulunmuştur.

Umurbey Çayı ve Barajı'nda tüm istasyonlarda ve mevsimlerde ölçülen ortalama metal konsantrasyonları; $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ şeklinde sıralanmaktadır. Sedimentte en fazla biriken metal demir olmuştur. Bunun nedeni demirin, alüminyumdan sonra yer

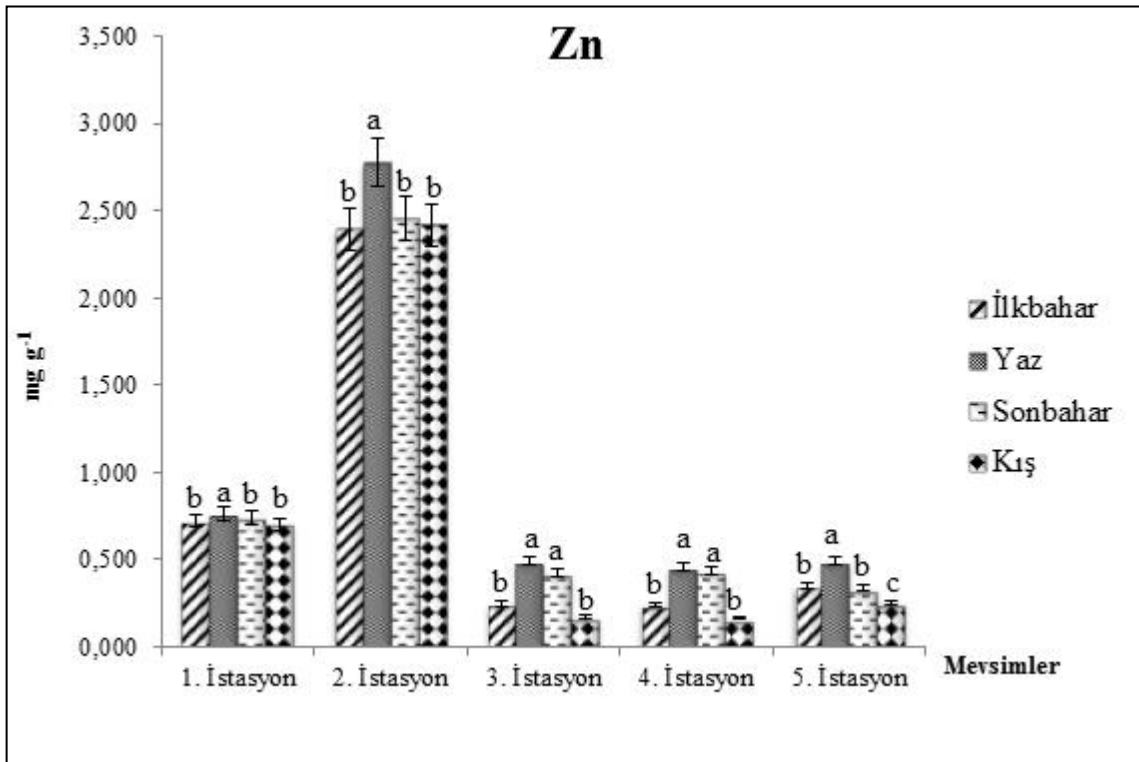
kabuğunda en çok bulunan metal olması olabilir. Bununla birlikte demir metali ortamda Fe^{+2} ve Fe^{+3} bulunduğundan sedimentte adsorblanması diğer metallere göre daha yüksektir. Ayrıca demir ortamda normal olarak çözünemeyen formlarda olmasa da, kendiliğinden gelişen bir dizi reaksiyonla çözülebilir formlarının oluştuğu bilinmektedir (Gray, 1997). Karadede ve Ünlü (2000), Atatürk Baraj Gölü'nde; Usero ve ark. (2003), Odiel Nehri'nde; Özmen ve ark. (2004), Hazar Gölü'nde yaptıkları çalışmalarda sedimentte en fazla biriken metalin demir olduğunu; demirin nehir ve göl sedimentlerinde bol miktarda bulunma sebebinin yer kabuğunda en bol bulunan metal olmasından kaynaklandığını açıklamışlardır.

Yapılan tez çalışmasında; Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde en az rastlanılan metal kadmiyum olarak belirlenmiştir. Bunun sebebi kadmiyumun sedimentlerde karbonat tanecikleri şeklinde kolay çözünebilir formda olmasından kaynaklanabilir. Baron ve ark. (1990); Zhou ve ark. (1998), yaptıkları çalışmalarda sedimentte en az biriken metalin kadmiyum olduğunu; sedimentte bulunan organik maddelerin bileşiminde kadmiyum metalinin düşük oranda bulunduğunu, bu nedenle kadmiyumun sedimentlerde daha az biriktiğini belirtmişlerdir.

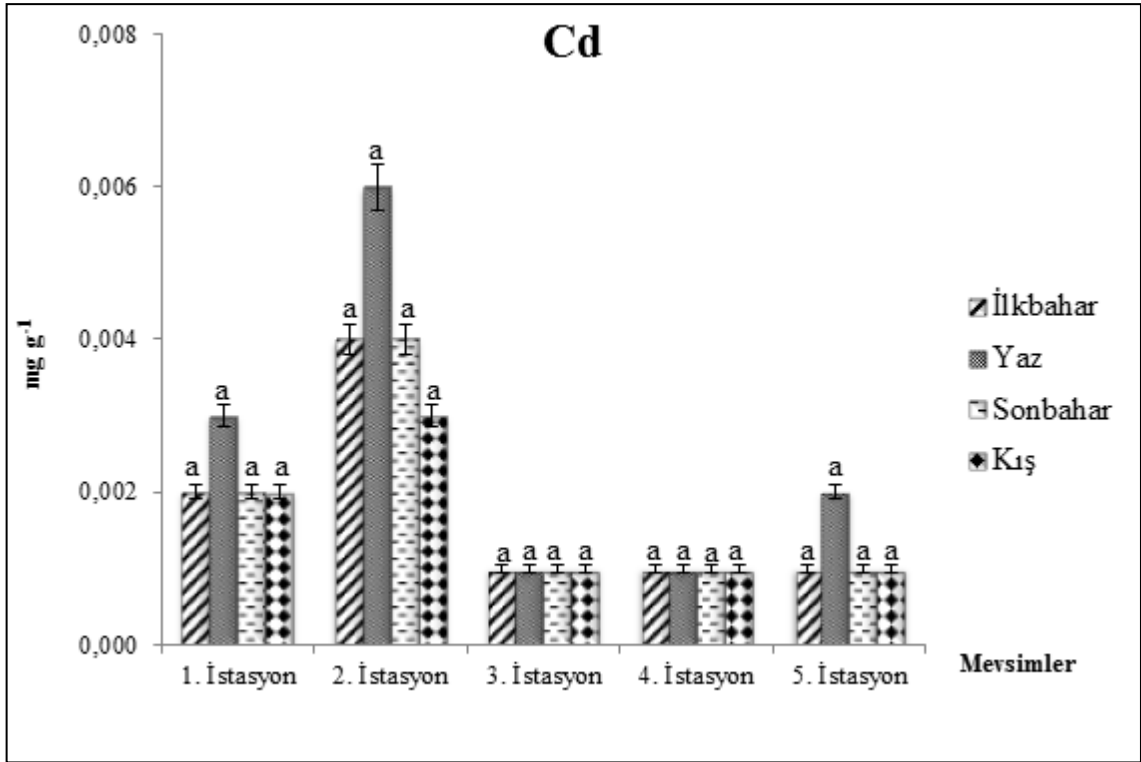
Suda ölçülen metal konsantrasyonları sedimentte ölçülen metal konsantrasyonları ile kıyaslandığında; sedimentteki konsantrasyonların daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu durumun sediment partiküllerinin suda bulunan metalleri bünyesine çekmesiyle ve molekül ağırlığı yüksek metallerin dibe çökmesiyle ilgili olabileceği düşünülmektedir. Hadring ve Whitton (1978), Derwent Barajı'nda; Abdel-Baky ve ark. (1998), Manzalla Gölü'nde yaptıkları çalışmada sedimentteki ağır metal içeriğinin sudakinden daha yoğun olduğunu tespit etmişler; bunun sebebinin suda bulunan ağır metallerin sedimente doğru çekilerek burada birikmesi olduğunu belirtmişlerdir. Yapılan birçok çalışmada sedimentte saptanan birikiminin sudakinden daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Kır ve ark., 2007; Mendil ve Uluözlü, 2007; Türkoğlu, 2008; Yıldız ve Yener, 2010; Öner ve Çelik, 2011; Kır ve Tumantozlu, 2012).



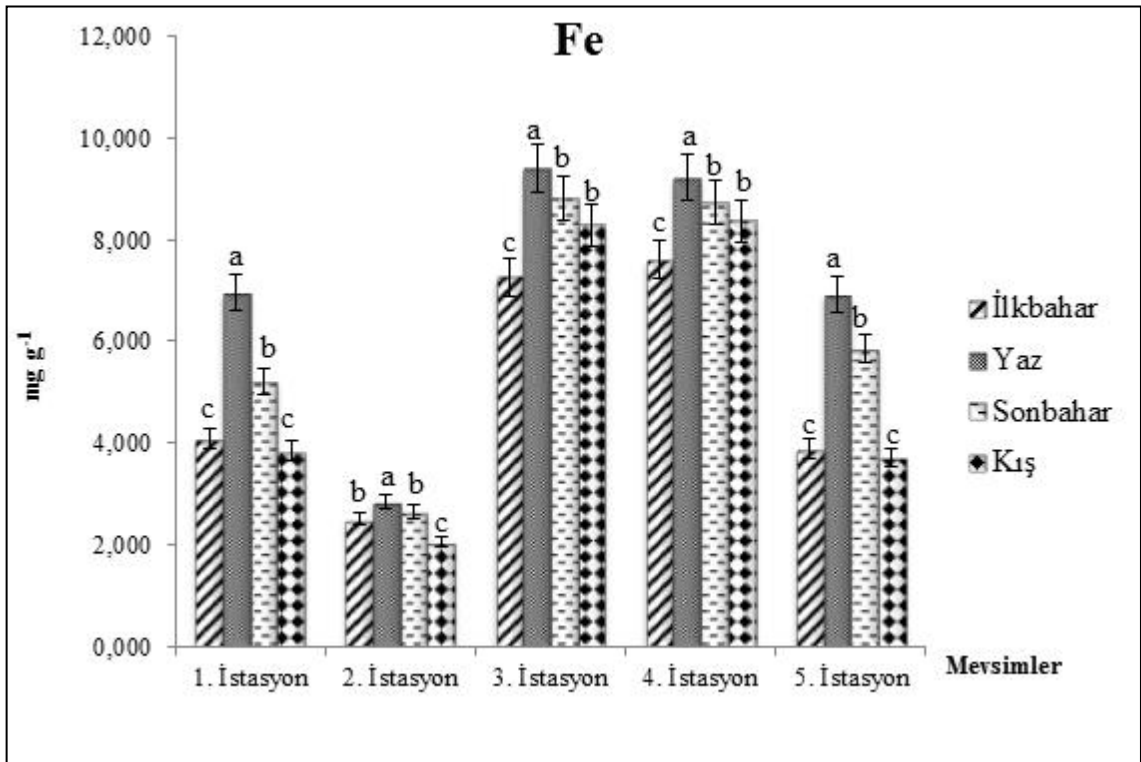
Şekil 40. Sedimentteki kurşun birikiminin mevsimlere bağlı değişimi



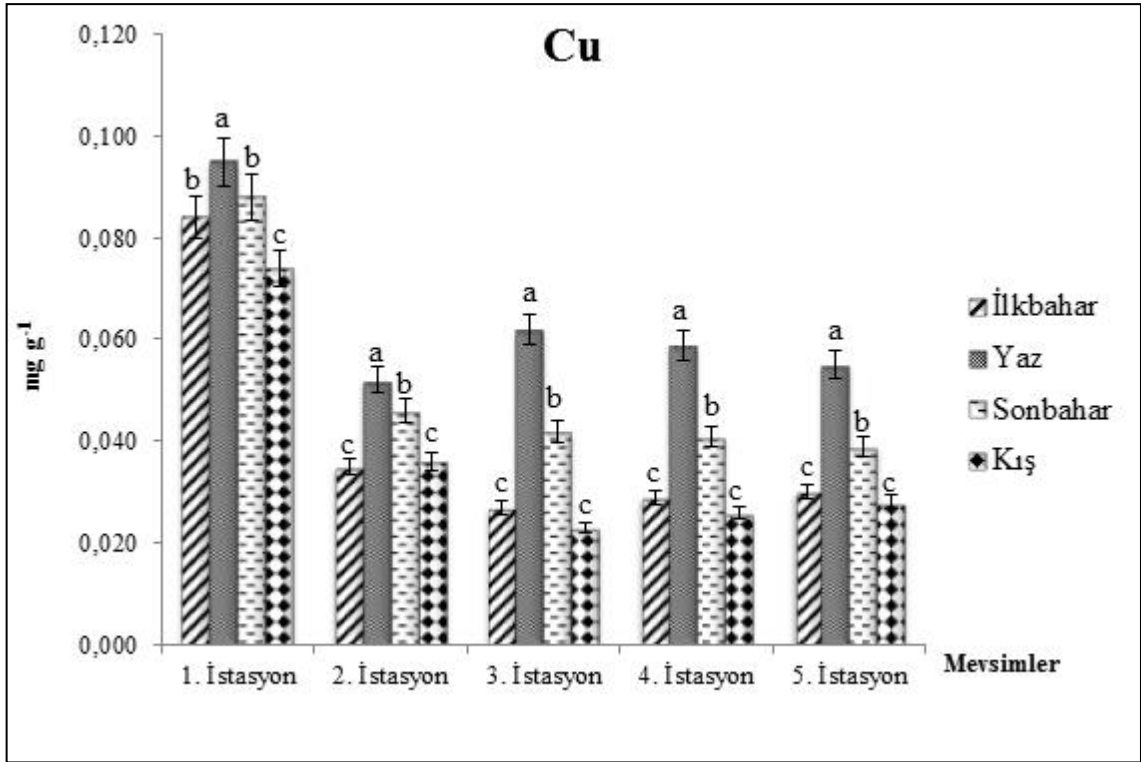
Şekil 41. Sedimentteki çinko birikiminin mevsimlere bağlı değişimi



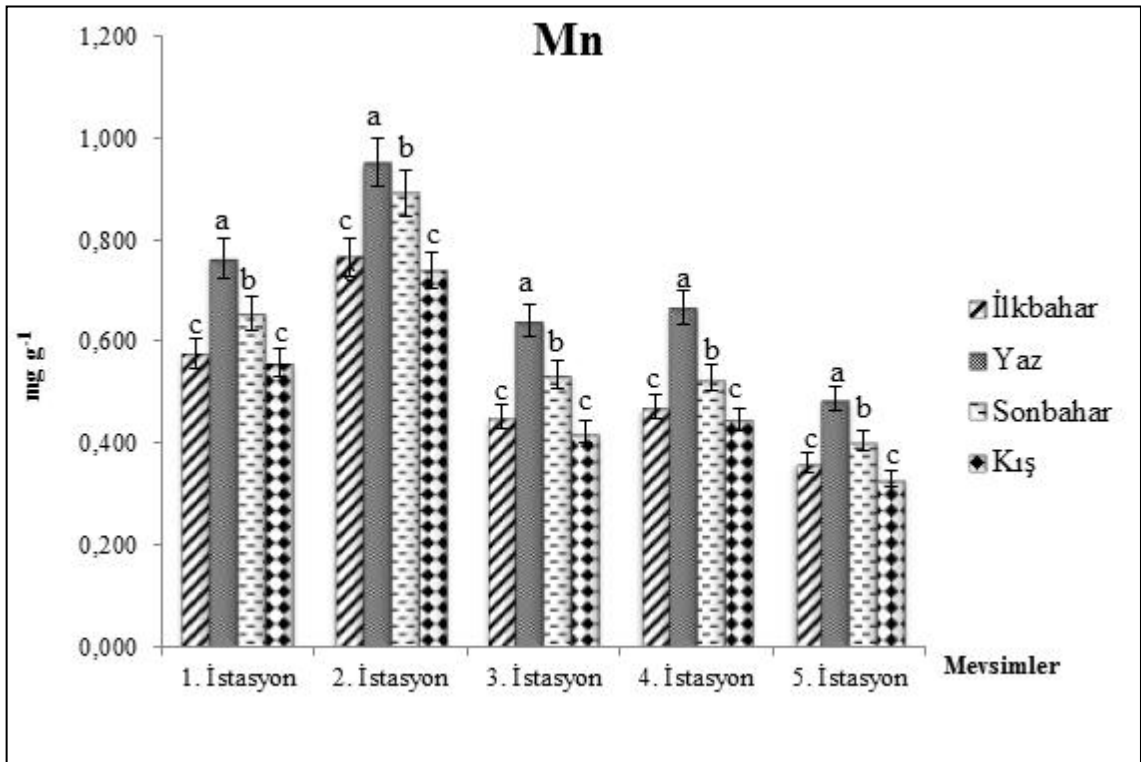
Şekil 42. Sedimentteki kadmiyum birikiminin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 43. Sedimentteki demir birikiminin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 44. Sedimentteki bakır birikiminin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 45. Sedimentteki mangan birikiminin mevsimlere bağlı değişimi

4.1.5. Makro Omurgasızlarda Metal Birikimi

Bentik ekosistem, detrivor, karnivor ve herbivor türleri kapsayan ve biyokütle açısından en yaygın canlı bileşenlerinden oluşan, ayrıca besin zinciri arasındaki enerji akışında önemli rol oynayan canlı gruplarından oluşmaktadır (Brown ve McLachlan, 1994). Ülkemizde farklı bentik türlerin ağır metal birikiminin belirlenmesiyle ilgili çalışmalar sınırlıdır (Koç, 2009).

Umurbey Çayı'nda ve Barajı'nda belirlenen istasyonlardan yakalanan makro omurgasız canlılarda ölçülen ağır metal konsantrasyon değerleri Çizelge 9' da verilmiştir. Tek yönlü varyans analizi sonuçları incelendiğinde; canlılardaki metal birikiminin mevsimlere göre değiştiği görülmektedir ($p < 0,05$).

4.1.5.1. *Laccophilus minutus* (Linnaeus, 1758)

Laccophilus minutus, Umurbey Çayı'nda belirlenen 1 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $1,76 - 2,05 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmüştür ($p > 0,05$) (Şekil 46).

L. minutus dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $30,28 - 40,92 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en yüksek yaz ve kış mevsimlerinde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p < 0,05$) (Şekil 46). *L. minutus* türünün yaşadığı 1 no'lu istasyonda ölçülen çinko değerleri yaz mevsiminde sedimentte, kış mevsiminde ise suda oldukça yüksek konsantrasyonlarda saptanmıştır. Bu canlının sedimentteki organik maddelerle beslendiği ve sudan solunum yaptığı düşünülürse; bu mevsimlerde dokuda ölçülen çinko birikiminin daha yüksek olması beklenen bir sonuçtur. Goodyear ve McNeill (1999), yaptıkları bir çalışmada makro omurgasız canlılarda belirlenen metal konsantrasyonlarının yaşadıkları ortamla (su-sediment) yakın ilişkisi olduğunu, ortamdaki metal seviyelerinin canlıların metal konsantrasyonlarını büyük ölçüde etkilediğini bildirmektedir.

L. minutus dokusunda ölçülen demir konsantrasyonları $23,49 - 28,94 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 46). Bu durum birçok makro omurgasız canlıda olduğu gibi *L. minutus* türünün de bünyelerindeki demir metalini düzenleme kabiliyeti ile açıklanabilir (Bryan ve Hummerstone, 1973).

L. minutus dokusunda ölçülen bakır konsantrasyonları $4,35 - 7,34 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın

önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Şekil 46). Bu durum; canlının bazı metabolik faaliyetlerinde gereksinim duyduğu bakırı büyük ölçüde sedimentten alması, bünyesinde gereklilik durumuna göre alım veya atılım göstermesi ile açıklanabilir (Rainbow, 2002).

L. minutus dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonları $0,16 - 0,24 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 46).

Bununla birlikte bu canlının dokusunda saptanan mangan konsantrasyonlarının $7,30 - 9,32 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 46).

4.1.5.2. *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)

Cloeon dipterum, Umurbey Çayı'nda belirlenen 1 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $1,32 - 1,62 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmüştür ($p<0,05$) (Şekil 47). Bununla birlikte dokudaki en yüksek kurşun birikimi yaz mevsiminde ölçülmüştür. Bunun yaz mevsiminde sedimentte ölçülen yüksek kurşun konsantrasyonları ile doğrudan ilişkisi olduğu düşünülmektedir.

C. dipterum dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $22,11 - 27,91 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en düşük kış mevsiminde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Şekil 47). *C. dipterum* türünün yaşadığı 1 no'lu istasyonda ölçülen çinko değerleri kış mevsiminde sedimentte düşük konsantrasyonlarda bulunmuştur. Bu nedenle dokuda belirlenen çinko değerleri ile sedimentte ölçülen çinko konsantrasyonları arasında yakın bir ilişki olduğu söylenebilir (Brinkhurst, 1974).

Dokuda belirlenen demir konsantrasyonları $25,37 - 30,98 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 47). Bu durum *C. dipterum* türünün esansiyel bir metal olan demiri bünyelerinde alım veya atılım mekanizmaları ile düzenleyebildiğini göstermektedir (Rainbow, 2002).

C. dipterum dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonları $6,44 - 6,91 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 47).

C. dipterum dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonlarının 0,11 – 0,22 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 47).

Bununla birlikte *C. dipterum* dokusunda saptanan mangan konsantrasyonlarının 5,97 – 6,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 47).

4.1.5.3. *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)

Ischnura elegans, Umurbey Çayı'nda belirlenen 1 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri 0,69 – 0,92 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmüştür ($p<0,05$) (Şekil 48). Bununla birlikte dokudaki en düşük kurşun birikimleri ilkbahar ve kış mevsimlerinde ölçülmüştür. Bu canlıların sedimentte yaşadığı ve ortamdaki organik maddelerle beslendiği düşünülürse bu beklenen bir sonuçtur.

I. elegans dokusunda belirlenen çinko değerleri ise 15,18 - 24,17 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en düşük kış mevsiminde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Şekil 48). *I. elegans* türünün yaşadığı 1 no'lu istasyon sedimentinde ölçülen çinko konsantrasyonları kış mevsiminde daha düşük değerlerde bulunmuştur. Bu bağlamda sedimentte ölçülen çinko konsantrasyonlarının canlı dokusunda belirlenen çinko değerleri arasında önemli bir ilişkinin olduğu görülmektedir.

Dokuda belirlenen demir konsantrasyonları 22,39 – 29,33 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır ($p>0,05$) (Şekil 48).

I. elegans dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonlarını 4,29 – 7,81 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim gösterdiği; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p<0,05$) (Şekil 48). Dokuda en yüksek bakır birikimi ilkbahar ve yaz mevsimlerinde ölçülmüştür. Yaz mevsiminde yüksek ölçülen bakır birikiminin bu mevsimde sedimentte yüksek ölçülen bakır konsantrasyonlarıyla bir ilişkisi olduğu; ilkbahar mevsiminde yüksek ölçülen bakır birikiminin ise ilkbahar mevsiminde suda ölçülen bakır konsantrasyonlarıyla bir ilişkisi olduğu düşünülmektedir.

I. elegans dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonlarının 0,15 – 0,20 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 48).

Ayrıca bu canlının dokusunda saptanan mangan konsantrasyonlarının $7,66 - 9,43 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 48).

4.1.5.4. *Notonecta maculata* (Fabricius, 1794)

Umurbey Çayı'nda belirlenen 2 no'lu istasyondan ortamda baskın halde yaşayan yalnızca bir tür bulunmuştur. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $2,48 - 4,76 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemlidir ($p<0,05$) (Şekil 49). Bununla birlikte dokudaki en düşük kurşun birikimleri yaz ve sonbahar mevsimlerinde ölçülmüştür. *Notonecta maculata* suda yüzerek yaşamlarını sürdüren bir form olduğundan; yaz ve sonbahar mevsimlerinde suda yüksek konsantrasyonlarda tespit edilen kurşunun canlı dokusunda da bu mevsimlerde daha yüksek bulunması beklenen bir sonuçtur.

N. maculata dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $33,05 - 43,74 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en düşük yaz mevsiminde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$) (Şekil 49). *N. maculata* türünün yaşadığı 2 no'lu istasyon istasyonda suda ölçülen çinko konsantrasyonları yaz ve sonbahar mevsimlerinde daha düşük değerlerde bulunmuştur. Bu bağlamda suda ölçülen çinko konsantrasyonlarının canlı dokusunda belirlenen çinko değerleri arasında önemli bir ilişkinin olduğu görülmektedir (Brinkhurst 1974).

N. maculata dokusunda belirlenen demir konsantrasyonlarının $9,58 - 11,70 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; ancak sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır ($p>0,05$) (Şekil 49).

N. maculata dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonlarının $15,33 - 22,81 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 49). Bu durum canlının demir ve bakır metallerini bünyesinde düzenleme yeteneği ile açıklanabilir.

N. maculata dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonlarının $0,02 - 0,06 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 49). Bununla birlikte yüksek konsantrasyonda metal içeren bölgelerde yaşayan makro omurgasız canlıların kadmiyuma karşı tolerans kazandığı bildirilmiştir (Berthet ve ark., 2003).

N. maculata dokusunda belirlenen mangan konsantrasyonları $8,33 - 12,20 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek birikim yaz mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar

istatistiksel olarak incelendiğinde ise; mevsimler arasındaki fark önemlidir ($p < 0,05$) (Şekil 49). Anoksik (oksijen değeri az) ortamlarda mangan çözünür forma geçtiğinden ve sedimentte birikimi az olurken, suda çözünen miktarında artışlar olmaktadır. Bu durumda suda yaşayan canlılar bünyelerinde bu metali daha yüksek oranlarda biriktirmektedir (Balkıs ve Aksu, 2012). 2 no'lu istasyondaki çözünmüş oksijen değeri diğer istasyonlardan daha düşük seviyelerde ölçülmüştür. Bununla birlikte yaz mevsiminde ölçülen çözünmüş oksijen miktarı diğer mevsimlerden daha düşüktür. Bu bağlamda her iki durumun da *N. maculata* türünde tespit edilen birikimini etkilediği düşünülmektedir.

4.1.5.5. *Chaoborus flavicans* (Meigen, 1803)

Umurbey Barajı'nda belirlenen 3 no'lu istasyon sedimentinden *Chaoborus flavicans* türü yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $2,74 - 3,02 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 50).

C. flavicans dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $35,14 - 46,36 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en düşük kış mevsiminde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p < 0,05$) (Şekil 50). *C. flavicans* türünün yaşadığı 3 no'lu istasyon sedimentinde ölçülen çinko konsantrasyonları kış mevsiminde daha düşük değerlerde bulunmuştur. Bu bağlamda sedimentte ölçülen çinko konsantrasyonlarının canlı dokusunda belirlenen çinko değerleri arasında önemli bir ilişkinin olduğu görülmektedir. Wetzel (1975), yaptığı bir çalışmada *C. flavicans* bireylerinin sedimentlerde açtıkları oyuk içinde yaşamaları ve organik maddelerle beslenmeleri nedeniyle yüzey sedimentleriyle ve taban suyuyla yakın ilişkide olduğunu bildirmiştir.

C. flavicans dokusunda belirlenen demir konsantrasyonlarının $44,30 - 98,81 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0,05$) (Şekil 51). Bu canlıların dokularında birikim gösteren demir değerleri sedimentle ilişkili olarak en yüksek yaz mevsiminde; en düşük kış mevsiminde ölçülmüştür. Bryan ve Hummerstone (1971), yaptıkları çalışmada bu organizmaların çevredeki metallerin varlığına oldukça duyarlı olduğunu ve ortamdaki konsantrasyon seviyeleriyle orantılı olarak, bu metalleri yumuşak dokularında biriktirdiğini bildirmişlerdir.

C. flavicans dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonlarının $6,75 - 11,11 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; en yüksek birikimin yaz mevsiminde olduğu görülmektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu

görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 50). Bu durum yazın 3 no'lu istasyon sedimentinde yüksek değerlerde ölçülen bakır konsantrasyonları ile *C. flavicans* dokularındaki bakır miktarları arasındaki ilişkiden kaynaklanmaktadır.

C. flavicans dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonlarının $0,22 - 0,30 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 50).

C. flavicans dokusunda belirlenen mangan konsantrasyonları $23,74 - 42,08 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek birikim yaz mevsiminde, en düşük kış mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; mevsimler arasındaki fark önemlidir ($p < 0,05$) (Şekil 50). Bunun, canlının yaşadığı ortam sedimenti ile olan ilişkisinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Hare ve Tessier (1998), yaptığı bir çalışmada *Chaoborus* türlerinde birikim gösteren metallerinin yaşadığı ortamla ilişkisi olduğunu bildirmişlerdir.

4.1.5.6. *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758)

Umurbey Barajı'nda belirlenen 4 no'lu istasyon sedimentinden *Chironomus plumosus* türü yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $2,72 - 3,69 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 51).

C. plumosus dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $35,57 - 46,42 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en düşük kış mevsiminde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p < 0,05$) (Şekil 51). *C. plumosus* türünün yaşadığı 4 no'lu istasyon sedimentinde ölçülen çinko konsantrasyonları kış mevsiminde daha düşük değerlerde bulunmuştur. Bu durum sedimentte ölçülen çinko konsantrasyonlarının canlı dokusunda belirlenen çinko değerleri arasındaki ilişkiden kaynaklanabilir. Howard ve Brown (1983), makro omurgasız canlıların ortamdaki metallerin varlığına oldukça duyarlı olduğunu ve sedimentteki metal konsantrasyonlarıyla orantılı olarak, bu metalleri yumuşak dokularında biriktirdiği bildirmişlerdir.

C. plumosus dokusunda belirlenen demir konsantrasyonlarının $36,17 - 50,46 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0,05$) (Şekil 51). Bu canlıların dokularında birikim gösteren demir miktarı sedimentle ilişkili olarak en yüksek yaz mevsiminde; en düşük kış mevsiminde ölçülmüştür. Bu durum *C. plumosus* bireylerinin sedimentte yaşamalarından ve besinlerini buradan sağlamalarından kaynaklanabilir. Dressing ve ark. (1982), yaptıkları çalışmada makro omurgasız canlıların yaşadığı sedimentle sürekli etkileşim halinde olduğunu,

besinlerini buradan elde ettikleri için beslenme hızına ve sindirim süresine göre bünyelerindeki metal birikimlerinin farklılık gösterdiğini bildirmişlerdir.

C. plumosus dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonlarının $6,67 - 11,39 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; en yüksek birikimin yaz mevsiminde olduğu görülmektedir. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 51). Bu durum yazın 4 no'lu istasyon sedimentinde yüksek değerlerde ölçülen bakır konsantrasyonları ile *C. plumosus* dokularındaki bakır miktarları arasındaki ilişkiden ve metabolik faaliyetlere göre bünyelerinde bu metali düzenlemesinden kaynaklanmaktadır (Clubb ve ark., 1975).

C. plumosus dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonlarının $0,20 - 0,29 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değiştiği; mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 51).

C. plumosus dokusunda belirlenen mangan konsantrasyonları $19,18 - 38,21 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek birikim yaz mevsiminde, en düşük kış mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise; mevsimler arasındaki fark önemlidir ($p < 0,05$) (Şekil 51). Bu durum yaz mevsiminde gerek su sirkülasyonunun, gerekse ortamdaki oksijenin azalmasından dolayı sedimentteki mangan birikiminin artmasıyla ve dolayısıyla bu canlıların bünyelerinde daha fazla biriktirmesiyle ilişkili olabilir. Carter ve Nicholas (1978), yaptıkları çalışmada makro omurgasız türlerinde birikim gösteren metallerinin yaşadığı ortamla ilişkisi olduğunu bildirmişlerdir.

4.1.5.7. *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931)

Gammarus aequicauda, Umurbey Çayı'nda belirlenen 5 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri $2,43 - 3,15 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmüştür ($p > 0,05$) (Şekil 52).

G. aequicauda dokusunda belirlenen çinko değerleri ise $34,16 - 44,23 \mu\text{g g}^{-1}$ arasındadır. Bununla birlikte ölçülen çinko değerleri en yüksek ilkbahar ve yaz mevsimlerinde belirlenmiş olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p < 0,05$) (Şekil 52). *G. aequicauda* türünün yaşadığı 1 no'lu istasyonda ölçülen çinko değerleri yaz mevsiminde sedimentte, ilkbahar mevsiminde ise suda yüksek konsantrasyonlarda bulunmuştur. Bu canlının sedimentteki organik maddelerle beslendiği ve sudan solunum yaptığı düşünülürse; bu mevsimlerde dokuda ölçülen çinko birikiminin diğer mevsimlerden daha yüksek olması beklenen bir sonuçtur (Mommert, 1987).

G. aequicauda dokusunda belirlenen demir konsantrasyonları 35,92 – 50,46 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek kurşun birikimi yaz mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 52). Bu durum yaz mevsiminde sedimentte ölçülen demir konsantrasyonunun diğer mevsimlerde ölçülen demir seviyelerinden daha fazla olması ile açıklanabilir (Mance, 1987).

G. aequicauda dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonları 18,25 – 28,20 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek bakır birikimi ilkbahar ve kış mevsimlerinde görülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 52). Bu durum; canlının bazı metabolik faaliyetlerinde gereksinim duyduğu bakırı çevresel şartlara (sıcaklık, tuzluluk, pH, vb.) göre değişebilir miktarlarda ve büyük ölçüde sedimentten alması, bünyesinde gereklilik durumuna göre alım veya atılım göstermesi ile açıklanabilir. Spicer ve Taylor (1987), yaptıkları çalışmada ortamdaki tuzluluğun düşmesinin, amfipod *Orchestia gammarellus* türünün hemolimf protein değerlerinde ve buna bağlı olarak hemosiyanin yapısında bulunan bakır konsantrasyonlarında artışa neden olduğunu bildirmişlerdir.

G. aequicauda dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonları 0,11 – 0,17 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 52).

Bununla birlikte *G. aequicauda* dokusunda saptanan mangan konsantrasyonlarının 30,26 – 34,00 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p > 0,05$) (Şekil 52).

4.1.5.8. *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847)

Carcinus aestuarii, Umurbey Çayı'nda belirlenen 5 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri 2,93 – 3,63 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmüştür ($p > 0,05$) (Şekil 53).

Bununla birlikte *C. aestuarii* dokusunda saptanan çinko konsantrasyonlarının 60,63 – 66,99 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p > 0,05$) (Şekil 53).

C. aestuarii dokusunda belirlenen demir konsantrasyonları 59,53 – 68,65 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 53).

C. aestuarii dokusunda saptanan bakır konsantrasyonlarının 24,29 – 29,03 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 53).

C. aestuarii dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonları 0,21 – 0,27 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 53).

C. aestuarii dokusunda saptanan mangan konsantrasyonlarının 20,48 – 27,57 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında olduğu, mevsimler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 53).

4.1.5.9. *Hediste diversicolor* (Müller, 1776)

Hediste diversicolor, Umurbey Çayı'nda belirlenen 5 no'lu istasyondan yakalanmıştır. Bu canlının dokusunda tespit edilen kurşun değerleri 3,07 – 3,55 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$) (Şekil 54).

H. diversicolor dokusunda tespit edilen kurşun değerleri 42,80 – 59,41 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişim göstermekte olup; en yüksek çinko birikimi ilkbahar ve yaz mevsimlerinde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmüştür ($p<0,05$) (Şekil 54). Bu durum canlının metabolik faaliyetlerinde gereksinim duyduğu çinko metalini oramdan almasıyla ilgili olabilir. Howard ve Brown (1983), *H. diversicolor* bireylerindeki çinko konsantrasyonlarının canlının büyüme evresinde arttığını ve çenelerinin gelişmesi için bu metale gereksinim duyduklarını bildirmişlerdir.

H. diversicolor dokusunda belirlenen demir konsantrasyonları 75,04 – 79,45 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p>0,05$) (Şekil 54). Bryan ve Gibbs (1983), İngiltere'nin Fal Halici sedimentinde yaptıkları bir araştırmada demir metalini diğer metallerden daha yüksek konsantrasyonlarda bulmuşlar; ancak bölgeden yakaladıkları *H. diversicolor* bireylerinde demir miktarının normal oranda bulunduğunu, bunun canlının yumuşak dokuları içinde demir konsantrasyonlarını düzenleyebilme kabiliyeti ile oluştuğunu bildirmişlerdir. Ayrıca Saiz-Salinas ve Frances-Zubillaga (1997), kirli ve temiz bölgelerden topladıkları *H. diversicolor* bireylerinde demir konsantrasyonlarının ortamdaki varyasyonları yansıtmadığını, bu canlının metalleri bünyelerinde düzenlendiğini belirtmişlerdir.

H. diversicolor dokusunda belirlenen bakır konsantrasyonları 2,36 – 3,58 $\mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek bakır birikimi yaz mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar

istatistiksel olarak incelendiğinde ise mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 54). Bu durum 5 no'lu istasyon sedimentinde yaz mevsiminde yüksek miktarlarda ölçülen bakır konsantrasyonları ile ilişkili olabilir. Reish ve Lemay (1991), yaptıkları çalışmada bu organizmaların çevredeki metallerin varlığına oldukça duyarlı olduğunu ve ortamdaki metal konsantrasyonlarıyla orantılı olarak, bu metalleri yumuşak dokularında biriktirebildiğini bildirmektedir.

H. diversicolor dokusunda belirlenen kadmiyum konsantrasyonları $0,15 - 0,20 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise mevsimler arasındaki farkın önemli olmadığı görülmektedir ($p > 0,05$) (Şekil 54). Mouneyrac ve ark. (2003); Berthet ve ark., (2003) yaptıkları çalışmalarda yüksek miktarda metal içeren sedimentte yaşayan makro omurgasızların kadmiyumu bünyelerinde düzenlediğini bildirmişlerdir.

H. diversicolor dokusunda belirlenen mangan konsantrasyonları $23,15 - 43,13 \mu\text{g g}^{-1}$ arasında değişmekte olup; en yüksek mangan birikimi yaz mevsiminde, en düşük mangan birikimi kış mevsiminde ölçülmüştür. Sonuçlar istatistiksel olarak incelendiğinde ise mevsimler arasındaki farkın önemli olduğu görülmektedir ($p < 0,05$) (Şekil 54). Bu durum canlıların metabolik faaliyetlerinde gereksinim duyduğu mangan metalini, sedimentteki mangan birikimiyle ilişkili olarak doğrudan ortamdaki almasıyla açıklanabilir.

Umurbey Çayı ve Barajı'ndan toplanan makro omurgasız canlıların dokularında ölçülen metal konsantrasyonlarının türlere ve mevsimlere göre farklılık gösterdiği görülmektedir (Çizelge 9). Bu durum canlıların üreme, büyüme ve beslenme şekillerinin farklılaşmasıyla açıklanabilir. Ağır metallerin ortamdaki alınması; ortamın fiziko-kimyasal özelliklerinin yanı sıra, organizmaların trofik davranışlarına, hem beslenme hızlarına hem de bağırsaktan geçiş süresine, sindirme şekline ve verimliliğine bağlı olmaktadır (Volpi ve ark., 1999). Popülasyonların metal etkilerine maruz kalmaları ve biriktirmelerine ilişkin yapılan araştırmalarda tespit edilen bulgular aynı tür için bile çok farklı olabilmektedir (Rainbow, 2002). Bununla birlikte metal konsantrasyonlarındaki mevsimsel varyasyonlar, gonadların ve gametlerin olgunlaşmasını içeren üreme döngüsünden ve besin varlığındaki değişimlerden kaynaklandığı bildirilmiştir (Bryan, 1976). Ayrıca yapılan diğer bir çalışmada; *Hediste diversicolor* bireyleri tarafından çözülmüş kadmiyumun düşük konsantrasyonlarda akümülyasyonunun, kirli bölgelerde, çinko ile olan rekabetinden kaynaklandığı belirtilmiştir (Bryan ve Hummerstone, 1973). Buna ek olarak; birçok araştırmacı sularda ve organizmalarda kadmiyum ve çinko konsantrasyonları arasında bir ilişki olduğunu ileri sürmüştür (Burrows ve Whitton, 1983; Barak ve Mason, 1989).

Çizelge 9. Umurbey Çayı ve Barajından yakalanan makro omurgasız canlılarda metal birikimleri için ($\mu\text{g g}^{-1}$) tek yönlü varyans analizi (One Way Anova/Duncan çoklu karşılaştırma testi)

	1. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	2. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	3. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	4. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$	5. İstasyon $\bar{X} \pm S_{\text{Hata}}$				
	<i>Laccophilus minutus</i>	<i>Cloeon dipterum</i>	<i>Ischnura elegans</i>	<i>Notonecta maculata</i>	<i>Chaoborus flavicans</i>	<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Gammarus aequicauda</i>	<i>Carcinus aestuarii</i>	<i>Hediste diversicolor</i>
İlkbahar	1,79±0,19 a	1,38±0,02 b	0,74±0,13 b	4,11±0,05 a	2,54±0,03 a	2,72±0,13 a	2,49±0,12 a	3,39±0,24 a	3,07±0,18 a
Yaz	2,05±0,17 a	1,65±0,04 a	0,84±0,01 a	2,48±0,08 b	3,02±0,06 a	3,69±0,11 a	3,15±0,08 a	2,93±0,09 a	3,55±0,10 a
Sonbahar	1,82±0,10 a	1,51±0,06 b	0,92±0,05 a	3,47±0,07 b	2,83±0,05 a	2,97±0,06 a	2,67±0,18 a	3,18±0,18 a	3,11±0,10 a
Kış	1,76±0,17 a	1,48±0,04 b	0,69±0,08 b	4,76±0,04 a	2,66±0,17 a	2,81±0,06 a	2,91±0,12 a	3,63±0,05 a	3,44±0,14 a
İlkbahar	30,28±0,60 b	25,23±2,04 a	20,27±1,40 a	42,91±0,46 a	46,36±0,88 a	45,89±1,89 a	39,79±1,18 b	66,99±1,32 a	59,41±1,89 a
Yaz	36,13±0,94 a	27,91±0,86 a	24,17±1,02 a	33,05±0,53 b	42,60±0,75 a	46,42±0,76 a	44,23±1,67 a	60,63±0,31 a	58,83±1,87 a
Sonbahar	28,46±0,96 b	26,71±0,38 a	21,16±1,16 a	37,08±0,13 b	44,65±2,29 a	43,37±1,67 a	38,03±0,94 b	61,20±0,58 a	44,88±1,74 b
Kış	40,92±0,87 a	22,11±1,16 b	15,18±1,52 b	38,74±0,55 b	35,14±0,70 b	35,57±1,54 b	34,16±1,13 b	64,04±0,27 a	42,80±1,27 b
İlkbahar	25,34±0,50 a	28,62±0,88 a	24,23±0,35 a	11,02±0,23 a	81,97±1,24 b	65,22±2,00 b	36,17±1,27 b	65,41±0,24 a	74,91±0,97 b
Yaz	28,94±0,19 a	30,98±1,78 a	29,33±0,66 a	9,58±0,46 a	98,81±1,16 a	84,31±1,76 a	50,46±0,43 a	61,36±0,25 a	75,04±1,15 b
Sonbahar	26,97±0,08 a	26,80±1,02 a	25,33±0,29 a	10,42±0,23 a	74,85±0,97 b	69,53±1,16 b	35,92±1,29 b	59,53±0,23 a	79,45±1,15 a
Kış	23,49±0,46 a	25,37±0,87 a	22,39±0,42 a	11,70±0,35 a	44,30±1,70 c	57,88±1,29 c	37,94±1,89 b	68,65±0,14 a	76,80±2,22 b

Not 1: Aynı parametre ve canlılarda farklı küçük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p < 0,05$).

Çizelge 9. (devamı)

	1. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	2. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	3. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	4. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$	5. İstasyon $\bar{X} \pm S_{Hata}$				
	<i>Laccophilus minutus</i>	<i>Cloeon dipterum</i>	<i>Ichnura elegans</i>	<i>Notonecta maculata</i>	<i>Chaoborus flavicans</i>	<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Gammarus aequicauda</i>	<i>Carcinus aestuarii</i>	<i>Hediste diversicolor</i>
İlkbahar	5,51±0,15 b	6,44±0,62 a	7,81±0,04 a	20,45±0,34 a	6,75±0,55 b	7,24±1,03 b	20,57±0,58 b	27,76±0,36 a	2,72±0,06 b
Yaz	7,34±0,22 a	6,91±0,49 a	8,35±0,27 a	15,33±0,45 a	11,11±0,54 a	11,39±0,25 a	28,20±1,92 a	24,29±0,42 a	3,58±0,06 a
Sonbahar	6,29±0,10 b	6,80±0,37 a	5,83±0,37 b	17,09±0,57 a	8,45±0,26 b	8,28±0,19 b	26,21±0,69 a	26,61±0,30 a	2,87±0,05 b
Kış	4,35±0,03 c	6,17±0,30 a	4,29±0,47 b	22,81±0,61 a	7,63±0,17 b	6,67±0,18 b	18,25±0,73 b	29,03±0,51 a	2,36±0,11 b
İlkbahar	0,18±0,04 a	0,13±0,01 a	0,19±0,08 a	0,06±0,01 a	0,30±0,06 a	0,24±0,02 a	0,14±0,03 a	0,27±0,05 a	0,20±0,06 a
Yaz	0,24±0,05 a	0,22±0,03 a	0,20±0,05 a	0,02±0,02 a	0,29±0,07 a	0,29±0,03 a	0,17±0,02 a	0,21±0,03 a	0,18±0,04 a
Sonbahar	0,16±0,05 a	0,17±0,33 a	0,18±0,01 a	0,04±0,01 a	0,24±0,05 a	0,26±0,02 a	0,11±0,03 a	0,25±0,02 a	0,17±0,01 a
Kış	0,20±0,04 a	0,11±0,02 a	0,15±0,01 a	0,05±0,04 a	0,22±0,02 a	0,20±0,01 a	0,12±0,01 a	0,23±0,04 a	0,15±0,01 a
İlkbahar	7,30±0,09 a	5,97±0,32 a	8,41±0,14 a	9,13±0,32 b	24,75±7,95 c	20,47±0,81 c	32,31±0,28 a	24,91±0,43 a	34,82±1,95 b
Yaz	9,32±0,59 a	6,15±0,42 a	9,43±0,08 a	12,20±0,18 a	42,08±6,52 a	38,21±0,18 a	30,26±0,84 a	20,48±0,69 a	43,13±1,11 a
Sonbahar	8,40±0,21 a	6,79±0,82 a	7,66±0,12 a	8,33±0,16 b	33,23±6,72 b	29,78±0,66 b	34,00±1,27 a	23,53±0,30 a	31,11±1,07 b
Kış	7,55±0,10 a	5,32±0,78 a	7,82±0,26 a	9,52±0,12 b	23,04±7,25 c	19,18±0,49 c	30,75±0,75 a	27,57±0,33 a	23,15±1,04 c

Not 1: Aynı parametre ve canlılarda farklı küçük harflerle gösterilen mevsimlerin ortalamaları arasındaki farklar önemlidir (p<0,05).

Umurbey Çayı'ndan ve Barajı'ndan yakalanan makro omurgasız canlıların dokularındaki ortalama metal birikim sıralaması aşağıda verilmiştir.

Laccophilus minutus dokusunda metal birikimi sırasıyla Zn>Fe>Mn>Cu>Pb>Cd

Cloeon dipterum dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd

Ischnura elegans dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd

Notonecta maculata dokusunda metal birikimi sırasıyla Zn>Cu>Fe>Mn>Pb>Cd

Chaoborus flavicans dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd

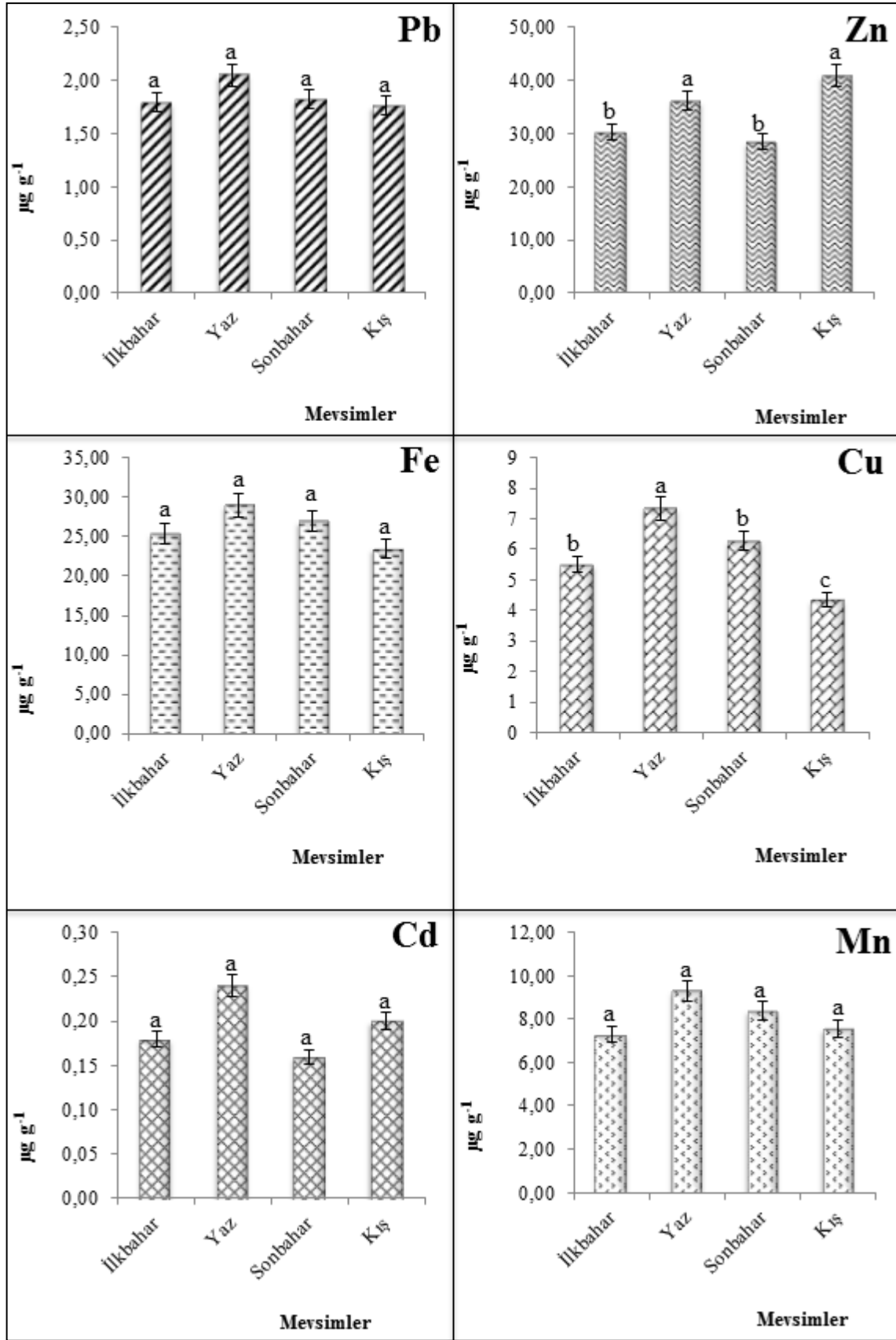
Chironomus plumosus dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd

Gammarus aequicauda dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd

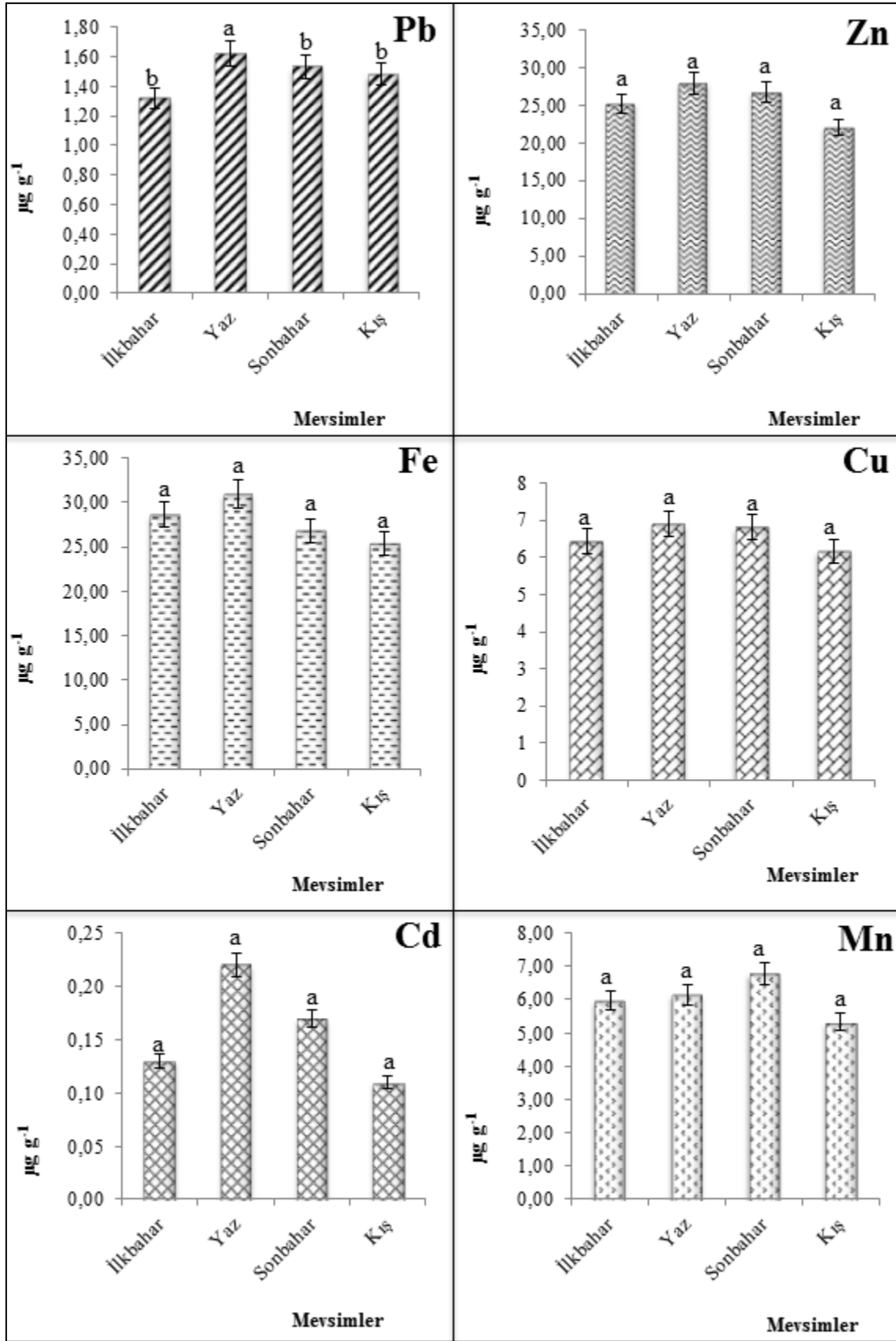
Carcinus aestuarii dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd

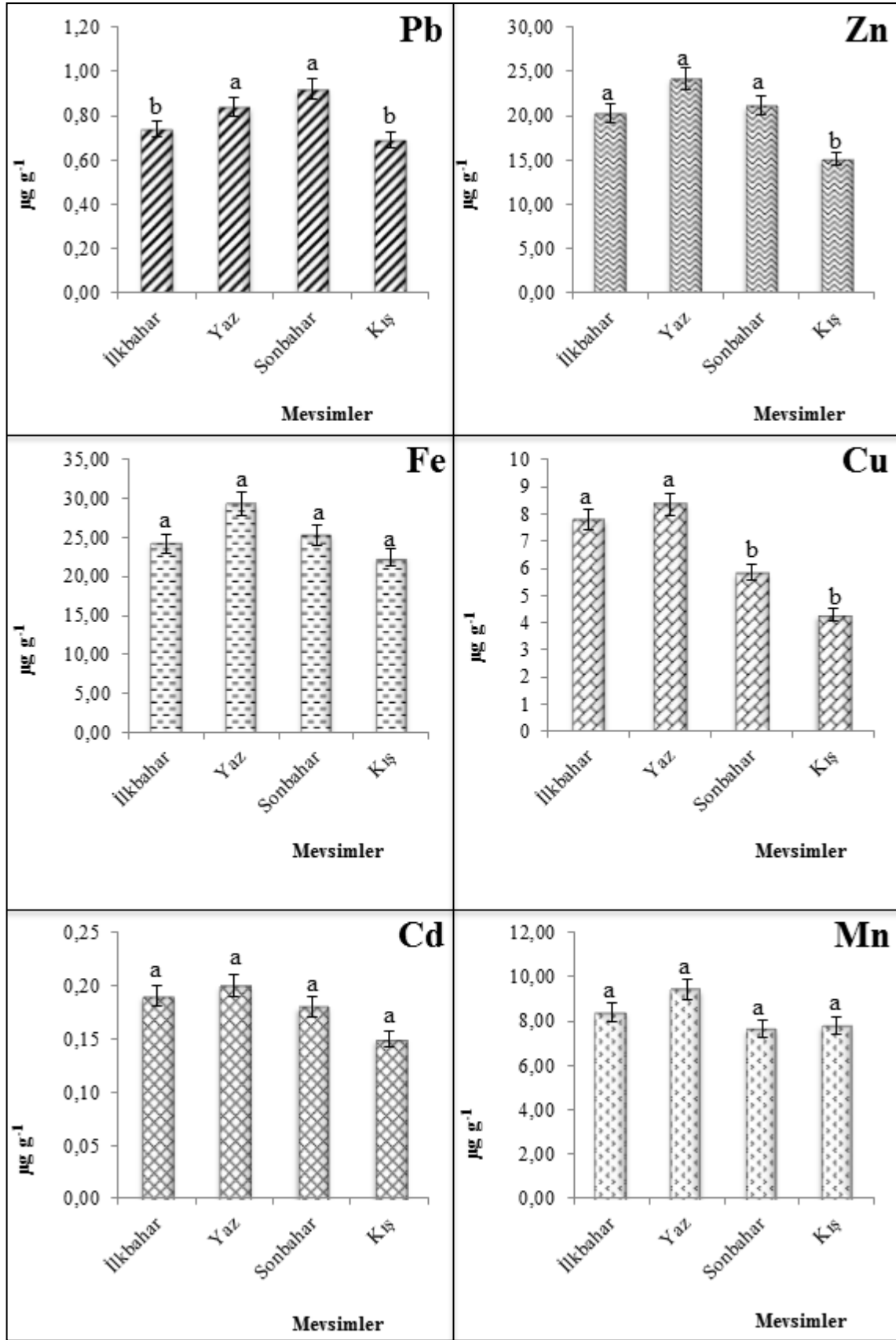
Hediste diversicolor dokusunda metal birikimi sırasıyla Fe>Zn>Mn>Pb>Cu>Cd

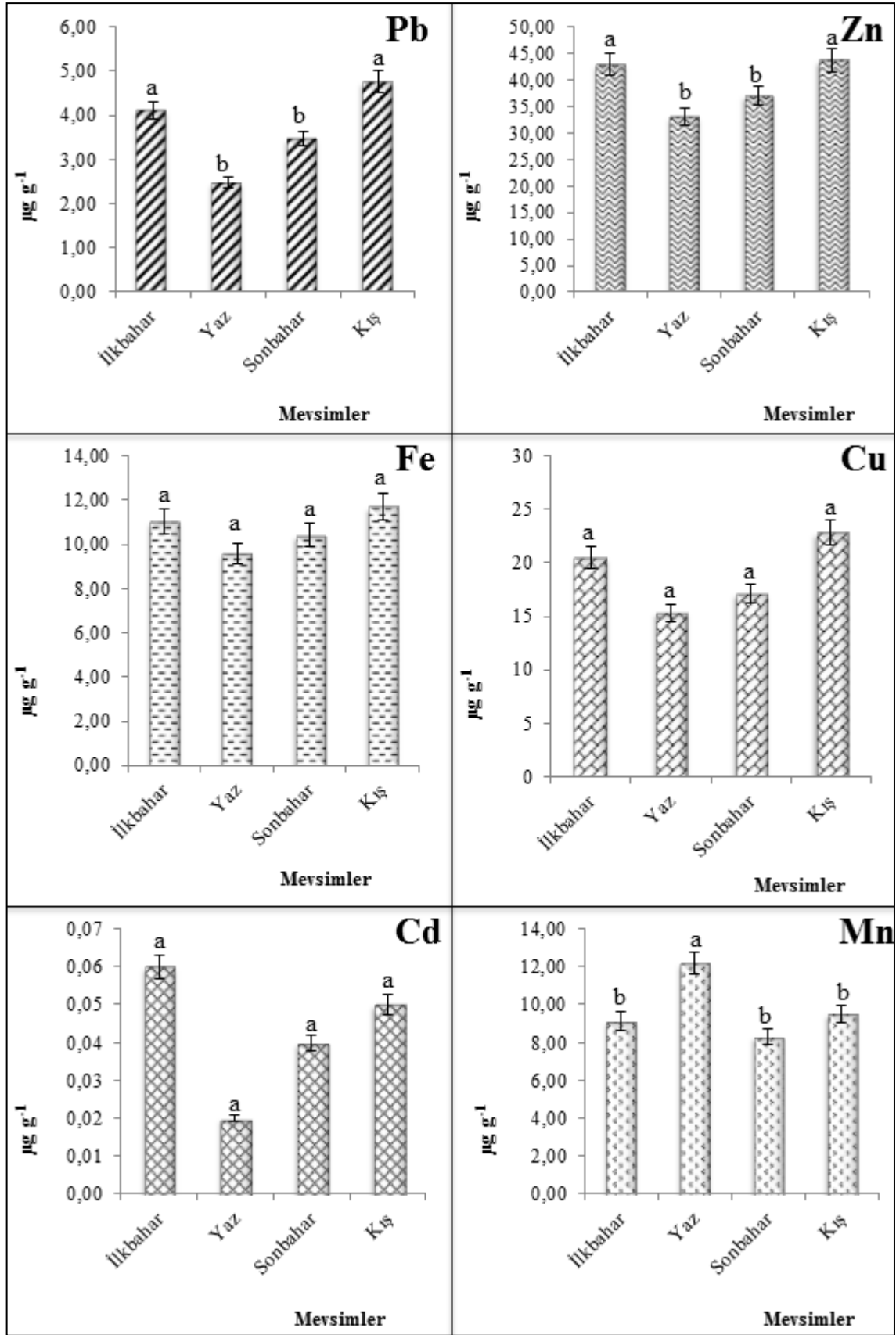
İstasyonlardan yakalanan canlıların dokularında en fazla birikim gösteren metal demir olmuştur. Bu durum demirin metabolizma için gerekli bir metal olmasından ve sedimentte en fazla birikim göstermesinden kaynaklanabilir. 2 no'lu istasyondan yakalanan *N. maculata* türünde en fazla birikim gösteren metalin çinko olması bu metalin bu istasyonda yüksek konsantrasyonlarda bulunmasıyla ilişkili olabilir. Bununla birlikte kurşun ve kadmiyum makro omurgasız dokularında en az biriken metaller olmuştur. Bunun sebebi canlıların sedimentle olan ilişkisi olabilir. Sedimentte kurşunun kadmiyumdaki daha yüksek konsantrasyonlarda birikmesinin, kadmiyumun sedimentlerde karbonat tanecikleri şeklinde olmasından ve çözünmeye hazır olmasından, kurşunun ise demir-mangan oksit tanecikleri şeklinde olup daha fazla birikme eğilimi göstermesiyle açıklanabilir (Fernandez, ve ark., 2000). Dolayısıyla canlıların yaşam fonksiyonlarında gerekli olmayan ve sedimentte diğer metallere göre daha az birikim gösteren bu metalleri bünyelerinde düzenleyebilmektedir. Makro omurgasızlarda yapılan bazı metal (Cu, Zn, Cd) çalışmalarında; Ahsanullah ve ark. (1980), Avustralya'nın Batı kıyılarında yaptığı çalışmada *Callianassa australiensis* dokularındaki metal birikimini Cu>Zn>Cd şeklinde; Rainbow (1985), İskoçya kıyılarında yaptığı çalışmada sahil yengeci *Carcinus aestuarii* dokularındaki metal birikimini Zn>Cu>Cd şeklinde; Rainbow ve ark. (1989), Millport kıyılarında yaptığı çalışmada *Orchestia gammarellus* dokularındaki metal birikimini Zn>Cu>Cd şeklinde; Rainbow (1990), Hong Kong körfezinde yaptığı çalışmada *Metapenaeopsis palmensis* dokularındaki metal birikimini Zn>Cu>Cd şeklinde olduğunu bildirmiştir.



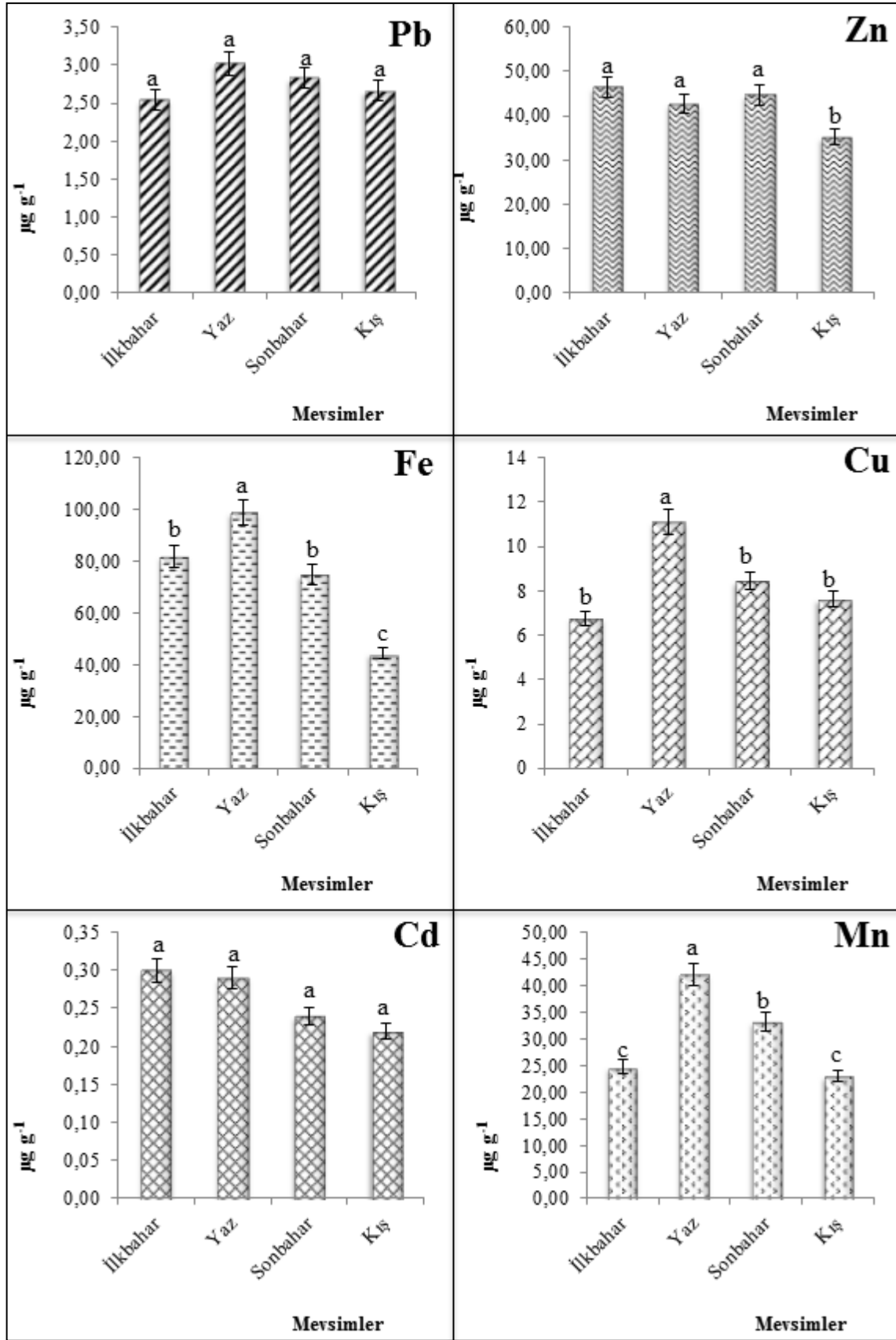
Şekil 46. *Laccophilus minutus* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi

Şekil 47. *Cloeon dipterum* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi

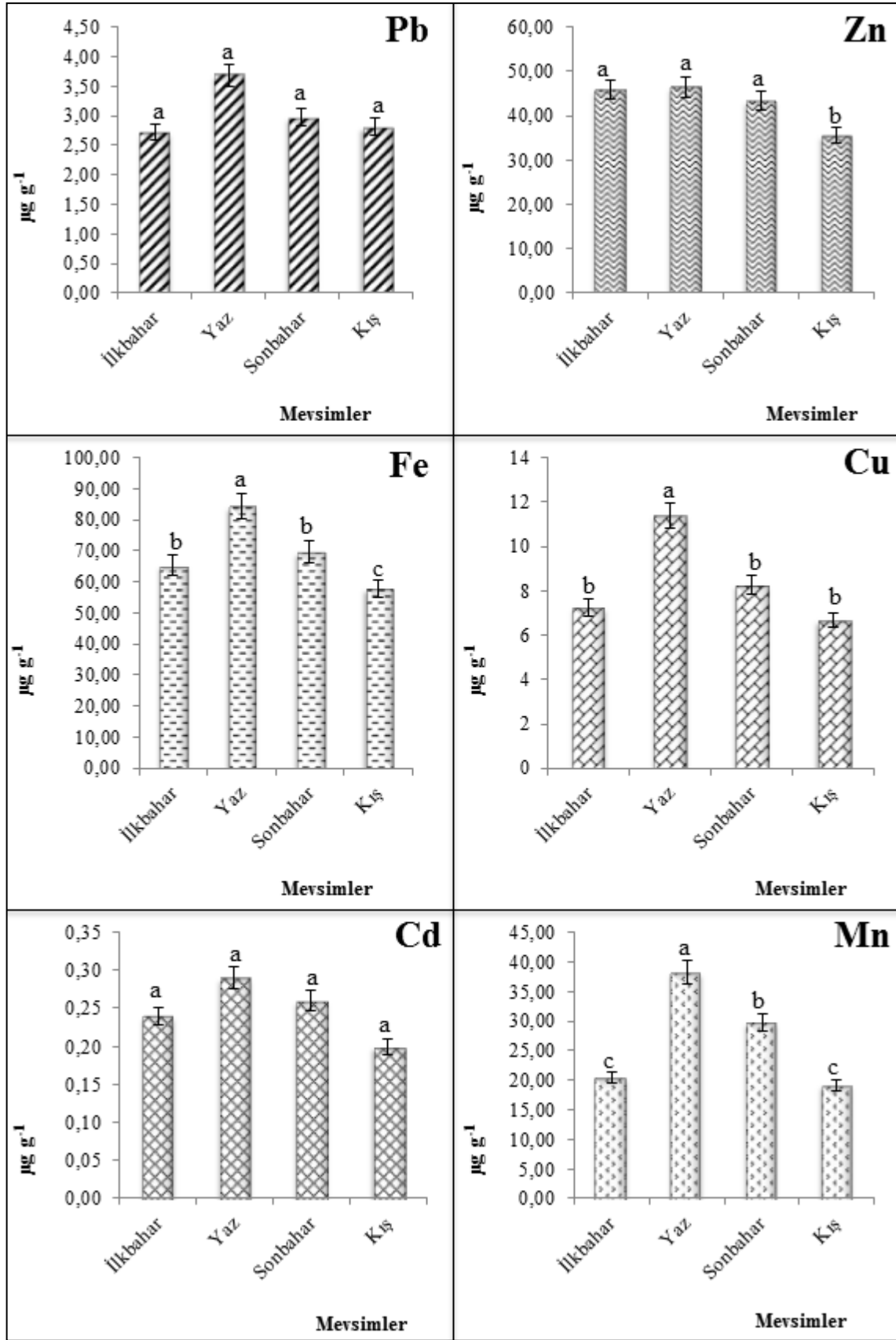
Şekil 48. *Ishnura elegans* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



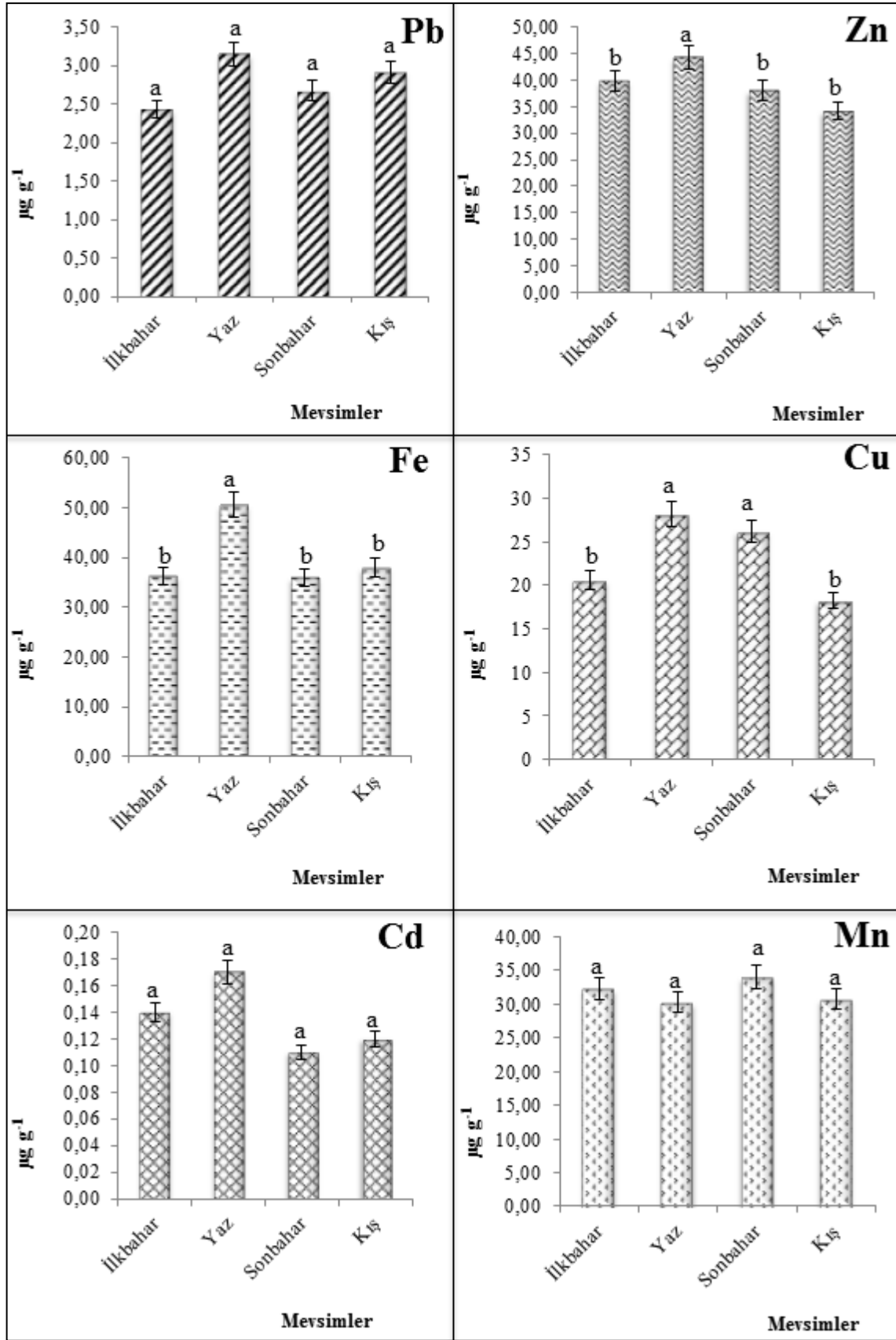
Şekil 49. *Notonecta maculata* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



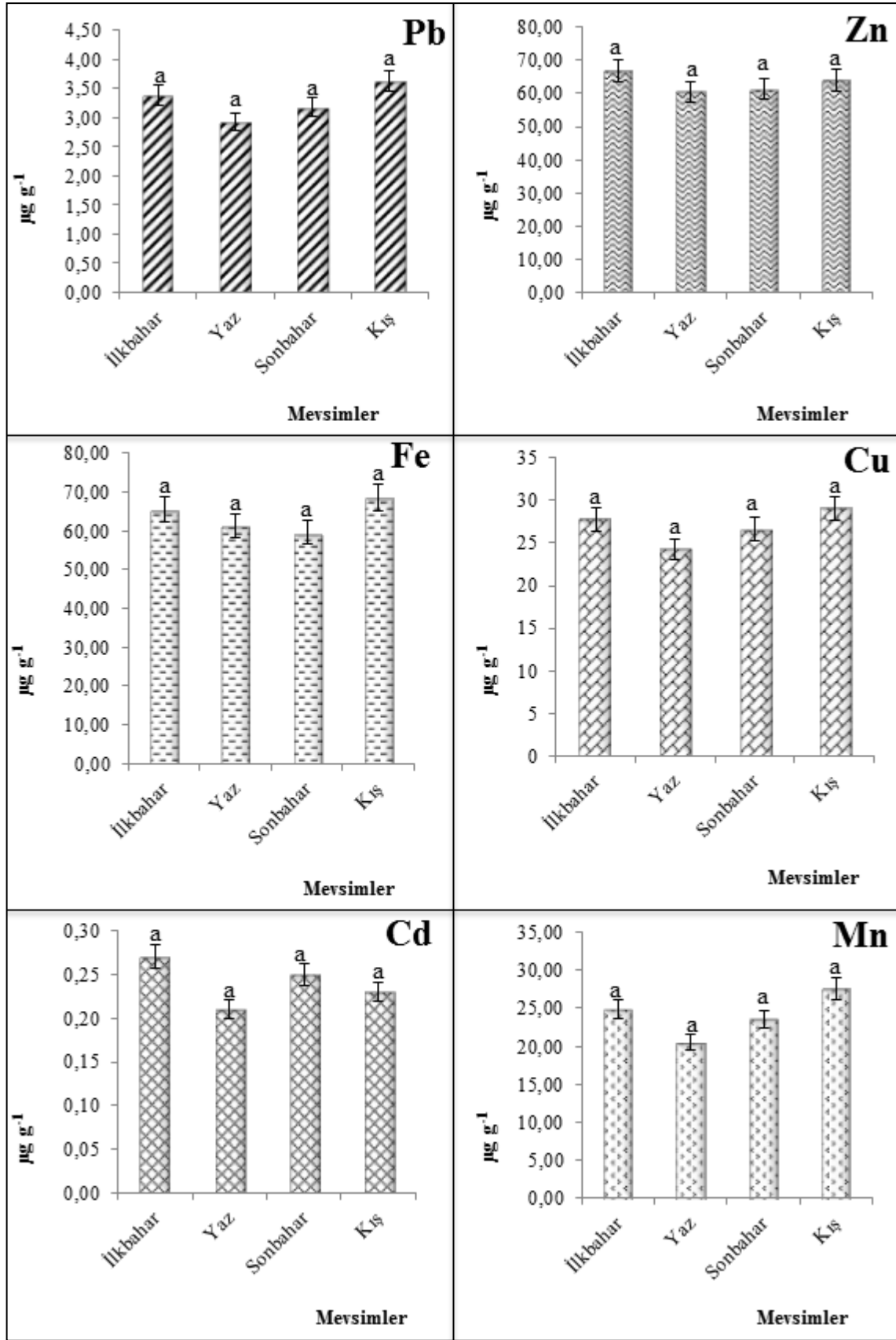
Şekil 50. *Chaoborus flavicans* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



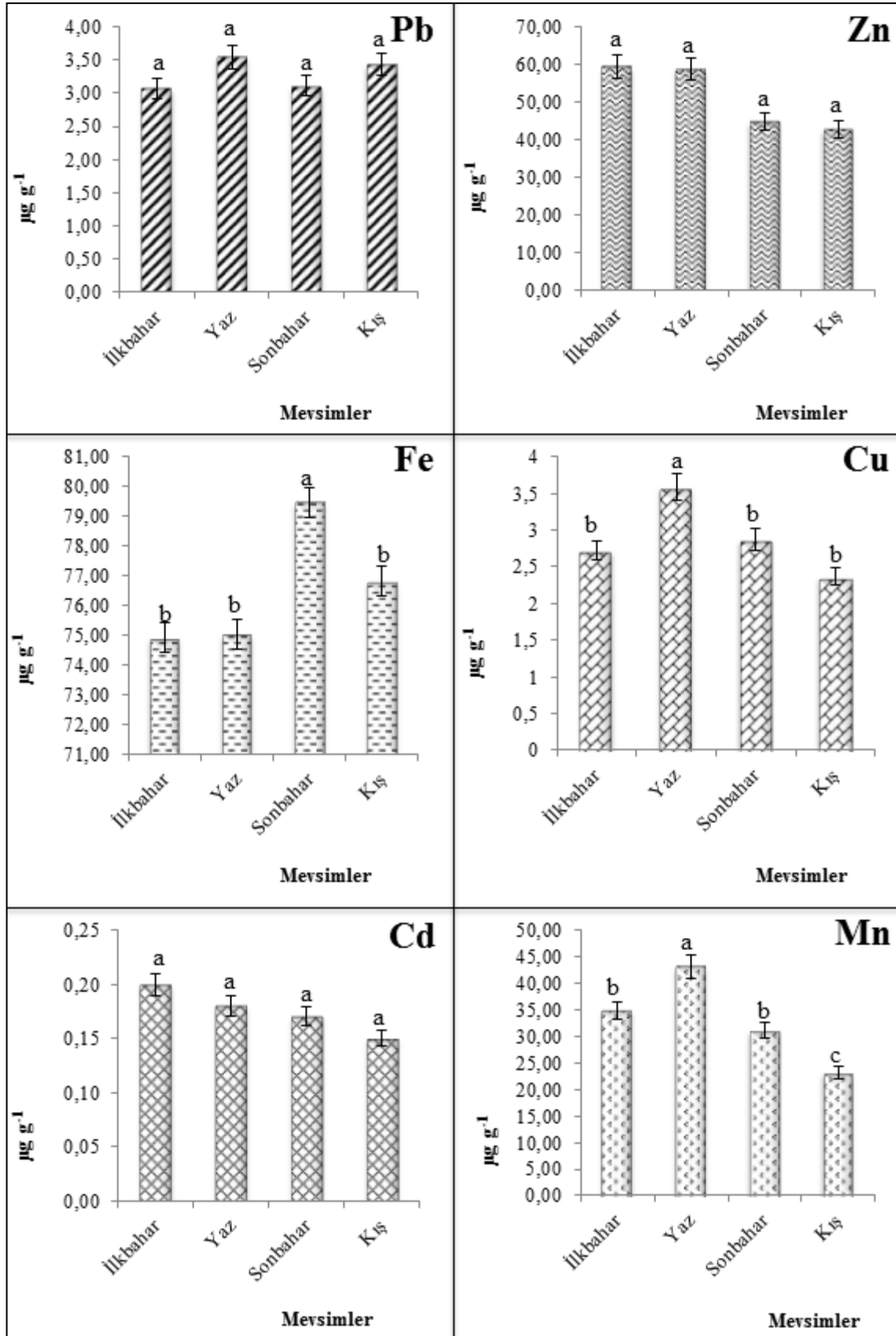
Şekil 51. *Chironomus plumosus* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 52. *Gammarus aequicauda* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 53. *Carcinus aestuarii* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi



Şekil 54. *Hediste diversicolor* dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi

4.1.6. Ağır Metal Birikimlerinin Çevresel Değişkenlerle Olan Etkileşimi

Tez kapsamında yapılan çalışmada; 1 no'lu istasyonun su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerle metaller arasında önemli bir etkileşim olduğu görülmektedir (Şekil 55). pH ile metaller arasında görülen korelasyon; ortamın pH değişikliğinin su ve sediment arasındaki metal alışverişini etkilemesinden kaynaklanmaktadır (Palawski ve ark., 1989). Üstün ve Okumuş (2006), yaptıkları çalışmada tüm metallerin sucul ortamlarda redoks şartlarına bağlı olarak hareketli olduğunu; ağır metal adsorpsiyonunun pH, sıcaklık, organik madde varlığı, katyon değiştirme kapasitesi ve ortamdaki diğer metallerin varlığı tarafından kontrol edildiğini bildirmişlerdir. Sucul canlılar metalleri ortamdan (su, sediment) yada besinlerden almaktadır (Timmermans ve ark., 1992; Bryan ve Langston, 1992; Rainbow ve ark., 1993a; Selck ve ark., 1998). Sedimentte kurşun ve kadmiyumun önemli bir kısmı değişebilir formda olup; makro omurgasızlar tarafından alınımı kolaydır ve besin döngüsüne kolayca girmektedir (Jain, 2004). Yapılan MDS analizlerinde organizmalardaki kurşun, kadmiyum birikimlerinin su ve sediment metal konsantrasyonlarıyla olan kuvvetli ilişkisi açıkça görülmektedir. Bununla birlikte metallerin omurgasızlar tarafından ortamdan alınımı fizikokimyasal şartlarda metallerin çözülmüş konsantrasyonlarıyla doğrudan orantılıdır (Rainbow ve ark., 2003; Michailova, ve ark., 2012). 1 No'lu istasyondan yakalanan canlıların *Laccophilus minutus* (A), *Cloeon dipterum* (B) ve *Ischnura elegans* (C) dokularında ölçülen çinko, mangan ve demir birikimlerinin diğer çevresel değişkenlerden birbirleriyle ve ortam kumuyla ilişkili olduğu belirlenmiştir. Bu durumun bu türlerin 1 no'lu istasyonda sedimente bağımlı olarak yaşamasından ve besinlerini buradan sağlamasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca ortamda baskın halde yaşayan bu canlıların birbirleri üzerinden beslenmesi de bu metalleri bünyelerine almalarında önemli bir faktördür.

Tez kapsamında yapılan çalışmada; 2 no'lu istasyonun su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerle metaller arasında önemli bir korelasyon vardır (Şekil 56). 2 no'lu istasyonda ölçülen düşük pH değerlerinin ortamdaki metallerin çözünürlüğünü arttırdığı görülmektedir. Bunun nedeni ortamdaki asidifikasyonun, genellikle suda daha fazla serbest iyon konsantrasyonlarıyla, katıdan sıvı faza doğru artan bir metal transferiyle sonuçlanması olabilir (Lucan-Bouche ve ark, 1997; Playle, 1998). Ayrıca bu istasyondaki tuzluluk ile metaller arasındaki etkileşim sudaki metal-katyon rekabetiyle açıklanabilir. Connell ve Miller (1984), yaptıkları çalışmada ortamdaki tuz miktarının metaller ve katyonlar arasındaki korelasyona etki ettiğini bildirmişlerdir. Bununla birlikte 2 no'lu istasyonda ölçülen çözülmüş oksijen değerleri ile ortamdaki metaller arasındaki korelasyon, sudaki oksijen miktarının ortamda meydana gelen kimyasal tepkimelerdeki rolünden kaynaklanmaktadır.

Connell ve Miller (1984), çözünmüş oksijen yetersizliğinde ortamdaki redoks potansiyelinde bir azalma olduğu bildirmişlerdir. Bununla birlikte tüm istasyonlarda çözünmüş oksijen ile pH arasındaki önemli bir etkileşim vardır. Bu durum sedimente organik maddelerin bakteriyolojik faaliyetlerle ayrışması ortaya çıkan CO₂ ve organik karbonun, sudaki hidrojen iyonunu bağlamasıyla ve pH seviyesini düşürmesiyle açıklanabilir (Royal Society, 2005). Yapılan analizlerde 2 no'lu istasyon sedimentinde özellikle yaz mevsiminde % kil miktarının arttığı saptanmıştır. Bu istasyonda ölçülen pH değeri ile metal bağlayıcıları olarak sayılan organik madde içeriği, sediment tane büyüklüğü (% kum, % kil, vb.) ve ortamdaki metallerin varlığı arasında önemli bir korelasyon bulunmaktadır. Örneğin; organik madde içeriğindeki artış, sediment pH'ını azaltmaktadır (Luoma ve Fisher, 1997; Bryan ve Langston, 1992). Bununla birlikte organik madde ile kompleksler oluşturan metal bileşikleri, çökme sırasında ortamdaki kil mineralleri tarafından absorblanmaktadır. Yapılan birçok çalışmada, organik madde içeriğinin küçülen tane boyu ile arttığı ve sedimentin kil partiküllerinde daha fazla organik madde bulunduğundan metal konsantrasyonlarını daha fazla içerdiği bildirilmiştir (Förstner ve Wittmann, 1981; Bat ve Raffaelli, 1998). Ayrıca 2 no'lu istasyondan yakalanan *Notonecta maculata* (D) türünde belirlenen metallerle su ve sedimentte ölçülen bulgular arasında önemli bir korelasyon vardır. Bu durum canlının, metalleri ortam şartlarına bağlı olarak sudan yada sedimentten almasından kaynaklanabilir.

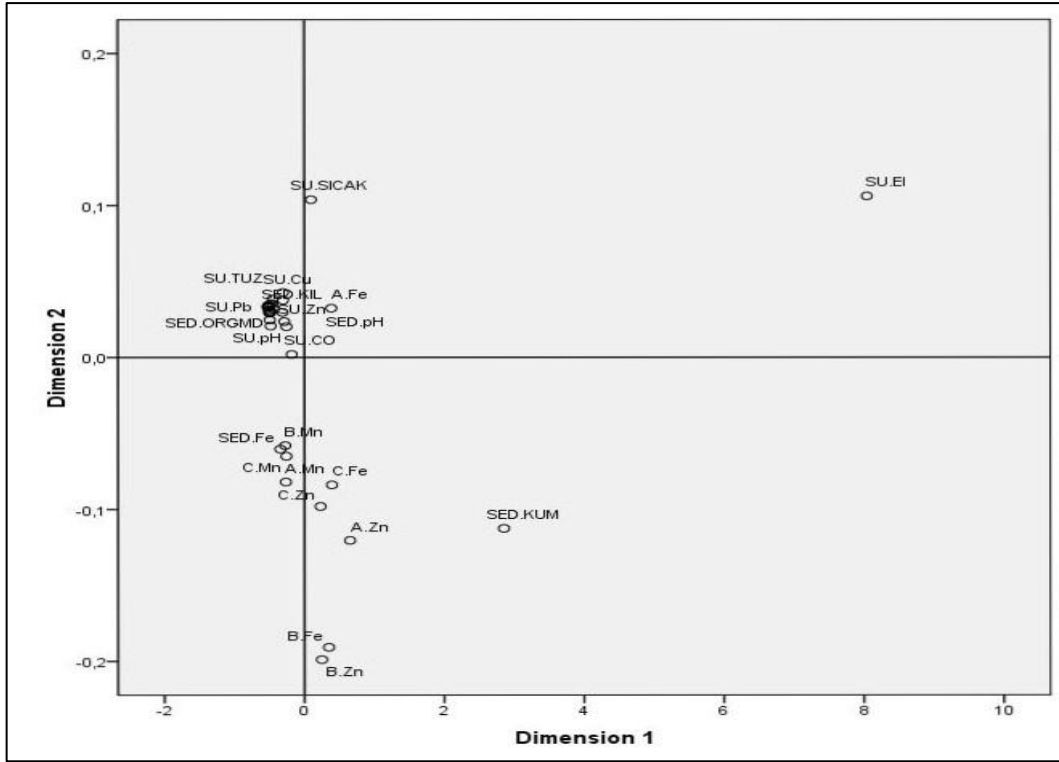
Yapılan çalışmada; 3 no'lu istasyonun su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerle ağır metaller arasında önemli bir etkileşim olduğu görülmektedir (Şekil 57). MDS analizleri sonucunda sıcaklık faktörü ile ortam metalleri arasında önemli bir korelasyonun olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni su sıcaklığının metaller üzerindeki çözücü etkisinden olabilir (Bryant ve ark., 1985). Bununla birlikte 3 no'lu istasyonda ölçülen metal konsantrasyonlarının çözünürlüğü, ortam pH'ı ile doğrudan ilişkilidir. Bu durum nötr pH değerlerinin metal toksisitesini, asidik sulara oranla daha az etkimesinden kaynaklanmaktadır (Pagenkof, 1986; Odi ve ark., 1995). 3 no'lu istasyonda ölçülen çözünmüş oksijen değerleri ile ortamdaki metaller arasındaki korelasyon, metal bileşiklerinin kompozisyonunda sudaki oksijen seviyelerinin de etkili olmasıyla ilişkilidir. Örneğin; çözünmüş oksijen seviyelerinde meydana gelen artışlardan dolayı metal iyonlarının suda çözünürlüğü azalmaktadır. Bu nedenle böyle suların sedimentlerinde metal birikimi artmaktadır (Salomons ve ark., 1984). 3 no'lu istasyon sedimentinden yakalanan *Chaoborus flavicans* (E) dokularındaki metal birikimlerinin suda ve sedimentte ölçülen fiziko-kimyasal parametrelere bağlı olarak ortamdaki metallerle etkileşim halinde olduğu görülmektedir. Bu durum *C. flavicans* bireylerinin bu metalleri ortamdaki besinlerden almasından kaynaklanmaktadır. Croteau ve

ark. (2001), yaptıkları çalışmada farklı üç nehirden topladığı *Chaoborus punctipennis* dokularında belirledikleri metallerin yaşadıkları ortamlarla ilişkili olduğunu bildirmişlerdir.

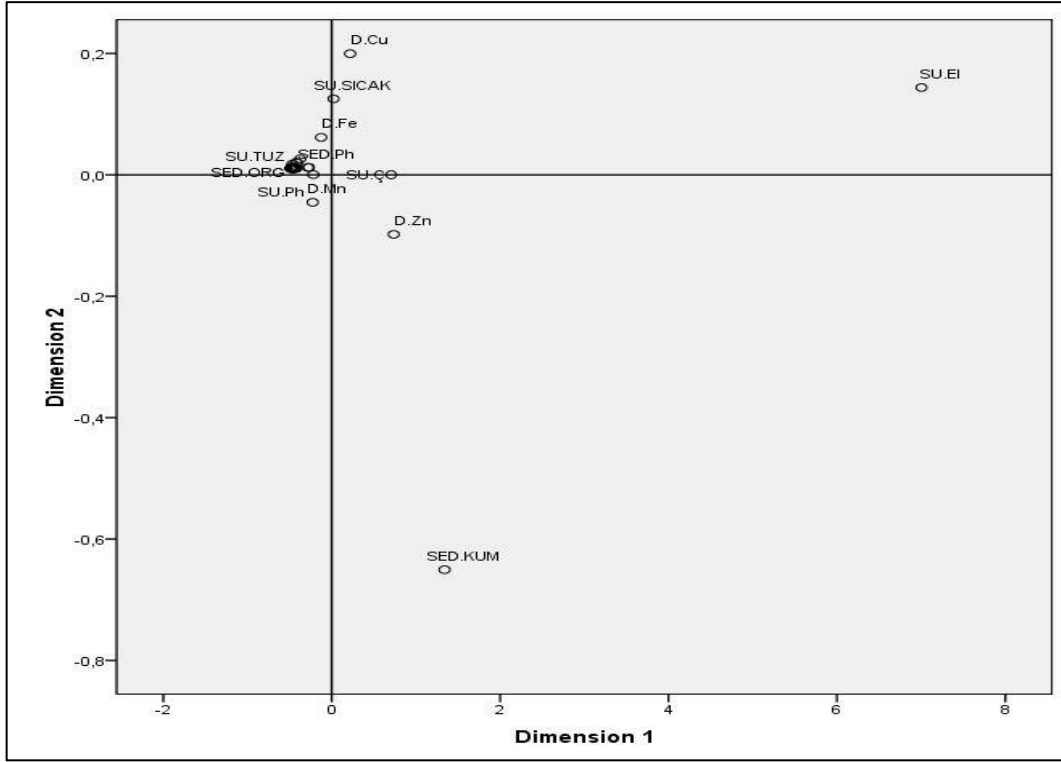
Tez kapsamında yapılan çalışmada; 4 no'lu istasyonun su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerle metaller arasında önemli bir etkileşim olduğu görülmektedir (Şekil 58). Analiz sonuçlarına göre metal konsantrasyonları ile sedimentin kum, kil ve silt yüzdeleri arasında önemli bir korelasyon bulunmaktadır. Bu durum sediment tane boyutunun büyümesiyle ters orantılı olarak ortamda metal birikiminin azalmasından kaynaklanmaktadır. Lin ve Chen (1998), yaptıkları bir çalışmada sedimentteki organik madde içeriği ile metal birikim ilişkisini incelemişler ve metal konsantrasyonlarının ince taneli sedimentlerde arttığını bildirmişlerdir. Ayrıca metaller sedimentte organik maddelere bağlı olarak bulunmakta olup; sedimentte yaşayan birçok canlının sedimentten bu metalleri alması kolaydır (Pazos-Capeanos ve ark., 2005). Dolayısıyla Umurbey Barajı'nda 4 no'lu istasyon su ve sedimentinde ölçülen metal konsantrasyonları ile bölgeden yakalanan *Chironomus plumosus* (F) dokularındaki metallerin ortam şartlarına bağlı olarak birikimi birbirleriyle ilişkilidir.

Tez kapsamında yapılan çalışmada; 5 no'lu istasyonun su ve sedimentinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerle metaller arasında önemli bir etkileşim olduğu görülmektedir (Şekil 59). Suda ve sedimentte tespit edilen pH ve metal bulgularının korelasyonu, pH'ın birbirleriyle bileşik oluşturabilen metaller üzerindeki etkisinden kaynaklanmaktadır (Sparks, 1995). Jain (2004), pH'ın bazik olduğu durumlarda çinkonun hidrolize olduğunu, organik ve inorganik maddelerle bileşik oluşturduğunu ve sedimentte soğurulmasının arttığını; bakırın ise bazik ortamlarda sedimentte demir, mangan oksitlerine ve karbonatlara bağlı olarak bulunduğunu bildirmiştir. 5 no'lu istasyon su ve sedimentinde ölçülen metaller ile tuzluluk arasında önemli bir etkileşim görülmektedir. Bunun nedeni tuz iyonlarının ortamdaki metallerle olan rekabetinden kaynaklanmaktadır. Rainbow ve ark. (1993b), yaptıkları çalışmada artan tuzlulukla birlikte serbest çinko iyon konsantrasyonlarının öngörülebilir bir şekilde azaldığını bildirmişlerdir. Stead-Dexter ve Ward (2004), kadmiyumun mobilize olmasında ortamdaki tuz konsantrasyonlarının önemli etkisi olduğunu bildirmişlerdir. Bununla birlikte ortamda ölçülen metallerin birbirleriyle olan etkileşimi bulunmaktadır. Örneğin; mangan, redoks potansiyelinde elektron alıcısı veya vericisi olarak görev yaparak sucül ekosistemde önemli bir rol oynamaktadır (Neretin ve ark.,2003). Birçok araştırmacı yaptıkları çalışmalarda bakır-çinko etkileşiminin de ortamın redoks potansiyeline etki ettiğini bildirmiştir (Pagenkopf 1983; Hilmy ve ark., 1987; Kargın ve Erdem, 1992). 5 No'lu istasyondan yakalanan canlıların *Gammarus aequicauda* (G), *Carcinus aestuarii* (H) ve *Hediste diversicolor* (K) dokularında ölçülen çinko, mangan ve demir birikimlerinin diğer

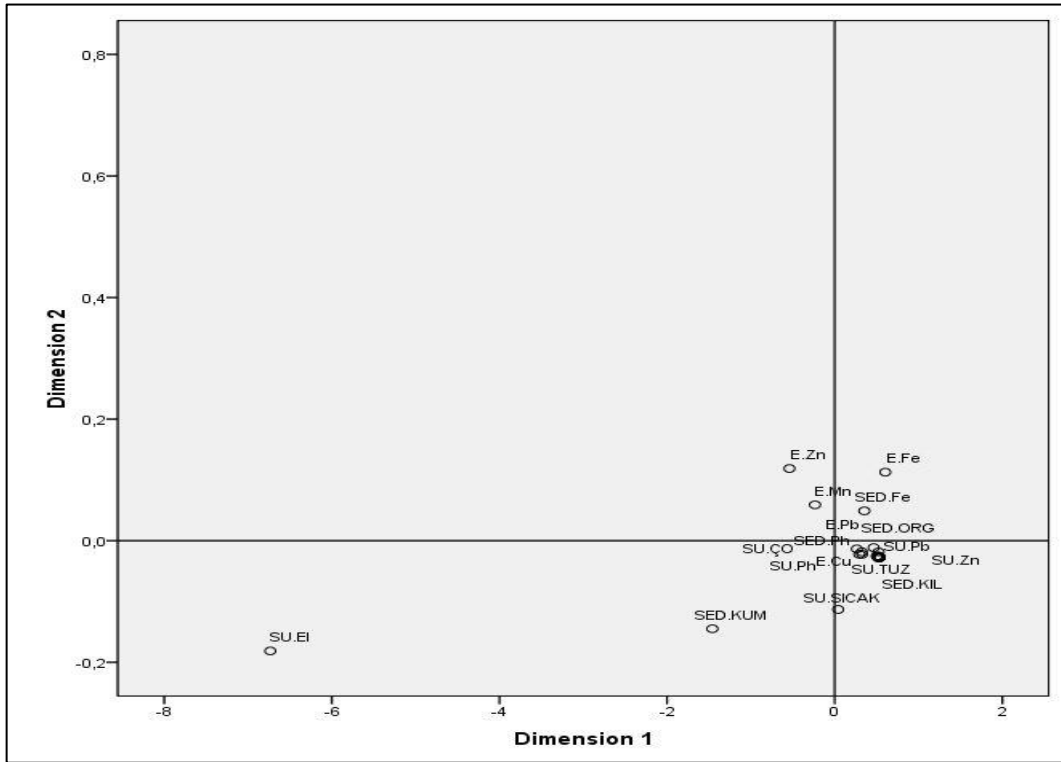
çevresel değişkenlerden birbirleriyle ve ortam kumuyla ilişkili olduğu belirlenmiştir. Bu durum, 5 no'lu istasyondaki bu türlerin sedimente bağımlı yaşamasından besinlerini buradan almasından kaynaklanmaktadır. Bununla birlikte *C. aestuarii* türünün *G. aequicauda* türü üzerinden beslenerek bu metalleri alması da buna etki etmektedir. Stephenson ve Turner (1993), yaptıkları bir çalışmada amfipod *Hyaella azteca* türünün bünyesindeki kadmiyumun önemli bir kısmının ortamlardaki besinlerden aldığını bildirmişlerdir. Yapılan birçok çalışma ortamda bulunan metallerle canlı bünyesinde bulunan metaller arasında önemli bir etkileşim olduğunu bildirmişlerdir (Croteau ve ark., 2001; Pazos-Capeanos ve ark., 2005).



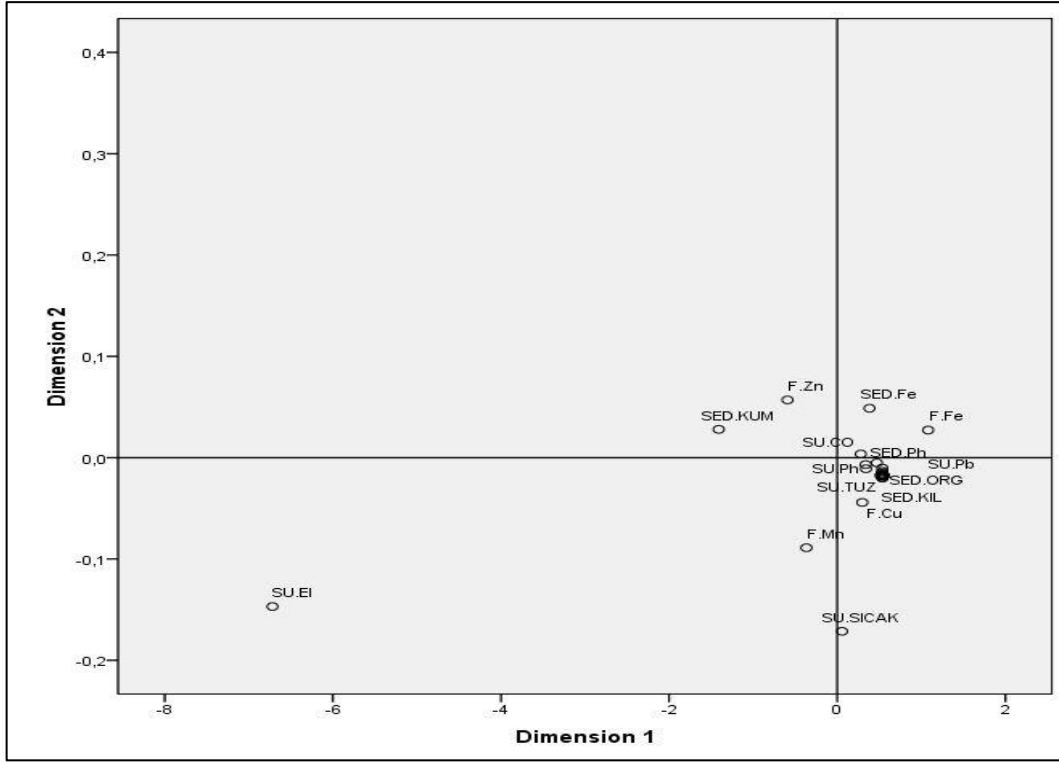
Şekil 55. 1 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi



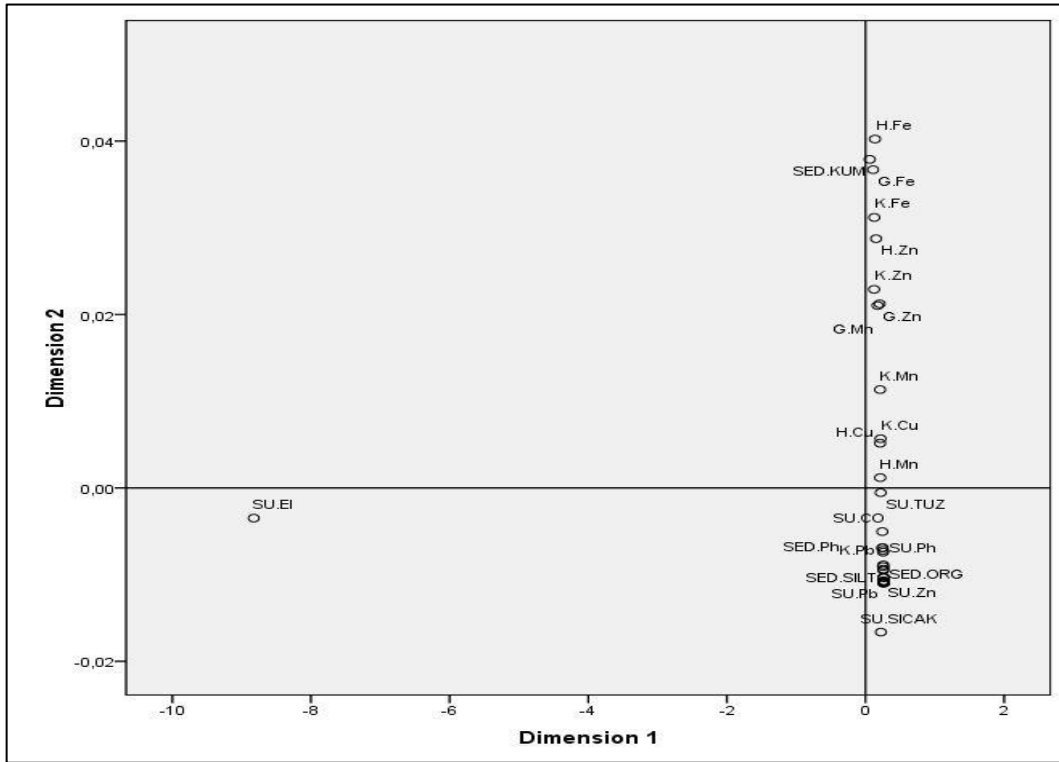
Şekil 56. 2 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi



Şekil 57. 3 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi



Şekil 58. 4 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi



Şekil 59. 5 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi

4.1.7. Kurşunun *Gammarus aequicauda* Üzerine Akut Toksisitesi (LC₅₀)

Tez çalışmasının bu bölümünde; Umurbey Çayı 5 no'lu istasyonda suda belirlenen kurşun miktarının hangi konsantrasyonlara ulaştığında bölgede baskın halde yaşayan amfipod *Gammarus aequicauda* türü üzerindeki ölümcül etkisini belirlemek amacıyla bu canlılar üzerine kurşun akut toksisite (LC₅₀) deneyi yapılmıştır. Statik olarak yürütülen deneyde canlılar her 24 saatte bir kontrol edilerek, ölen bireyler ortamdaki uzaklaştırılmıştır. 96 saat sonunda her kurşun konsantrasyonu için toplam ölen birey sayısı yüzde değere dönüştürülmüş ve bundan faydalanılarak probit değerleri hesaplanmıştır (Çizelge 10).

Çizelge 10. 24, 48, 72, 96 Saatler sonunda deneyde ölen birey sayıları ile 96 saat sonunda ölen bireyler için yüzde ve probit değerleri

Doz (mg L ⁻¹)	Ölen Birey Sayısı				(96 Saat)	(96 Saat)
	24 Saat	48 Saat	72 Saat	96 Saat	Yüzde Değer	Probit Değer
2	1	2	4	8	26,67	4,37
3	2	4	7	11	36,67	4,66
4	4	6	11	14	46,67	4,91
5	4	7	12	16	53,33	5,09
6	5	8	14	19	63,33	5,35

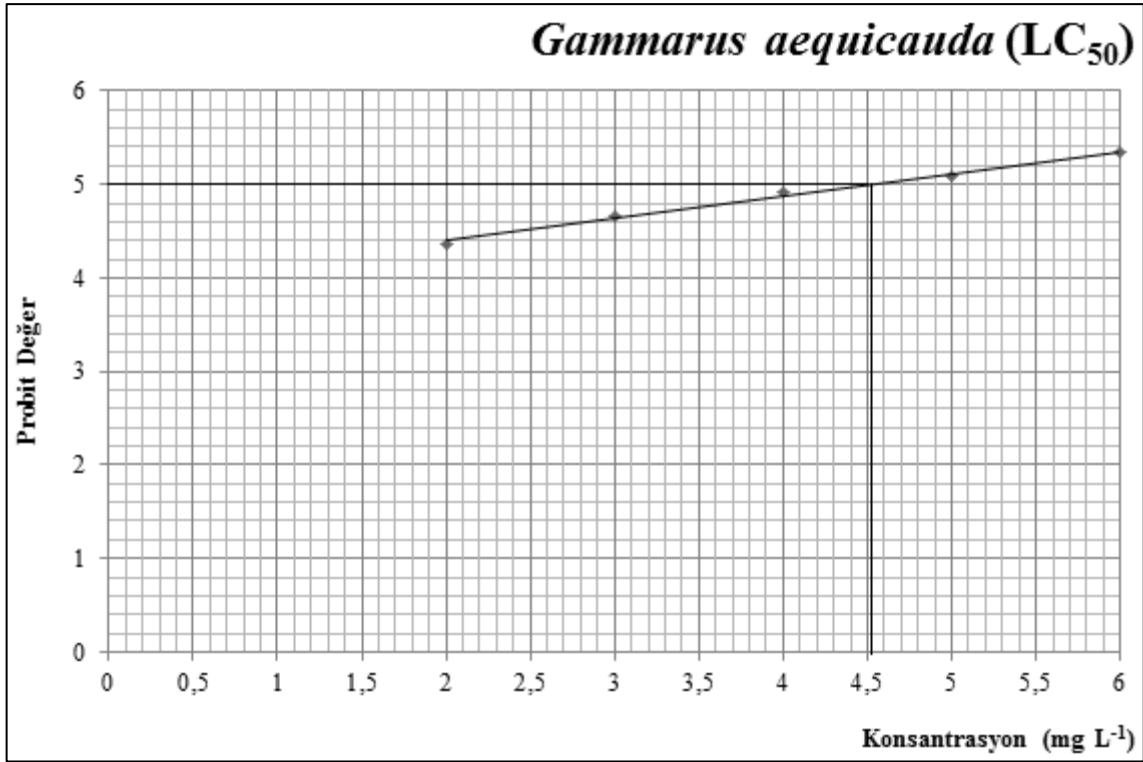
Çizelge 10 incelendiğinde; deney boyunca gözlenen ölüm oranları ortamdaki kurşun miktarının artmasıyla doğru orantılı olduğu görülmektedir. Freedman ve ark. (1980), *Hyallolella azteca* üzerine kurşunun akut toksisitesini araştırmışlar ve ölüm oranlarının artmasının ortamdaki kurşun miktarının artmasıyla ilişkili olduğunu bildirmişlerdir. Bununla birlikte denemede 24, 48 ve 72 saatler sonunda gözlenen ölümlerin %50 'nin altında olmasından dolayı; bu saatler sonundaki LC₅₀ değerlerinin 6 mg L⁻¹ 'den fazla olduğu görülmektedir. Bu durum canlının metale maruz kalma süresiyle açıklanabilir. Tez çalışması kapsamında yapılan bu denemede kurşun metalinin 96 saat sonundaki *Gammarus aequicauda* üzerine LC₅₀ değeri 4,56 mg L⁻¹ olarak hesaplanmıştır (Şekil 60).

Umurbey Çayı'nda belirlenen 5 no'lu istasyonda suda ölçülen kurşun konsantrasyonları tüm mevsimlerde ölçülen değerlerin ortalaması alındığında 0,08 mg L⁻¹ olarak belirlenmiştir. Bu sonuca bakarak; bu istasyondaki tüm mevsimlerde ölçülen kurşun konsantrasyonları amfipod *G. aequicauda* türü için ve bu canlı üzerinden beslenen diğer canlılar için önemli bir risk taşımamaktadır. Ancak Umurbey Beldesinin üst kısımlarında yer alan kurşun-çinko maden işletmesinin varlığı ve bölgede yapılan tarımsal faaliyetler (sulama, ilaçlama, vb.) muhtemel kurşun kirliliği riskini arttırmaktadır.

Çizelge 11. Bazı amfipod türleri için yapılan akut toksisite (LC₅₀) denemeleri

Amfipod Türleri	Metal Cinsi	Sıcaklık °C	Tuzluluk (%)	Deneme Süresi	LC ₅₀ (mgL ⁻¹)	Referans
<i>Corophium insidiosum</i>	Cd-Cu-Pb-Zn	19	-	96 Saat	0,68-0,6->5- 1,9	Reish, 1993
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Pb	13	-	48 Saat 96 Saat	43,8 27,6	Martin ve Holdich, 1986
<i>Echinogammarus meridionalis</i>	Zn	20	-	96 Saat	4,61	Pestana ve ark., 2007
<i>Echinogammarus olivii</i>	Cu-Pb-Zn	15	-	96 Saat	0,25-0,62-1,30	Bat ve ark., 1999a
<i>Elasmopus bampo</i>	Cd-Cu-Pb-Zn	19	-	96 Saat	0,9-0,25->10-12,5	Reish, 1993
<i>Elasmopus bampo</i>	Cd	19,5	35	96 Saat	0,57	Hong ve Reish., 1987
<i>Rhepoxinus abronius</i>	Cd	19,5	35	96 Saat	0,24	Hong ve Reish, 1987
<i>Gammarus aequicauda</i>	Cd-Cu	16	36	96 Saat	0,82-0,71	Prato ve ark., 2006
<i>Gammarus aequicauda</i>	Cd	10, 15	36	96 Saat	1,5-0,10	Prato ve ark., 2009
<i>Gammarus pulex pulex</i>	Cu	15	35	96 Saat	0,1	Güven ve ark. 1999
<i>Gammarus pulex pulex</i>	Pb	19	-	96 Saat	5,2	Bat ve ark., 2000
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	Pb	16	-	96 Saat	0,136	Spehar ve ark. 1978

Farklı amfipod türlerine ait ağır metal çalışmaları Çizelge 11’ de verilmiştir (Selvi ve Akbulut, 2012). Yapılan çalışmalar incelendiğinde; ağır metallerin toksik etkilerinin; metalin türüne, etki süresine, deneylerde kullanılan organizmaların türüne, büyüklüğüne, yaşadığı ortam koşullarına ya da laboratuvar şartlarına göre farklılıklar gösterebileceği görülmektedir. Birçok amfipod türünün kirliliğe karşı oldukça hassas olmasına rağmen *Gammarus aequicauda* türünün kirliliğe karşı daha toleranslı olması; çok geniş sıcaklık (4–28 °C) ve tuzluluk (%o 0,05–50 ppt) aralıklarında yaşamasıyla ve yaşadığı ortamın derişimine adapte olmasından kaynaklanmaktadır (Greze, 1977).



Şekil 60. Kurşun metalinin *Gammarus aequicauda* bireyleri üzerine LC₅₀ değeri

4.1.8. *Carcinus aestuarii* Bireylerinin Farklı Dokularında Kurşun Birikimi

Tez çalışmasının bu bölümünde sublethal dozlarda (0; 0,025; 0,05; 0,1; 1 mg L⁻¹) kurşun konsantrasyonlarına *in vivo* etkide 14 gün süreyle maruz bırakılan yengeç *Carcinus aestuarii* bireylerinin farklı dokularında (solungaç, kas ve hepatopankreas) kurşun birikimlerinin zamana ve konsantrasyonlara bağlı değişimleri incelenmiştir (Çizelge 12). Böylelikle 5 no'lu istasyonda sudaki kurşun miktarının ortamda baskın halde yaşayan *C. aestuarii* dokularında hangi oranda birikim yaptığı belirlenmiştir.

Yapılan üç yönlü varyans analiz sonuçları incelendiğinde; dokuXzaman, dokuXkonsantrasyon, konsantrasyonXzaman ikili interaksiyon etkilerinin ve dokuXkonsantrasyonXzaman üçlü interaksiyon etkisinin istatistiksel olarak önemli olduğu görülmüştür ($p < 0,05$). Dolayısıyla dokuların kurşun birikimi üzerine etkisi konsantrasyon ve zamana göre, konsantrasyonların kurşun birikimi üzerine etkisi dokulara ve zamana göre, zamanın kurşun birikimi üzerine etkisi konsantrasyon ve dokulara göre değişmektedir.

Çizelge 12. Sublethal dozlarda *Carcinus aestuarii* bireylerinde Pb birikimi ($\mu\text{g g}^{-1}$) üç yönlü varyans analizi (Three Way Anova/ Duncan çoklu karşılaştırma testi)

	Zaman	Kontrol 0 mg L ⁻¹ (X±Std.Hata)	Çok Düşük 0,025 mg L ⁻¹ (X±Std.Hata)	Düşük 0,05 mg L ⁻¹ (X±Std.Hata)	Orta 0,1 mg L ⁻¹ (X±Std.Hata)	Yüksek 1 mg L ⁻¹ (X±Std.Hata)
Solungaç	T0 (0.gün)	2,38±0,46 AaI	2,38±0,46 BaI	2,38±0,46 BaI	2,38±0,46 BaI	2,38±0,46 CaI
	T1 (7.gün)	3,21±0,23 AbI	10,78±4,18 BbI	13,11±4,93 BbI	14,52±4,50 BbI	87,72±6,30 BaI
	T2 (14.gün)	2,43±0,12 AcI	25,99±4,47 AbI	29,25±10,90 AbI	33,86±11,29 AbI	118,75±13,23 AaI
Hepato- pankreas	T0 (0.gün)	2,99±0,55 AaI	2,99±0,55 AaI	2,99±0,55 AaI	2,99±0,55 BaI	2,99±0,55 BaI
	T1 (7.gün)	2,10±0,19 AaI	3,30±0,25 AaI	4,11±0,53 AaI	11,76±1,55 BaI	14,68±3,21 BaII
	T2 (14.gün)	2,35±0,32 AbI	5,72±2,90 AbII	8,23±0,91 AbII	33,07±12,23 AaI	35,53±8,38 AaII
Kas	T0 (0.gün)	5,97±0,59 AaI	5,97±0,59 AaI	5,97±0,59 AaI	5,97±0,59 AaI	5,97±0,59 AaI
	T1 (7.gün)	6,03±0,31 AbI	9,45±0,74 AbI	12,43±1,05 AabI	13,16±4,76 AabI	23,97±2,16 AaII
	T2 (14.gün)	4,64±1,18 AcI	12,26±2,85 AbcII	12,81±4,13 AbcII	19,63±6,09 AabII	30,28±11,28 BaII

Not 1: Aynı doku ve konsantrasyonda farklı büyük harflerle gösterilen zaman ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p<0,05$).

Not 2: Aynı doku ve zamanda farklı küçük harflerle gösterilen konsantrasyon ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p<0,05$).

Not 3: Aynı zaman ve konsantrasyonda farklı roma rakamları ile gösterilen doku ortalamaları arasındaki farklar önemlidir ($p<0,05$).

Sucul organizmalar metalleri sudan aktif ya da pasif süreçlerle alma ve bünyesinde biriktirme yeteneğine sahiptir. Sucul ekosistemlerde yaşayan organizmaların dokularında metal birikimi genellikle, metalin maruz kalma süresine, metal türüne, pH, sıcaklık, tuzluluk, sertlik gibi suyun bazı fiziko-kimyasal özelliklerine ve dokulardaki metabolik aktivitelere bağlı olarak değişmektedir. Benzer şekilde canlıların dokularında metal birikimleri de metalin alım oranına, depolanmasına ve atılımına bağlı olarak farklılıklar göstermektedir (Heath, 1987; Langston, 1990).

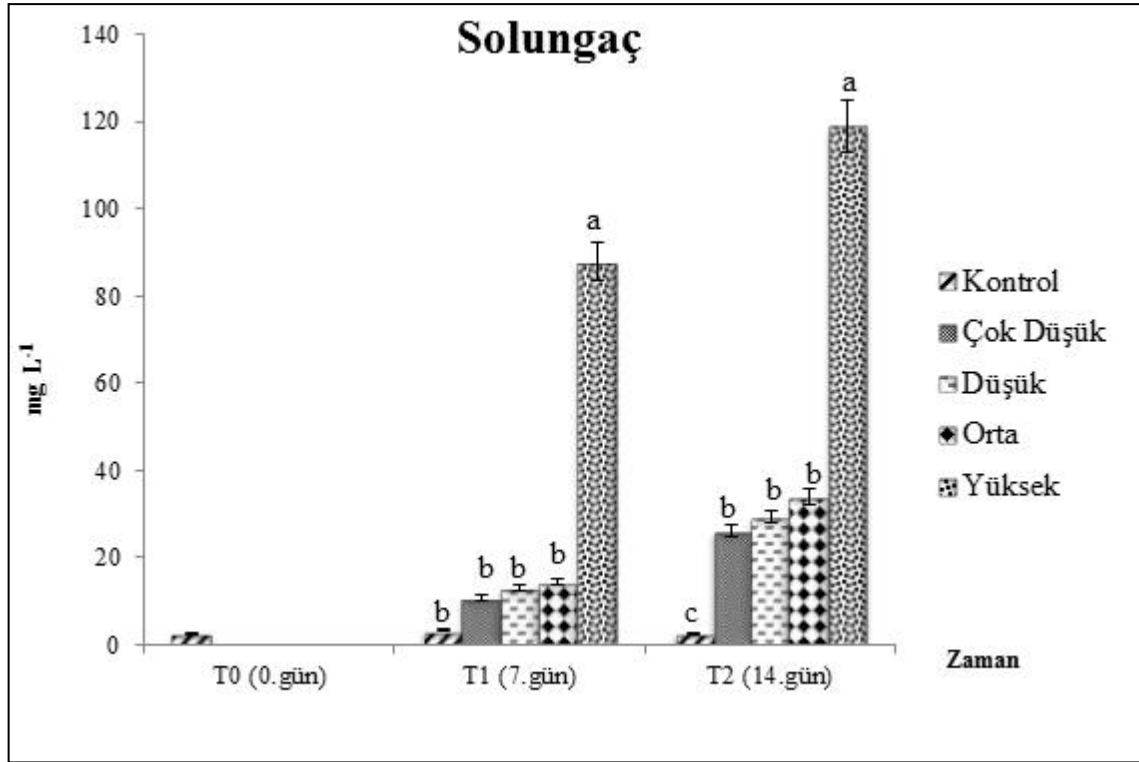
Sucul canlılar için solungaç doğrudan solunumla ilgili bir organdır. Ortamla sürekli temas halinde olduğundan toksikoloji çalışmalarında hedef organ olarak seçilmektedir (Pelgrom ve ark., 1995). Solungaçlar yoluyla bünyeye alınan metaller, taşıyıcı proteinlere bağlı bir şekilde kan yolu ile doku ve organlara taşınmakta ve dokulardaki metal bağlayıcı proteinler tarafından bağlanması sonucu yüksek derişimlere ulaşabilmektedir (Kaya, 2012).

Yapılan çalışmada solungaç dokusunda genel olarak kurşun birikiminin konsantrasyona ve zamana bağlı olarak arttığı görülmektedir (Şekil 61). Solungaç dokusunda en düşük birikim çok düşük dozda 7. günde $10,78 \mu\text{g g}^{-1}$, en yüksek birikim ise 14. günde $118,75 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak saptanmıştır. Çok düşük dozda ve düşük dozda hem 7. günde hem de 14. günde solungaç dokusundaki kurşun birikimi birbirine yakın olup; aralarında istatistiksel olarak fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Bununla birlikte uygulanan tüm dozlarda 0. günden 14. güne kadar solungaç dokusunda giderek artan kurşun birikimi görülmüş ve aralarındaki fark istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

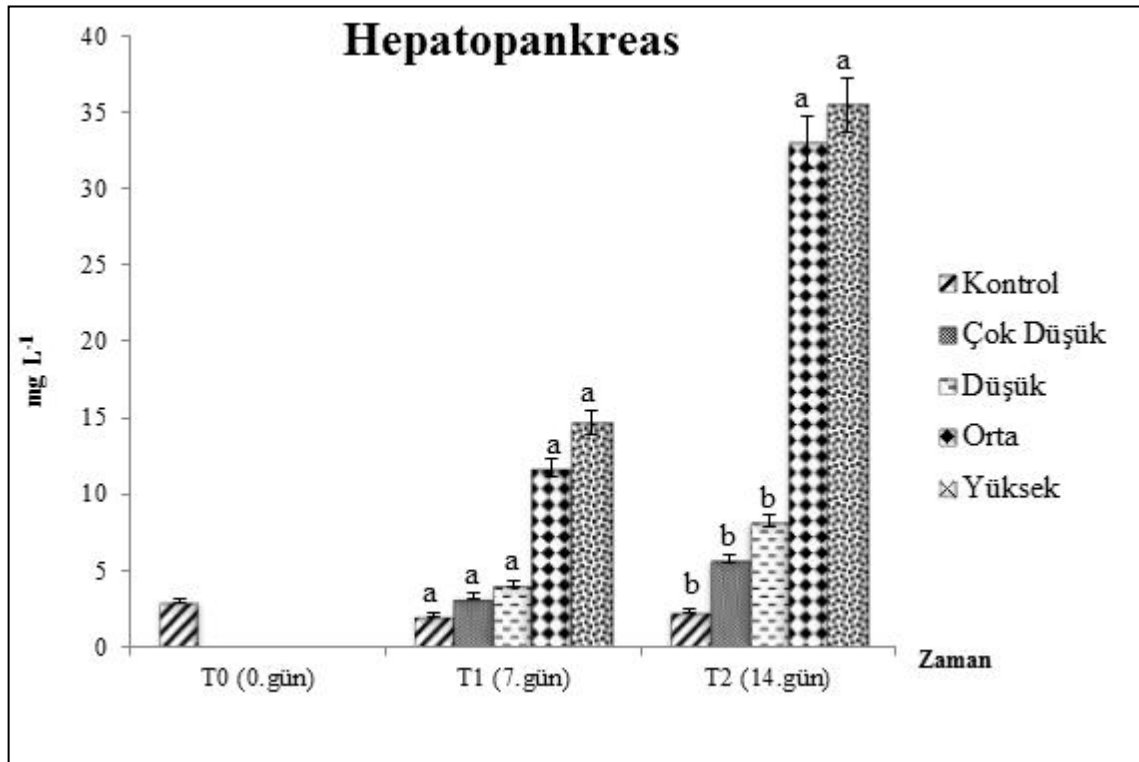
Hepatopankreas dokusunda kurşun birikimi konsantrasyona ve zamana bağlı olarak artış göstermiştir (Şekil 62). Konsantrasyonlarda en düşük birikim 7. günde çok düşük dozda $3,30 \mu\text{g g}^{-1}$, en yüksek birikim ise 14. günde yüksek dozda $35,53 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak saptanmıştır. Yengeçlerin maruz bırakıldığı bütün dozlarda 7. günde tespit edilen kurşun birikimleri arasında istatistiksel olarak fark görülmemiştir ($p>0,05$). 14. günde ise artan dozlarla birlikte hepatopankreas dokusunda görülen kurşun birikimindeki artış istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

Çalışmada uygulanan konsantrasyonları için kas dokusunda en düşük birikim 7. günde çok düşük dozda $9,45 \mu\text{g g}^{-1}$, en yüksek birikim ise 14. günde yüksek dozda $30,28 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak saptanmıştır (Şekil 63). Kas dokusunda çok düşük, düşük ve orta dozlarda hem 7. günde hem de 14. günde görülen kurşun birikimleri birbirine yakın olup; aralarında istatistiksel olarak fark görülmemiştir ($p>0,05$). Buna rağmen yüksek dozda 7. ve 14. günde saptanan kas dokusundaki birikimleri arasındaki fark önemlidir ($p<0,05$).

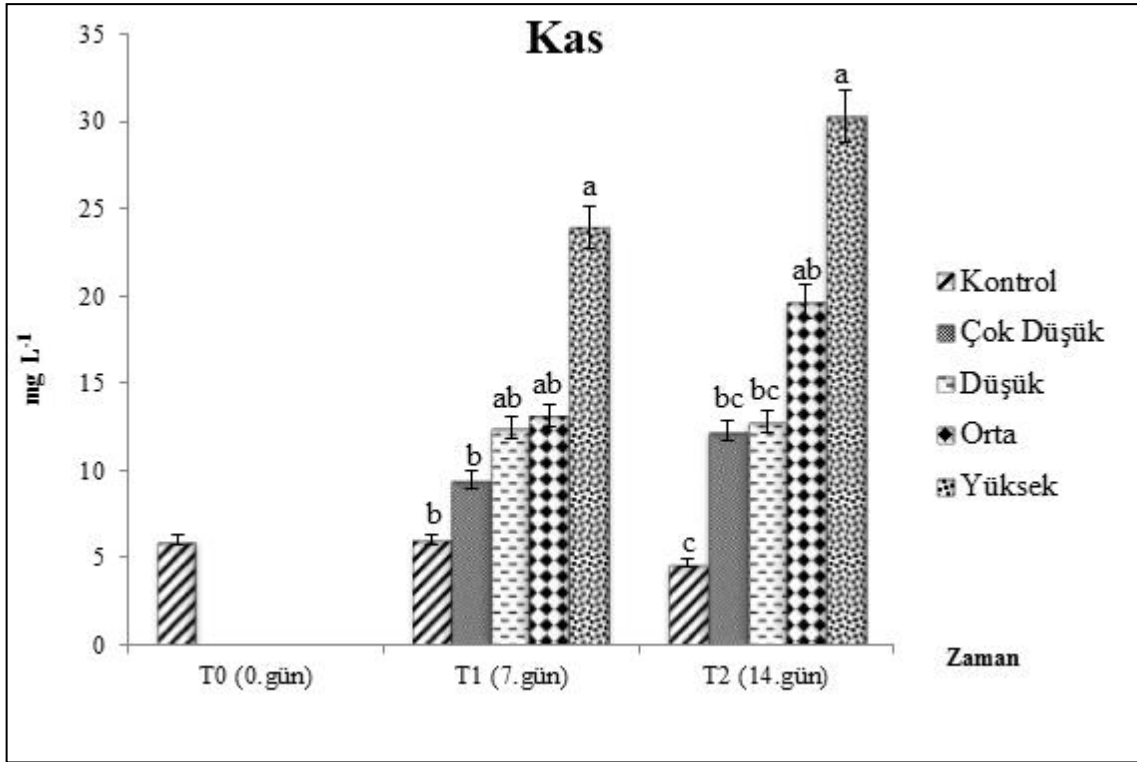
Yapılan 14 günlük toksisite denemesinde çok düşük dozda kurşun ağır metalinin dokulardaki sıralaması; 7. günde solungaç>kas>hepatopankreas ve 14. günde ise solungaç>kas>hepatopankreas şeklinde tespit edilmiştir. Düşük dozda kurşun ağır metalinin dokulardaki sıralaması; 7. günde solungaç>kas>hepatopankreas ve 14. günde ise solungaç>kas>hepatopankreas şeklinde tespit edilmiştir. Orta dozda kurşun ağır metalinin dokulardaki sıralaması; 7.günde solungaç>kas>hepatopankreas ve 14. günde ise solungaç>hepatopankreas>kas şeklinde tespit edilmiştir. Yüksek dozda kurşun ağır metalinin dokulardaki sıralaması; 7.günde solungaç>kas>hepatopankreas ve 14. günde ise solungaç>hepatopankreas>kas şeklinde tespit edilmiştir.



Şekil 61. Solungaç dokusundaki kurşun birikiminin 7. ve 14. günlerde konsantrasyona bağlı değişimi



Şekil 62. Hepatopankreas dokusundaki kurşun birikiminin 7. ve 14. günlerde konsantrasyona bağlı değişimi



Şekil 63. Kas dokusundaki kurşun birikiminin 7. ve 14. günlerde konsantrasyona bağlı değişimi

Ağır metallerin sucul organizma dokularındaki birikimi etkide kalma süresi ve ortam derişimlerine göre değişiklik göstermektedir. Bu çalışmada da yengeç dokularında kurşun birikimi zamana ve konsantrasyonlara göre değişmiştir. Tao ve ark. (1999), *C. auratus*'u farklı kurşun konsantrasyonlarına maruz bıraktıkları deneyde kurşun derişimine bağlı olarak dokulardaki birikimin de arttığını bildirmişlerdir. Yapılan bu tez çalışmasında solungaç kurşun metalinin en fazla biriktiği organ olmuştur. Varanasi ve Markey (1978), yaptıkları bir çalışmada *Oncorhynchus kisutch* üzerine kurşun etkisinin, solungaçlarda mukus salınımını arttırdığını, buna bağlı olarak solungaç dokusundaki kurşun derişiminin arttığını tespit etmiştir. Torreblanca ve ark. (1989), kurşunun *Procambarus clarkii* bireylerinin solungaç filamentlerinde neden olduğu yapısal bozukluk sonucunda yüksek derişimde biriktiğini bildirmişlerdir. Yapılan diğer bir çalışmada farklı kurşun konsantrasyonlarına maruz bırakılan *Tilapia zilli* türü için kurşun metalinin en fazla biriktiği organ solungaç dokusu olarak bildirilmiştir (Karataş ve Kalay, 2002).

Sucul organizmalar farklı metallerin birikimlerinin incelendiği araştırmalarda karaciğerin metalleri diğer organlara göre daha fazla biriktirdiği belirtilmektedir (Tulasi ve ark., 1992; Allen, 1994; Roesijadi ve Robinson, 1994). Karaciğer, vücuda giren metallerin

kimyasal değişikliğe uğramasında, atılım ve detoksifikasyonunda önemli görevleri olan bir organdır (Çoğun, 2008). Bu görevi yengeçlerde hepatopankreas isimli organ üstlenmiş olup; sucul ekosistemden alınan metallerin detoksifikasyonu, Metallothionein (MT) gibi metal bağlayıcı proteinlere bağlayarak gerçekleştirmektedir (Heath, 1987). Bu çalışmada hepatopankreas, kas dokusu ile birlikte en az kurşun biriktiren metal olarak bulunmuştur. Bunun sebebinin MT gibi metal bağlayıcı proteinlerin kurşun bağladığına dair kanıtların olmaması olduğu düşünülmektedir (Reichert ve ark., 1979; Roesijadi ve Robinson, 1994). Linde ve ark. (1999), alabalık ve yılan balığında bakır ve kurşun birikim ve MT sentezinin üzerine etkileri ile ilgili yaptıkları bir çalışmada bakırın MT' lere bağlandığını, kurşunun ise böyle proteinlerin sentezine neden olmadığını saptamışlardır.

Sucul organizmalarda kas dokusu düşük metabolik aktivite yüzünden metal birikiminde diğer dokulardan daha az aktiftir (Koç, 2009; Kaya, 2012). Bu çalışmada en düşük kurşun birikimleri *Carcinus aestuarii* bireylerinin kas dokusunda tespit edilmiştir. Canlı dokularıyla ilgili yapılan farklı metal birikim çalışmalarında kaslar en az metal biriktiren organlar olarak bulunmuştur (Ay ve ark., 1999; Atlı ve Canlı, 2007; Kaya, 2012).

Çoğun (2008); yaptığı tez çalışmasında tilapia ve sazani sublethal bakır ve kurşun konsantrasyonlarına maruz bırakmış ve metal birikimini incelemiştir. Kurşun metalinin dokulardaki birikimini sırasıyla böbrek>solungaç>karaciğer>kas şeklinde iken, bakır etkisinde karaciğer>böbrek>solungaç>kas şeklinde olmuştur. Atlı ve ark. (2007), 0; 5; 10 ve 20 µM kurşun konsantrasyonlarına 14 gün boyunca maruz bıraktıkları tilapia balığında en fazla birikim yapan organ olarak solungaçları, sonra karaciğer ve kas olarak bulmuşlardır. Su ve ark. (2009), Manila Körfezi'nden topladıkları yengeçlerde yaptığı çalışmada solungaç dokusunun kaslardan daha fazla kurşun ve kadmiyum biriktirdiğini bildirmişlerdir. Bu çalışmada elden edilen veriler yapılan önceki çalışmalarda elde edilen bulgularla benzerlik göstermektedir (Ay ve ark., 1999; Linde ve ark., 1999; Atlı ve ark., 2007; Çoğun, 2008).

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçların Değerlendirilmesi

Bu tez çalışmasında; Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı'nda belirlenen 5 istasyonda suyun ve sedimentin fiziko-kimyasal parametreleri, suda, sedimentte ve makro omurgasız canlı dokularında ağır metal birikimleri tespit edilmiştir. Bununla birlikte 5 no'lu istasyonda baskın halde yaşayan amfipod *Gammarus aequicauda* bireyleri üzerine kurşun metalinin öldürücü konsantrasyon değeri; farklı kurşun konsantrasyonlarına maruz kalan yengeç *Carcinus aestuarii* dokularında kurşun metalinin ne kadar birikim yaptığı; tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

5.1.1. Fiziko-Kimyasal Parametre Sonuçları

Umurbey Çayı ve Barajı'nda suda ölçülen fiziko-kimyasal parametre sonuçlarına göre su sıcaklığı değerlerinin, mevsimlere göre değiştiği, istasyonlar arası sıcaklık değerlerinin ise birbirine paralel bir eğilimde olduğu belirlenmiştir. 5 no'lu istasyonda suda ölçülen tuzluluk değerleri bu istasyonun denize karıştığı bölge olmasından dolayı diğer istasyonlardan daha yüksektir. En düşük pH değerleri asidik maden drenajı nedeniyle 2 no'lu istasyonda; en yüksek pH değerleri ise bölgenin acı su olmasından dolayı 5 no'lu istasyonda ölçülmüştür. Elektrik iletkenlik değerleri tuzluluk değerlerine paralel olarak yine 5 no'lu istasyonda yüksek değerlerde belirlenmiştir. Maden işletmesinin atık sularını bölgeye boşaltması ve bölgenin sığ olması nedeniyle en düşük çözünmüş oksijen değerleri 2 no'lu istasyonda saptanmıştır. Suyun fiziko-kimyasal parametreleri ele alındığında Umurbey Çayı ve Barajı'nın bu parametrelere göre 1. kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Sedimentte ölçülen % nem değerleri 1 ve 2 no'lu istasyonda bu bölgelerin sediment yapısı nedeniyle daha düşüktür. Sedimentte ölçülen pH değerlerinin ise 6,52 ile 7,95 arasında değişim gösterdiği; 1 ve 2 no'lu istasyonlarda nötr, diğer istasyonlarda ise hafif alkali düzeyde olduğu tespit edilmiştir. Elektrik iletkenliği değeri 5 no'lu istasyon sedimentinde tüm mevsimlerde diğer istasyonlardan daha yüksek değerlerde saptanmıştır. Yapılan analizler sonucu; Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinin akıntı hızının da etkisiyle çok az miktarda organik madde içerdiği belirlenmiştir. 1 ve 2 no'lu istasyon sedimentinin yapısı pH değerlerine de bağlı olarak az kireçli, diğer istasyonlar ise orta kireçli olarak bulunmuştur. Bununla birlikte yapılan bünye analizleri sonucunda Umurbey Çayı ve Barajı sediment yapısının kumlu ve tınlı olduğu tespit edilmiştir.

5.1.2. Ağır Metal Birikim Sonuçları

Umurbey Çayı ve Barajı'nda sudaki kurşun ve çinko konsantrasyonlarının gerek bölgenin jeokimyasal yapısı, gerekse bölgede yer alan kurşun-çinko maden işletmesi nedeniyle 1 ve 2 no'lu istasyonlarda oldukça yüksek değerlerde olduğu gözlenmiştir. Ayrıca bu metaller yaz mevsiminde en düşük, kış mevsiminde en yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. Metal konsantrasyonlarının yaz mevsiminde en düşük ölçülmesinde bölgenin sıg olması ve buharlaşmanın bu mevsimde artmasının etkisi büyüktür. Bununla birlikte bu metallerin kış mevsiminde suda yüksek konsantrasyonlarda ölçülmesindeki sebeplerinin başında maden işletmesinin özellikle kış aylarında faaliyet göstermesi ve yağışlar gelmektedir. Mevsimler ve istasyonlar ele alındığında; tez çalışması kapsamında Umurbey Çayı ve Barajı'nda suda ölçülen yıllık ortalama ağır metal konsantrasyonları Cd; 0,004 - Cu; 0,044 - Fe; 1,026 - Mn; 0,664 - Pb; 0,293 ve Zn; 0,581 mg L⁻¹ olarak saptanmıştır. Bu konsantrasyonlar EPA (2006) tarafından izin verilen değerlerin üzerinde; bununla birlikte SKKY (1991) tarafından sulama suyunda izin verilen değerlerin altında bulunmuştur.

2 no'lu istasyon sedimentinde yüksek değerlerde ölçülen kurşun ve çinko metallerinin buharlaşmanın da etkisiyle yaz mevsiminde diğer mevsimlerden fazla biriktiği; kış mevsiminde ise yağışların da etkisiyle akıntı hızına bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Bununla birlikte sedimentte ölçülen mangan konsantrasyonlarının ortamdaki yetersiz oksijen nedeniyle 2 no'lu istasyonda ve yaz mevsiminde arttığı belirlenmiştir. Mevsimler ve istasyonlar ele alındığında; tez çalışması kapsamında Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde ölçülen yıllık ortalama ağır metal konsantrasyonları Cd; 0,002 - Cu; 0,049 - Fe; 5,915 - Mn; 0,583 - Pb; 0,018 ve Zn; 0,851 mg g⁻¹ olarak saptanmıştır. Bu konsantrasyonlar çinko haricinde TGK (2010) tarafından izin verilen değerlerin altında bulunmuştur. Buna ek olarak Umurbey Çayı ve Barajı sedimentinde tüm istasyonlarda ve mevsimlerde ölçülen ortalama metal konsantrasyonları; Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd şeklinde olduğu belirlenmiştir.

Umurbey Çayı ve Barajı'ndan yakalanan makro omurgasız canlılarda saptanan metal birikimleri; türlerin çeşitliliğine, beslenme şekillerine, üreme ve büyüme özelliklerine bağlı olarak farklılıklar göstermiştir. Canlıların dokularında en fazla birikim gösteren metal demir ve çinko; en az birikim gösteren metal kadmiyum olarak belirlenmiştir.

Tez çalışması kapsamında yapılan MDS analizlerine göre; suda, sedimentte ve makro omurgasız canlılarda birikim gösteren metallerin birbirleriyle ve fiziko-kimyasal parametrelerle büyük oranda ilişkili olduğu görülmüştür. Makro omurgasız dokularında ölçülen metal biyoakümüülasyonunda sedimentin önemli ölçüde etkisinin olduğu, bu canlıların metalleri bünyelerinde düzenleyebildiği belirlenmiştir.

5.1.3. Toksikite Deneyleri Sonuçları

Umurbey Çayı'nın Çanakkale Boğazına döküldüğü 5 no'lu istasyonda suda kurşun konsantrasyonu yıllık ortalama $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ olarak belirlenmiştir. Ancak tarımsal ve madensel faaliyetler nedeniyle bölgede artması muhtemel kurşun birikiminin hangi konsantrasyonlara ulaştığında amfipod *Gammarus aequicauda* bireylerini etkileyebileceğini (LC_{50}) belirlemek amacıyla yapılan 96 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda bu değer $4,56 \text{ mg L}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç *G. aequicauda* türü için bir risk taşımamaktadır.

Dokularında kurşun miktarının hesaplanması için *Carcinus aestuarii* bireyleri farklı kurşun konsantrasyonlarına ($0,025; 0,05; 0,1; 1 \text{ mg L}^{-1}$) maruz bırakılmıştır. 14 gün boyunca *in vivo* etkide farklı kurşun konsantrasyonlarına maruz bırakılan yengeç dokularında kurşun birikimi etkide kalma süresi ve derişime bağlı olarak değişmiştir. Etkide kalma süresi ve derişime bağlı olarak dokularda kurşun birikimi sırasıyla, solungaç>hepatopankreas>kas şeklinde olmuştur.

5.2. Öneriler

Doğal veya antropojenik etkilerle oluşan ağır metal kirliliği, canlıların yaşamını sürdürebilmesi açısından büyük önem taşımaktadır. Ağır metallere dolayısıyla sucul ekosistemlerde oluşabilecek olumsuzlukların besin zinciri yoluyla tüm canlıları ve dolayısıyla insan sağlığını da etkilemesi muhtemeldir.

Ülkemizde makro omurgasız canlılarda ağır metal birikimleri ve toksisitesi ile ilgili çalışmalar sınırlıdır. Bu canlıların besin zincirinde alt sıralarda yer aldığı ve ekonomik değeri olan balıkların en önemli besin kaynağı olduğu düşünülürse; bünyelerinde meydana gelebilecek değişikliklerin tüm ekosistemi etkileyebileceği öngörülmektedir.

Sonuçlara bakılarak yapılan tez çalışmasıyla ilgili şu öneriler yapılabilir;

- Umurbey Beldesinin üst kısımlarında yer alan maden işletmesinin atık barajını kullanıp kullanmadığı yetkili kuruluşlarca düzenli olarak kontrol edilmelidir.
- Bölgedeki aktif durumunu sürdürebilmesi için maden işletmesine gerekli izinler verilirken tarımsal sulama alanları da dikkate alınmalıdır.
- Ayrıca ilgili kurumlarca çevre kirliliği konusunda halkın bilinçlenmesine destek sağlayabilecek yerel düzeyde birimleri oluşturulmalıdır.
- Bölgedeki kirlilik izleme çalışmaları suda, sedimentte, diğer sucul canlılarda, toprak ve bitkilerde devam ettirilmelidir.

- Bölgede yüksek konsantrasyonlarda bulunan çinko ve bununla beraber diğer metallerin ortamda yaşayan sucul canlılar üzerine etkilerini belirlemek için akut ve kronik deneylerle devam ettirilmelidir.
- Sularda sıcaklık artışı veya pH düşüşü gibi durumlarda metallerin canlılar üzerindeki toksisitesinin farklı olabileceği tahmin edilmektedir. Bu nedenle küresel ısınmanın boyutları da göz önüne alınarak suyun fiziko-kimyasal parametreleri ile canlı dokularında birikim gösteren metaller arasındaki ilişkiler laboratuvar deneyleri ile devam ettirilmelidir.
- Canlıların çeşitli gelişim evrelerinde ve zamana bağlı olarak bünyelerindeki ağır metal birikim düzeylerinde farklılık olabileceği de varsayılarak, yapılacak ağır metal birikim ve toksisite çalışmalarında canlıların üreme periyotları, hatta erkek ve dişi olma özellikleri de dikkate alınarak incelenmelidir.
- Metallerin besin zincirindeki taşınımaları göz önüne alınarak; balıkların önemli besin kaynağı olan makro omurgasızların dokularındaki metallerin, balıklarda ne oranda birikim yaptığı; bununla birlikte bölgede yaşayan balıklarda metal alım ve atılım mekanizmaları incelenmelidir.
- Dokuda birikim gösteren metallerin, sucul organizmalar üzerine etkilerini belirlemek amacıyla biyomarkırlar (Na^+ , K^+ , -ATPaz, GSH, TBARS) kullanılarak bölgede kirlilik izleme çalışmaları yapılmalıdır.

KAYNAKLAR

- Abdel-Baky T.E., ve Zyadah M.A., 1998. Effect of Accumulation of Copper, Cadmium, and Zinc on Some Biological Parameters of Some Marine Fishes from the Northern Region of Lake Manzalah, Egypt. *J. Egypt. Gr. Soc. Zool.*,27 (B): 1-19.
- Abdel-Baky T.E., Hagraş A.E., Hassan S.H. ve Zyadah M.A., 1998. Environmental Impact Assessment of Pollution in Lake Manzala, I-Distribution of Some Heavy Metals in Water and Sediment. *J. Egypt. Gr. Soc. Zool.*, 26 (B): 25-38.
- Aberhart A.R., Larson G.L. ve Mathews J.R., 1984. Heavy Metals in Surficial Sediments of Fontana Lake, North Carolina. 18(13): 351–354.
- Adams W.J., Conard B., Ethier G., Brix K.V., Paquin P.R. ve Di Toro D., 2000. The Challenges of Hazard Identification and Classification of Insoluble Metals and Metal Substances for the Aquatic Environment. *Human and Ecological Risk Assessment.*,6: 1019-1038.
- Ağcasulu Ö., 2007. Sakarya Nehri Çeltikçe Çayı'nda Yaşayan *Capoeta tinca* (Heckel, 1843)'nın Dokularında Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Ahsanullah M. ve Palmer D.H. 1980. Acute Toxicity of Selenium to Three Species of Marine Invertebrates, with Notes on a Continuous Flow Test System. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 31: 795-802.
- Ahsanullah M., Negilski D.S. ve Tawfik F., 1980. Heavy metal content of *Callianassa spp.* in Western Port. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 31: 847–850.
- Akbulut M., Kaya H., Çelik E.Ş., Odabaşı D.A., Sağır O.S. ve Selvi K., 2010. Assessment of Surface Water Quality in the Atikhisar Reservoir and Sarıçay Creek (Çanakkale, Turkey). *Ekoloji*, 19 (74): 139–149.
- Akçay H., Oğuz A. ve Karapire C., 2003. Study of Heavy Metal Pollution and Speciation in Büyük Menderes and Gediz River Sediments. *Water Research*, 37: 813–822.
- Akgün M., 2006. Sakarya Nehri Çeltikçi Çayı'ndaki Tatlı Su Kefallerinin (*Leuciscus cephalus* L., 1758) Dokularında Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Aksun F.Y., 1986. Karamık Gölünde Yaşayan Turna Balıklarında (*Esox lucius* L., 1758) Ağır Metal Birikimi. *VIII. Ulusal Biyoloji Kongresi*, İzmir. 2: 454-456.

- Alhas E, Oymak S.A. ve Karadede A.H., 2009. Heavy Metal Concentrations in Two Barb (*Barbus xanthopterus* and *Barbus rajanorum mystaceus*) from Atatürk Dam Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148: 11-18.
- Allen P., 1994. Accumulation Profiles of Lead and the Influence of Cadmium and Mercury in *Oreochromis auereus* during Chronic Exposure. *Toxicol. Environ. Chem.*, 44: 101-112.
- Allison L.E. ve Moddie C.D., 1965. Carbonate Methods of Soil Analysis, Part 2. *Agronomy*, 9: 1379-1400.
- Anonim, 1987. *Life Systems, Inc, Drinking Water Criteria Document on Nitrate/Nitrite, Final Draft*. EPA, Office of Drinking Water, Washington DC.
- Anonim, 1989. *Maximum Residue Limits in Foods and Animal Feedstuffs Pesticides, Agricultural Chemicals, Feed Additives and Veterinary Medicines*. National Health & Medical Research Council, Austrilian Govertment, Publishing Sevice, Canberra.
- Anonim, 1994. *Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, Andoils*. Method EPA 3051, Washington.
- Anonim, 1996. *Trace Elements in Human Nutrition and Health*. World Health Organization, Geneva.
- Anonim, 1998. *Kirlilik Deneyleri - Yöntemler ve Sonuçların Değerlendirilmesi*. Tarım ve Köy işleri Bakanlığı, Bodrum Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, 11: 176-180.
- Anonim, 2004. *Su Kirliliği Kalite Yönetmeliği*. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Anonim, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APPA, AWWA, Washington.
- Anonim, 2006a. *National Recommended Water Quality Criteria (4304T)*. United States Office of Water, Office of Science and Technology, Washington. 25 p.
- Anonim, 2006b. *Umurbey Ovasında Pb-Zn Ağır Metallerinin Kirlettiği Sulama Sularının Toprak ve Bitki üzerindeki etkisi*. DSİ Raporu. 1-22.
- Anonim, 2007. *Çanakkale İli Çevre Durum Raporu*. Çanakkale Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü. 241-247.

- Anonim, 2008. *Guidelines for Drinking Water Quality – WHO (3rd Ed: 1). Incorporating the First and Second Addenda, Recommendations*, Geneve.
- Araujo M.F., Valerio P. ve Jouanneau J.M., 1998. Heavy Metals Assessment in Sediments of the Ave River Basin (Portugal) by Energy-Dispersive x-Ray Fluorescence Spectrometry, X-Ray. *Spectrometry*, (27): 305-312.
- Argese E.C., Bettiol C., Rigo S., Bertini S., Colomban P. ve Ghetti F., 2005. Distribution of Arsenic Compound in *Mytilus galloprovincialis* of the Venice Lagoon, Italy. *Science of the Total Environment*, (15): 267- 277.
- Arıman S., Cüce H., Özbayrak E., Bakan G. ve Büyükgüngör H., 2007. Orta Karadeniz Kıyı Şeridi Nehirleri Su Ve Sediman Ortamlarında Ağır Metal Kirliliği İzlenmesi. *7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, İzmir. 863-868.
- Armitage P.D., Cranston P.S. ve Pinder L.C.V., 1995. *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Bitingmidges*. Chapman&Hall, London. 572 p.
- Atlı G. ve Canlı M., 2007. Enzymatic Responses to Metal Exposures in a Freshwater Fish *Oreochromis niloticus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 145: 282-287.
- Ay Ö., Kalay M. ve Canlı M., 1999. Copper and Lead Accumulation in Tissues of Freshwater Fish *Tilapia zillii* and Its Effects on the Branchial Na,K-ATPase Activity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 62: 160-168.
- Aydın, M.N. ve Yıldız, S., 2004. Konya Ana Tahliye Kanalında Ağır Metal Kirliliğinin ICP-AES Tekniği ile İncelenmesi. *I.Ulusal Çevre Kongresi*, Sivas.
- Bakan G. ve Şenel B., 2000. Samsun Mert Irmağı Karadeniz Deşarjında Yüzey Sediman (Dip Çamur) ve Su Kalitesi Araştırması. *Tr. J. Engin. Environ. Sci.* 24: 135-141.
- Balkıs N., 1997. Erdek Körfezi Sedimentlerinin Jeokimyası (Doktora Tezi). İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Balkıs N. ve Algan O., 2005. *Marmara Denizi Yüzey Sedimentlerinde Metallerin Birikimi ve Denetleyen Mekanizmalar-Deniz Kirliliği*. Tüdev Yay., İstanbul. 21: 512 s.
- Balkıs N. ve Aksu A., 2012. Batı Karadeniz Şelfi'nde Suda, Midyede ve Yüzey Sedimentlerinde Metal Kirliliği. *Ekoloji* 21 (82): 56-64.

- Barak N.A.E. ve Mason C.F. 1989. Heavy Metals in Water, sediment and Invertebrates from Rivers in Eastern England. *Chemosphere* 19: 1709-1714.
- Barlas N., 1998. A Pilot Study of Heavy Metal Concentration in Various Environments and Fishes in the Upper Sakarya River Basin, Turkey. *Environmental Toxicology*, 14 (3): 367–373.
- Barlas M., Yılmaz F., İmamoğlu Ö. ve Akboyun Ö., 2000. Yuvarlakçay (Köyceğiz-Muğla)'ın Fiziko-Kimyasal ve Biyolojik Yönden İncelenmesi. *Su Ürünleri Sempozyumu Kitabı*, Sinop. 249-265.
- Baron J., Legret M. ve Astruc M., 1990. Study of Interactions Between Heavy Metals and Sewage Sludge: Determination of Stability Constants and Complexes Formed with Cu and Cd. *Environ. Technol.* 11: 151-162.
- Başkaya H.S. ve Teksoy A. 1997. Topraklarda Ağır Metaller ve Ağır Metal Kirliliği. *I. Uludağ Çevre Mühendisliği Sempozyumu*, Bursa. 763-771.
- Başarı A, Türkmen G. ve Akyüz T., 1998. İstanbul Boğazı'ndan Toplanan *Mytilus galloprovincialis* Örneklerinde Eser ve Toksik Element Düzeyleri. *İstanbul Üni., Veteriner Fakültesi Dergisi* 25 (1): 97- 105.
- Bat L. ve Raffaelli D., 1998. Sediment Toxicity Testing: A Bioassay Approach Using the Amphipod *Corophium volutator* and the Polychaete *Arenicola marina*. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, 217-239.
- Bat L., Çulha M., Akbulut M., Gündoğdu A. ve Sezgin M., 1998a. Toxicity of Zinc and Copper to the Hermit Crab *Diogenes pugilator*. *Turkish J. Mar. Sci.*, 4: 39-48.
- Bat L., Öztürk, M. ve Öztürk M., 1998b. *Patella caerulea* as a Biomonitor of Coastal Metal Pollution. *Celal Bayar Üniversitesi Fen-Ed. Fak. Dergisi*, 1: 142-147.
- Bat L., Öztürk M. ve Öztürk M., 1998c. Heavy Metal Concentrations in Some Fish and Crab from the Black Sea of Turkey. *Celal Bayar Üniversitesi Fen-Ed. Fak. Dergisi*, Sayı 1: 148-155.
- Bat L., Gündoğdu A., Sezgin M., Çulha M., Gönlügür G. ve Akbulut, M. 1999a. Acute Toxicity of Zinc, Copper and Lead to Three Species of Marine Organisms from Sinop Peninsula, Black Sea. *Tr. J. Biology*, 23 (4): 537–544.

- Bat L., Sezgin M., Gündoğdu A. ve ulha M., 1999b. Toxicity of Zinc, Copper and Lead to *Idotea baltica* (Crustacea, Isopoda). *Tr. J.Biol.*, 23: 465-472.
- Bat L., Akbulut M., ulha M., Gündoğdu A. ve Satılmış H.H., 2000. Effect of Temperature on the Toxicity of Zinc, Copper and Lead to the Freshwater Amphipod *Gammarus pulex* (L.)*Tr. J. Zoology*, 24 (4): 409-415.
- Bat L., Gündoğdu A., Akbulut M., ulha M. ve Satılmış H.H., 2001. Toxicity of Zinc and Lead to the Polychaete (*Hediste diversicolor* Müller 1776). *Turkish J. Marine Sci.* 7: 71 – 84.
- Belgemen T. ve Akar N., 2004. Çinkonun Yaşamsal Fonksiyonları ve inko Metabolizması ile İlişkili Genler. *Ankara Üniversitesi Tıp Fakültesi Mecmuası*, 57 (3): 161-166.
- Bell F.G, Bullock S.E.T, Halbich T.F.J. ve Lindsay P., 2001. Environmental Impacts Associated with an Abandoned Mine in the Witbank Coalfield, South Africa. *International Journal of Coal Geology.*, 45: 195-216.
- Berthet B., Mouneyrac C., Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Berthelot Y., Le Hen A., Mastain O., Rainbow P.S. ve Smith B.D., 2003. Accumulation and Soluble Binding of Cadmium, Copper, and Zinc in the Polychaete *Hediste diversicolor* from Coastal Sites with Different Trace Metal Bioavailabilities. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 45: 468-478.
- Black M.M., 2003. The Evidence Linking Zinc Deficiency with Childrens Cognitive and Motor Functioning. *Jornal of Nutition*, 133: 1473- 1476.
- Blumenthal S., Lewand D., Sochanik A., Krezoski S. ve Petering D.H., 1994. Inhibition of Na⁺ Glucose Cotransport in Kidney Cortical Cells by Cadmium and Copper: Protection by Zinc. *Toxicology and Applied Pharmacology* 129 (2): 177-187.
- Boran M. ve Karaçam, H., 1996. Deđirmendere ve Karadere’de (Trabzon, Türkiye) Kirletici Akılarının Mevsimsel Değişimi. *Ege Üni. Su Ürün. Fak. Su Ürünleri Dergisi*, Cilt No:13, Sayı:3-4, 396.
- Bossuyt B., 2004. Acclimation of Freshwater Organisms to Copper: Effects on Homeostasis and Tolerance, PhD Dissertation (Doktora Tezi). University Ghent, Belgium.

- Bouyocuos G.J., 1951. A Recalibration of Hydrometer Method for Making Mechanical Analysis of Soils. *Agronomy Journal*, 43: 434-438.
- Brinkhurst R.O., 1974. *The Benthos of Lakes*. St. Martins Press, Macmillan, London.
- Brown A.C. ve McLachlan A., 1994. Ecology of Sandy Shores. *Elsevier*, Amsterdam. 328.
- Bryan G.W., 1976. Some Aspects of Heavy metal Tolerance in Aquatic Organisms, In: Lockwood (Ed.), *Effects of Pollutants on Aquatic Organisms*, Cambridge Universty Press., 7-34.
- Bryan G.W. ve Hummerstone L.G., 1971. Adaptation of the Polychaete *Nereis diversicolor* to Estuarine Sediments Containing High Concentrations of Heavy Metals. I. General Observation and Adaptation to Copper. *J. Mar. Biol. Ass.* 51: 845-863.
- Bryan G.W. ve Hummerstone L.G., 1973. Adaptation of the Polychaete *Nereis diversicolor* to Estuarine Sediments Containing High Concentrations of Zinc and Cadmium. *J.Mar. Biol. Ass.* 53: 839-857.
- Bryan G.W. ve Gibbs P.E., 1983. Heavy Metals in The Fal Estuary, Cornwall: a study of Long-term contamination by Mining Waste and its Effects on Estuarine Organisms. *J. Mar Biol. Ass.* 2: 1-112.
- Bryan G.W. ve Langston W.J., 1992. Bioavailability Accumulation and Effect of Heavy Metals in Sediments with Special Reference to United Kingdom Estuaries, a Review. *Environmental Pollution*, (76): 89-131.
- Bryant V., Newbery D.M., McLusky D.S. ve Campbell R., 1985. Effect of Temperature and Salinity on the Toxicity of Arsenic to Three Estuarine Invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Tubifex costatus*). *Mar. Ecol. Prog.*, 24: 129-137.
- Burrows J.G. ve Whitton B.A., 1983. Heavy Metals in Water, Sediments and Invertebrates from a Metal-Contaminated River Free of Organic Pollution. *Hydrobiology* 106: 263-273.
- Cairns J.Jr. ve Pratt Jr., 1993. A history of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates In Roesenberg D.M. and Resh V.H. (Eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, 10-27.

- Cappuyns V., Swennen R., Vandamme A., ve Niclaes M., 2006. Environmental Impact of the Former Pb–Zn Mining and Smelting in East Belgium. *Journal of Geochemical Exploration*, 88: 6-9.
- Carter J.G.T. ve Nicholas W.L., 1978. Uptake of Zn by the Aquatic Larvae of *Simulium ornatipes* (Diptera: Nematocera). *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 29: 299-309.
- Casalino E., Calzaretto G., Sblano C. ve Landriscina C., 2002. Molecular Inhibitory Mechanisms of Antioxidant Enzymes in Rat Liver and Kidney by Cadmium. *Toxicology*, 179: 37-50.
- Castaing P., Assor R., Jouanneau J.M. ve Weber O., 1986. Heavy Metal Origin and Concentration in the Sediments of the Pointe a Pitre Bay (Guadeloupe-Lesser Antilles). *Environ. Geol. Water Sci.*, 8 (4): 175-184.
- Chale F.M.M., 2002. Trace Metal Concentrations n Water, Sediments and Fish Tissue From Lake Tanganyika. *The Science of the Total Environ.*, 299 (1-3): 115-121.
- Cicik B., 2003. Bakır-Çinko Etkileşiminin Sazan (*Cyprinus carpio* L.)'nın Karaciğer, Solungaç ve Kas Dokularındaki Metal Birikimi Üzerine Etkileri. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 12 (48): 32-36.
- Cicik B., Ay Ö. ve Karayakar F., 2004. *Cyprinus carpio* (L.)'da Bakırın Kas ve Karaciğer Dokularındaki Total Protein Derişimi Üzerine Etkileri, *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 2 (12): 26-31.
- Ciminli C.S., 2005. Gölbaşı Gölü'nde Su, Sediment ve Bazı Organizmalarda Ağır Metal Birikimi. (Yüksek Lisans Tezi). Mustafa Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Antakya.
- Cirik S. ve Cirik Ş., 1999. *Limnoloji*. III. Baskı, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yay. No: 21, İzmir.
- Clark R.B., 1992. *Marine Pollution*. Third Edition. Clarendon Press. 64–82.
- Clubb R.W., Gaufin A.R. ve Lords J.L., 1975. Acute Toxicity Studies Uponnine Species of Aquatic Insects. *Environ Res.*, 9: 332-341.
- Connell D.W. ve Miller G.J., 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. JohnWiley&Sons, NY.

- Cook M.E. ve Morrow H., 1995. Anthropogenic Sources of Cadmium in Canada: National Workshop on Cadmium Transport into Plants. *Canadian Network of Toxicology Centres*, 20-21: 165–183.
- Croteau M.N., Hare L., Tessier A., 2001. Differences in Cadmium Bioaccumulation Among Species of the Lake-Dwelling Biomonitor Chaoborus. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 58: 1737–1746.
- Çavuşoğlu K., Gündoğan Y.Ç., Arıca S. ve Kırındı T., 2007. *Mytilus sp.* (midye), *Gammarus sp.* (nehir tırnağı) ve *Cladophora sp.* (yeşil alg) Örnekleri Kullanılarak Kızılırmak Nehrindeki Ağır Metal Kirliliğinin Araştırılması. *BAÜ FBE Dergisi*, 9 (1): 52-60.
- Çetinbaş A., 2003. İzmit Körfezi'nde Avlanan İstavrit (*Trachurus trachurus* L., 1758) Balıklarının Dokularında Cu ve Zn Birikiminin İncelenmesi (Yüksek Lisans Tezi). Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Çetingül V. ve Aysel V., 1998. Ekonomik Değerdeki Bazı Kahverengi ve Kırmızı Alglerin Ağır Metal Birikim Düzeyleri. *Su Ür. Dergisi*, 15 (1–2): 63–76.
- Çınar M.E., ve Ergen Z., 2001. On the Ecology of the Nereididae (Polychaeta: Annelida) in the Bay of Izmir, Aegean Sea. *Zoology in the Middle East*, 22: 113-122.
- Çınar Ö., 2008. *Çevre Kirliliği ve Kontrolü*. 1. Basım, Nobel Yayın Dağıtım, Ankara. 201.
- Çobanoğlu G. ve Çobanoğlu, Z., 1997. *Kimyasallar ve Çevre*. Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi, I. Basım, Ankara. 59 s.
- Çoğun H.Y., 2008. *Oreochromis Niloticus* ve *Cyprinus Carpio*' da Bakır ve Kurşun Birikiminin Solungaç, Kas, Karaciğer, Böbrek Ve Kan Dokularındaki İyon Dağılımı Üzerine Etkisi (Doktora Tezi). Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı. 189s.
- Dallinger R., 1994. Invertebrate Organisms as Biological Indicators of Heavy Metal Pollution. *Applied Biochemistry and Biotechnology*. 48 (1): 27-31.
- Dauvalter V. ve Rognerud S., 2001. Heavy Metal Pollution in Sediments of The Pasvik River Drainage. *Chemosphere*, 42: 9-18.
- Depledge M.H., Forbes T.L. ve Forbes V.E., 1993. Evaluation of Cadmium, Copper, Zinc, and Iron Concentrations and Tissue Distributions in the Benthic Crab, *Dorippe*

- granulata* (De Haan, 1841) from Tolo Harbour, Hong Kong. *Environmental Pollution*, 81 (1): 15-19.
- Devi R. ve Yogamoorthi R.P., 1997. Concentrations of Heavy Metals in the Selected Tissues of the crab *Clibanarius clibanarius* of Pondicherry Marine Environment. *Journal of Ecotoxicology and Environment*, 7 (2): 131-134.
- Doğan M., 2002. Sağlıklı Yaşamın Kimyası. *Popüler Bilim Dergisi*, 2: 32-34.
- Dora Ç.E., 2005. İzmir Körfezi'nde Poliket Türleri (*Hediste diversicolor*, *Diopatra neapolitana*) ile Bunların Yaşadığı Sedimentte İz Element Düzeylerinin Araştırılması. (Doktora Tezi) Ege Üni., Fen Bil. Enst., Bornova, İzmir.
- Dökmeçi İ., 2005. *Toksikoloji - Zehirlenmelerde Tanı ve Tedavi*. Nobel Tıp Yay., Ankara. 673 s.
- Dressing S.A., Maas R.P. ve Weiss C.M., 1982. Effect of Chemical Speciation on the Accumulation of Cadmium by the Caddisfly *Hydropsyche sp.* *Bull Environ Contam. Toxicol.*, 28: 172-180.
- Duman F., 2005. Sapanca ve Abant Gölü Su, Sediment ve Sucul Bitki Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Karşılaştırmalı Olarak İncelenmesi. (Doktora Tezi). Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Dumlu G., 1975. *Kirli Su El Kitabı*. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, Ankara.
- Dündar Y. ve Aslan R., 2005. Yaşamı Kuşatan Ağır Metal Kurşunun Etkileri. *Kocatepe Tıp Dergisi*, 6: 1-5.
- Earman S. ve Hershey R.L., 2004. Water Quality Impacts from Waste Rock at a Carline Type Gold Mine, Elko Countrey, Nevada. *Environmental Geology*, 45: 1043-1053.
- Eaton D.A., Clesceri L. S. ve Greenberg A.E., 1995. *Standard Methods, 19th edition for the examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association. Fifteenth Street, NW Washington, DC. 1015 p.
- Egemen Ö. ve Atılğan İ., 2001. Güllük ve Homa Lagünü Sedimentinde Karbon, Yanabilen Madde ve Bazı Ağır Metallerin (Cu, Zn) Düzeylerinin Karşılaştırılması Olarak Araştırılması. *E.Ü Su Ürünleri Dergisi*, 18 (1-2): 225-232.

- Eisler D.R., 1971. Cadmium Poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and Other Marine Organisms. *Journal of the Fish Research Board of Canada*, 28: 1225-1234.
- Elmacı A., Teksoy A., Topaç F.A., Özengin N., Kurtoğlu S. ve Başkaya S.H., 2007, Assessment Of Heavy Metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 6 (19): 2236-2244.
- Eltem R., 2001. *Atık Sular ve Arıtım*. Ege Üni. Fen Fak. Yay., No:172, İzmir.
- Fernandez M., Cuesta S., Jimene O., Garcia M.A., Hernandez L.M., Marina M.L., Gonzalez M.J., 2000. Organochlorine and Heavy Metal Residues in the Water/Sediment System of the Southeast Regional Park in Madrid, Spain. *Chemosphere* 41: 801-812.
- Florea A.M. ve Büsselberg D., 2006. Occurrence, Use and Potential Toxic Effects of Metals and metal Compounds. *BioMetals*, 19: 419-427.
- Fort D.J., Stover E.L., Bantle J.A., Finch R.A., Linder-Gdumont J.N. ve King M.K., 1998. Phase III Interlaboratory Study of FETAX, Part 2: Interlaboratory Validation of an Exogenous Metabolic Activation System for Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (FETAX). *Drug and Chemical Toxicology*, 21 (1): 1-14.
- Förstner G. ve Wittmann T., 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin Heidelberg, Newyork Springer Verlag, 3 (21): 271-318.
- Freedman M.L., Cunningham P.M., Schindler J.E. ve Zimmerman M.J., 1980. Effect of Lead Speciation on Toxicity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 389-393.
- Furota T., Watanabe S., Watanabe T., Akiyama S. ve Kinoshita K., 1999. Life History of the Mediterranean Gren Crab, *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847) in Tokyo Bay, Japan. *Crustacean Research*, 28: 5-15.
- Gardner W.H., 1986. Water Content, In Methods of Soil Analysis. Part 1. *Physical and Mineralogical Melhods*. A. Klute (ed). p.493-544. ASA-SSSA. Agronomy No.9, Madison, WI. USA.
- Gidirişoğlu A., Çakır R., Tok H.H., Ekinci H. ve Yüksel O., 1998. *Ergene Nehri Kollarının Evsel ve Endüstriyel Atıklarla Kirlenmesi ve Toprak Üzerine Etkileri*. Köy Hizmetleri Kırklareli Araştırma Ens. Müd., Kırklareli. 308-321.

- Gilani S.H. ve Blibhai Y., 1990. Teratogenicity of Metals to Chick Embryos. *J. Tox. and Environ. Health.*, 30: 23-31.
- Girgin S. ve Kazancı N., 1994. Türkiye İç Suları Araştırmaları Dizisi I. *Ankara Çayında Su Kalitesinin Fiziko-Kimyasal ve Biyolojik Parametrelerin Belirlenmesi*. Özyurt Matbaası, Ankara. 176 s.
- Goldman C.R. ve Horne A.J., 1983. *Limnology*. McGraw-Hill Int. Book Comp., 464 p.
- Goodyear K.L. ve McNeill S., 1999. Bioaccumulation of Heavy Metals by Aquatic macroinvertebrates of Different Feeding Guilds:a Review. *The Science of the Total Environment*, 229: 1-19.
- Goyer R.A., 1986. Toxic Effects of Metals. In: Caserett and Doull's Toxicology. *The Basic Science of Poisons*. Pergamon Pres., London. 623-680.
- Göksu M.Z.L., Çevik F., Fındık Ö. ve Sarıhan E., 2003. Seyhan Baraj Gölü'ndeki Aynalı Sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) ve Sudak (*Stizostedion lucioperca* L., 1758)' larda Fe, Zn, Cd Düzeylerinin Belirlenmesi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 20 (1-2): 69-74.
- Göksu M.Z.L., Akar M., Çevik F. ve Fındık Ö., 2005. Bioaccumulation of Some Heavy Metals (Cd, Fe, Zn, Cu) in Two Bivalvia Species (*Pinctada radiata* Leach, 1814 and *Brachidontes pharaonis* Fischer, 1870). *Turk J Vet Anim Sci.*, 29: 89-93.
- Gray N.F., 1996. *Drinking water quality: Problems and solutions*. John Wiley and Sons Ltd., England. 315 p.
- Gray N.F, 1997. Environmental Impact and Remediation of Acid Mine Drainage: A Management Problem. *Environmental Geology*, 30: 62-71.
- Greger J.L. ve Baier M.L, 1983. Excretion and Retention of Low or Moderate Levels of Aluminium by Human Subjects. *Food Chemistry and Toxicology*, 21: 473-77.
- Greze I.I., 1977. Life Cycle of *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931) in Black Sea. Crustaceana Supplement. *Studies on Gammaridea*, 4: 88-90.
- Guevara S.R., Bubach D., Vigliano P., Lippolt G. ve Arribere M., 2004. Heavy Metal and Other Trace Elements in Native Mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonia Lakes, Argentina. *Biological Trace Element Research*, 102: 245-263.

- Gültekin F., Ersoy A.F., Hatipoğlu E. ve Celep S., 2012. Trabzon İli Akarsularının Yağışlı Dönem Su Kalitesi Parametrelerinin Belirlenmesi. *Ekoloji*, 21 (82): 77-88.
- Gündüz T., 1984. *Çevre Sorunları*. A.Ü. Fen Fakültesi, Kimya Bölümü, Ankara.
- Güner U., 2010. Cadmium Bioaccumulation and Depuration by Freshwater Crayfish, *Astacus leptodactylus*. *Ekoloji* 19 (77): 23-28.
- Güven A., Kahvecioğlu Ö., Kartal G., ve Timur S., 2004. Metallerin Çevresel Etkileri–III, Metalurji, 138: 1-15.
- Güven K., Özbay C., Ünlü E. ve Satar A., 1999. Acute Lethal Toxicity and Accumulation of Copper in *Gammarus pulex pulex*. *Turkish Journal of Biology*. 23: 513-521.
- Hadring J.P. ve Whitton B.A., 1978. Zinc, Cadmium and Lead in Water Sediments and Submerged Plants of the Derwent Reservoir, Northern England. *Water Research*. 12: 307-316.
- Hakanson L., ve Jansson, M., 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, New York,
- Harada M., 1995. Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. *Crit Rev Toxicol.*, 25: 1-24.
- Hare L. ve Campbell P.G.C., 1992. Temporal Variations of Trace Metals in Aquatic Insects. *Freshwater Biol.* 27: 13-27.
- Hare L. ve Tessier A., 1998. The Aquatic Insect *Chaoborus* as a Biomonitor of Trace Metals in Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 1850-1859.
- Harker J., 1989. *Mayflies Naturalist's Handbook 13*. Richmond Publishing Co. Ltd.
- Heath A.G., 1987. *Water Pollution and Fish Physiology*. CRC pres., Florida, USA. 245 p.
- Hellawell J.M., 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. *Elsevier Applied Science*, London.
- Hilmy A.M., ElDomiaty N.A., Daabees A.Y. ve Alsarha A., 1987. The Toxicity to *Clarias lazera* of Copper and Zinc Applied Jointly. *Comp. Bioche. Physiol.*, 87: 309-314.
- Hong J.S. ve Reish D.J., 1987. Acute Toxicity of Cadmium to Eight Species of Marine Amphipod and Isopod Crustaceans from Southern California. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 884-888.

- Hopkin S.P. ve Martin M.H., 1984. Heavy Metals in Woodlice. In the Biology of Terrestrial isopods, ed. by D.M., Holdich and S.L., Sulton. Symp. Zool. Soc. Lond. London and Newyork, Academic Press.
- Howard L.S. ve Brown B.E., 1983. Natural Variations in Tissue Concentrations of Copper, Zinc and Iron in the Polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Biology*, 78: 87-97.
- Hoyle I., Shaw B.J ve Handy R.D., 2007. Dietary Copper Exposure in the African Walking Catfish, *Clarias gariepinus*: Transient Osmoregulatory Disturbances and Oxidative Stress. *Aquatic Toxicology*, 83: 62-72.
- Ilgar, R., 2000. Çanakkale Boğazı ve çevresi Ekosisteminin Coğrafi Açından İncelenmesi. (Doktora Tezi). İstanbul Üni. Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, Denizel Çevre Ana Bilim Dalı, İstanbul.
- Ilgar R. ve Sarı E., 2008. Heavy Metals Distribution in Sediments from Dardanelles. *Journal of Applied Sci.* 8 (16): 2919-2923.
- Ip C.C.M., Li, X.D., Zhang G., Wong, C.S.C. ve Zhang W.L., 2005. Heavy Metal and Pb Isotopic Compositions of Aquatic Organisms in the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution*, 138: 495-505.
- Jain C.K. 2004. Metal Fractionation Study on Bed Sediments of River Yamuna, India. *Water Research*, 38: 569-578.
- James A., 1979. The Value of Biological Indicators in Relation to other Parameters of Water Quality. In James, A. and Evison, L. (eds), *Biological Indicators of Water Quality*. John Willey and Sons, Chichester, 1-16.
- Janssen C.R., De Schamphelaere K., Heijerick D., Muysen B., Lock K., Bossuyt B., Vangheluwe M. ve Van Sprang P., 2000. Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6: 1003-1018.
- Jenkins K.S., 1989. Effect of Copper Leading of Prenuminant Calves on Intracellular Disbirubition of Hepatic Copper, Zinc, Iron and Molybdenum. *J. Dairy Sci.*, 72: 2346-2350.
- Kahvecioğlu Ö., Kartal G., Güven A. ve Timur S., 2004. Metallerin Çevresel Etkileri-I, *Metalurji*, 136: 1-12.

- Kalay M. ve Erdem C., 1995, Bakırın *Tilapia nilotica* (L)'da Karaciğer, Böbrek, Solungaç, Kas, Beyin ve Kan Dokularındaki Birikimi ile Bazı Kan Parametraleri Üzerine Etkileri. *Tr. J. of Zoology*, 19: 27-33.
- Kalay M., Dönmez A.E. ve Koyuncu C.E., 2003. *Tilapia nilotica* (L., 1758) 'nın Solungaç ve Karaciğer Dokularındaki Mangan, Demir ve Çinko Düzeyleri Üzerine Bakırın Etkisi. *Ekoloji*, 13 (49): 1-5.
- Kalay M., Koyuncu C.E. ve Dönmez A.E., 2004. Mersin Körfezinden Yakalanan *Sparus aurata* (L. 1758) ve *Mullus barbatus* (L. 1758)'un Kas ve Karaciğer Dokularındaki Kadmiyum Düzeylerinin Karşılaştırılması. *Ekoloji*, 13 (52): 23-27.
- Kalaycı S. ve Kahya E., 1998. Susurluk Havzası Nehirlerinde Su Kalitesi Trendlerinin Belirlenmesi. *Tr. J. of Engineering and Environmental Science*, 22: 503-514.
- Kara C. ve Çömlekçioğlu U, 2004. Karaçay (Kahramanmaraş)'ın Kirliliğinin Biyolojik ve Fiziko-Kimyasal Parametrelerle İncelenmesi. *KSÜ Fen ve Mühendislik Dergisi*. 7 (1): 1-7.
- Karadede H. ve Ünlü E., 2000. Concentrations of Some Heavy Metals in Water, Sediment and Fish Species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere*, 41: 1371-1376.
- Karapire C., 1998. Determination of Some Trace Elements in Gediz River Sediments. (Yüksek Lisan Tezi) Graduate School of Naturel and Sciences of Dokuz Eylül University, Izmir.
- Karataş S, ve Kalay M., 2002. *Tilapia zilli*'nin Solungaç, Karaciğer, Böbrek ve Beyin Dokularında Kurşun Birikimi. *Turk J.Vet. Anim. Sci.*,26: 471-477.
- Kargin F. ve Erdem C., 1992. Bakır-Çinko Etkileşiminde *Tilapia nilotica* L.'nın Karaciğer, Solungaç ve Kas Dokularındaki Metal Birikimi. *Tr. J. of Zoology*, 16: 343-348.
- Karpuzcu M., 1995. *Çevre Kirlenmesinin Ekonomik Analizi*. İnsan ve Çevre Sempozyumu Tebliğleri, İ. H.V. Yay., 8 (10): 56-62.
- Kartal G., Güven A., Kahvecioğlu Ö. ve Timur S., 2004. Metallerin Çevresel Etkileri-II, *Metalurji*, 137: 1-12.
- Katalay S. ve Parlak H., 2004. The Effects of Cadmium on Erythrocyte Structure of Black Goby *Gobius niger* L,1758). *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 21 (1-2): 99-102.

- Katalay S., Parlak H. ve Arslan Ö.Ç., 2005. Ege Denizi'nde Yaşayan Kaya Balıklarının (*Gobius niger* L., 1758) Karaciğer Dokusunda Bazı Ağır Metallerin Birikimi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 22 (3-4): 385-388.
- Kaya S., Pirinççi İ. ve Bilgili A., 1998. Çevre Bilimi ve Çevre Toksikolojisi, Medisan Yayın Serisi Ankara, Yay. 36: 104 s.
- Kaya, H., 2012. Tilapia'da (*Oreochromis mossambicus*) Kurşun Toksisitesi: Oksidatif Stres Ve Bazı Fizyolojik Etkiler (Doktora Tezi). Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, Çanakkale.
- Kayhan F.G., Balkıs N. ve Aksu A., 2006. İstanbul Balık Halinden Alınan Akdeniz Midyelerinde (*Mytilus galloprovincialis*) Arsenik Düzeyleri. *Ekoloji Dergisi*. 15 (61): 1-5.
- Kazancı N., 1985. Gümüşhane, Erzurum, Erzincan, Artvin, Kars İllerinde Ephemeroptera (Insecta) Takımı Nimflerinin ve Erginlerinin Sistemik Yönden İncelenmesi, Ankara. 80 s.
- Kennish M.J., 1997. *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. Boca Raton, USA, CRC Press, 524 p.
- Kevrekidis T. ve Koukouras A., 1989. Life Cycle and Reproduction of *Gammarus aequicauda* (Crustacea: Amphipoda) in the Evros Delta (NE Greece). *Israel Journal of Zoology*, 35: 137-149.
- Kınacıgil T., 1985. Göl marmara ve Gölçük Gölleri Kerevitlerindeki (*Astacus leptodactylus*) Ağır Metal Birikimleri. (Yüksek Lisans Tezi). Ege Üniv. Su Ürünleri Yüksekokulu, İzmir.
- Kır İ. ve Tumantozlu H., 2012. Karacaören-II Baraj Gölü'ndeki Su, Sediment ve Sazan (*Cyprinus carpio*) Örneklerinde Bazı Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi. *Ekoloji*, 21 (82): 65-70.
- Kır İ., Tekin Ö.S. ve Tuncay Y., 2007. Kovada Gölü'nün Su ve Sedimentindeki Bazı Ağır Metallerin Mevsimsel Değişimi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 24 (1-2): 155-158.
- Klassen C.D., Amdur M.O. ve Doull J., 1986. *Toxicology*. (3th Ed.) Macmillan Publishing Company, Newyork, USA.

- Klavins M., Briede A., Rodinov V., Kokorite I. ve Parele E., 2000. Heavy Metal in Rivers of Latvia. *The Science of The Total Environment*, 262: 175-183.
- Kocataş A., 1997. *Ekoloji, Çevre Biyolojisi*. Ege Üniv. Fen Fakültesi, Ders Kitapları Serisi, No: 5, Ege Üniv. Basımevi, Bornova, İzmir, 564 s.
- Koç B., 2009. Uluabat (Apolyont) Göl'ünde Bazı Abiyotik (Su, Sediment) ve Biyotik (Oligochaeta, Chironomidae, *Esox lucius*, *Carassius gibelio* ve *Scardinius erythrophthalmus*) Öğelerde Ağır Metal Birikimlerinin İncelenmesi. (Doktora Tezi). Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Eskişehir.
- Koyuncu H., 1998. Stabilizasyon/Solidifikasyon Yöntemi ile İyileştirilmiş, Petrollü Sondaj Atıklarının Geoteknik, Fiziko-Kimyasal ve Mikro-Yapısal Özelliklerinin Belirlenmesi. (Doktora Tezi). Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- Koyuncu H., Yörükoğulları E., Bakış R., Yılmaz G., Kürkcüoğlu M. ve Özek T., 2005. Porsuk Nehri Dip Sedimentlerinin Geoteknik ve Kimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi ve Kirlenmiş Sedimentlerin İyileştirilmesi. *AÜBAP*, 3: 2-24.
- Krishnamurti A.J. ve Nair V.R., 1999. Concentrations of Metals in Shrimp and Crabs from Thane-Bassein Creek System, Maharashtra. *International Journal of Marine Sciences*, 28 (1): 92-95.
- Kruger T., 2002. Effects of Zinc, Copper and Cadmium on *Oreochromis Mossambicus* Freeembryos and Randomly Selected Mosquito Larvae as Biological Indicators During Acute Toxicity Testing. (Yüksek Lisans Tezi). Rand Afrikaans University, Faculty of Science, Johannesburg S.A.
- Küçüksezgin F., 2001. Distribution of Heavy Metals in the Surficial Sediments of Izmir Bay (Turkey). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 80: 203-207.
- Lall S.P., 1995. Macro and Trace Elements in Fish and Shellfish. In: *Fish and Fishery Products, Composition, Nutritive Properties and Stability* (Ed. Ruiter, A.) CAB International, UK. 187-1213.
- Landajo A., Arana G., Diego A.D., Etxebarria N., Zuloaga O. ve Amouroux D., 2004. Analysis of Heavy Metal Distribution in Superficial Estuarine Sediments (Estuary

- of Bilbao, Basque Country) by Open-Focused Microwave-Assisted Extraction and ICP-OES. *Chemosphere* 56: 1033–1041.
- Langston W.J., 1990. Toxic Effects of Metals and the Incidence of Marine Ecosystems In: *Heavy Metals in the Marine Environment* (eds: Furness RW, Rainbow PS). CRC Press, New York. 256 p.
- Leita L., 1991. Heavy Metal Bioaccumulation in Lamp and Sheep Brcd in Smelting and Mining Areas of S. W. Sardinia (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46: 887-893.
- Lin J.G. ve Chen S.Y., 1998. The Relationship Between Adsorption of Heavy Metal and Organic Matter in River Sediments, *Environment International*, 24 (3): 345 – 352.
- Linde A.R., Sanchez-Galan S., Klein D., Garcia-Vazquez E. ve Summer K.H., 1999. Metallothionein and Heavy Metals in Brown Trout (*Salmo trutta*) and European Eel (*Anguilla anguilla*): A Comparative Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44: 168-173.
- Lucan-Bouche M.L., Couderchet M., Vernet G. ve Arzac F., 1997a. The Simultaneous Influence of pH and Temperature on Binding and Mobilization of Metals in Sand. *Fresenius Envir. Bull.*, 6: 711–718.
- Luoma S.N. ve Fisher N.S., 1997. Uncertainties in Assessing Contaminant Exposure from Sediments. In: Ingersoll, C.G., Dillon, T., Biddinger, G.R. (Eds.), *Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Special Publication Series, Pensacola, FL., 211-237.
- Mackay D. ve Fraser A., 2000. Bioaccumulation of Persistent Organic Chemicals: Mechanisms and Models. *Environmetal Pollution*, 110: 356-375.
- Mackie G.L., 2001. *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company, XXV. 744 p.
- Malik D.S. ve Sasty K.V., 1998. Effects of Zinc Toxicity on Biochemical Composition of Muscle and Liver of Murrel (*Channa punctatus*). *Environment International*, 24: (4): 433–438.
- Mance G., 1987. Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments. Poll.Monitor. Series., *Elsevier Applied Sci.*, London, 372 pp.

- Mandaville S.M., 1999. Bioassessment of Freshwaters Using Benthic Macroinvertebrates - A Primer, First Ed. Project E-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, viii, Chapters I-XXVII, Appendices A-D, 244p.
- Marr J.L.A., Lipton J., Cacela D., Hansen J. A. Bergman H. L., Meyer J. S. ve Hogstrand C., 1996. Relationship Between Copper Exposure Duration, Tissue Copper Concentration and Rainbow Trout. *Aquatic Toxicology*, 36: 17-30.
- Martin J.S. ve Martin M.M. 1982. Tannin Assays in Ecological Studies: Lack of Correlation Between Phenolics, Proanthocyanidins and Protein-Precipitating Constituents in Mature Foliage of Six Oak Species. *Oecologia*, 54: 205-211.
- Martin T.R. ve Holdich, D.M., 1986. The Acute Lethal Toxicity of Heavy Metals to Peracarid Crustaceans (with Particular Reference to Freshwater Asellids and Gammarids). *Water and Res.*, 20: 1137-1147.
- Mason C.F., 1996. *Biology of Fresh Water Pollution*. Harlow, 265-267.
- Masters G.M., 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Department. Prentice-Hall International, Inc No:07632, New Jersey.
- Mathers R.A. ve Johansen P.H, 1985. The effects of Feding Ecology on Mercury Acumulation in Walleye (*Stizostedion vitreum*) and Pike (*Esox lucius*) in Lake Simco. *Can. J. Zool.* 63 p.
- McCafferty P.W., 1981. *Aquatic Entomology: The Fisherman's and Ecologist's Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*, Boston MA. Science Boks International Inc., Boston, 448p.
- Memmert U., 1987. Bioaccumulation of Zinc in Two Freshwater Organisms (*Daphnia magna*, Crustacea and *Brachydanio rerio*, Pisces). *Water Res.* 21: 99-106.
- Mendil D. ve Uluözölü Ö.D., 2007. Determination of Trace Metal Levels in Sediment and Five Fish Species from Lakes in Tokat, Turkey. *Food Chemistry* 101: 739-745.
- Mertz W., 1974. Newer Essential Trace-Elements, Chromium, Tin, Vanadium, Nickel and Silicon. *Proceedings of the Nutrition Society*, 33 (3): 307-313.
- Michailova P.,Sliwa E.W., Szarek-Gwiazda E. ve Kownacki A., 2012. Does Biodiversity of Macroinvertebrates and Genome Response of Chironomidae Larvae (Diptera) Reflect Heavy Metal Pollution in a Small Pond? *Envir. Monit. Asses.*, 184: 1-14.

- Minareci O., Öztürk M. ve Minareci E., 2004. Manisa Belediyesi Evsel Atık Su Arıtma Tesisinin, Gediz Nehrinin Ağır Metal Kirliliğine Olan Etkilerinin Belirlenmesi. *Trakya Univ. J Sci.*, 5 (2): 135-139.
- Modassir Y., 2000. Effect of Salinity on the Toxicity of Mercury in Mangrove Clam, *Polymesoda erosa* (Lightfoot 1786). *Asian Fisheries Science*, 13: 335-341.
- Mordoğan H., Yaramaz Ö. ve Alpbaz A., 1991. Homa Dalyanı Sedimentlerinde Bazı İz Elementlerin (Fe, Ni, Co, Mn, Sb) Derişimlerinin Araştırılması. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 8 (29-30): 49-50.
- Mouneyrac C.O., Mastain C.J.C., Amiard-Triquet P., Beaunier A.Y., Jeantet B.D. ve Rainbow P.S., 2003. Trace-metal detoxification and tolerance of the estuarine worm *Hediste diversicolor* Chronically Exposed in Their Environment. *Marine Biology*, 143: 731-744.
- Myers G.J. ve Davidson P.W., 2000. Does Methylmercury have a Role in Causing Developmental Disabilities in Children? *Environ Health Perspect*, 108 (3): 413-420.
- Neretin L. N., Pohl C., Jost G., Leipe T. ve Pollehne F. 2003. Manganese Cycling in the Gotland Deep, *Baltic Sea Marine Chemistry*, 82 (3-4): 125-143.
- Nguyen N.L., Leormakers M., Osan J., Török S. ve Baeyens W., 2005. Heavy Metal is Lake Balaton Water Column, Suspended Matter, Sediment and Biota. *Science of The Total Environment*. 340: 213-230.
- Niemi A., Venalainen E.R., Hirvi T., Hirn J. ve Karppanen E., 1991. The Lead, Cadmium and Mercury Concentrations in Muscle, Liver and Kidney from Finnish Pigs and Cattle During 1987-1988. *Lebensm, Unters Forsch.*, 192: 427-429.
- Nriagu J.O. 1980. *Zinc in the Enviroment*. Jhon Wiley Sons Inc., New York.
- Ntengwe F.W., 2006. Pollutant Loads and Water Quality in Streams of Heavily Populated and Industrialized Towns. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31: 832-839.
- Odi, M., Fuertet-Mazel A., Ribeyre F. ve Boudou A., 1995. Temperature, pH and Photoperiod Effects on Mercury Bioaccumulation by Nymphs of the burrowing mayfly *Hexagenia rigida*. *Wat Air Soil Poll.*, 80: 1003-1006.

- Odokuma L.O. ve Ijeomah S.O., 2003. Seasonal Changes in the Heavy Metal Resistant Bacterial Population of the New Calabar River, Nigeria. *Global Journal of Pure and Applied Sciences*. 9 (4): 425-434.
- Oğuz H., 2008. *Toprak Bilgisi - Ders Notları*. Ankara. 53 s.
- Okonkwo J.O. ve Mothiba M., 2005. Physico-Chemical Characteristics and Pollution Levels of Heavy Metals in the Rivers in Thohoyandou, South Africa. *Journal of Hydrology*, 308: 122-127.
- Öner Ö. ve Çelik A., 2011. Investigation of Some Pollution Parameters in Water and Sediment Samples Collected From the Lower Gediz River Basin. *Ekoloji*, 20 (78): 48-52.
- Özbay Ö., Göksu M.Z.L. ve Alp M.T., 2011. Bir Akarsu Ortamında (Berdan Çayı, Tarsus-Mersin) En Düşük ve En Yüksek Akım Dönemlerinde Bazı Fiziko-Kimyasal Parametrelerin İncelenmesi. *Fırat Üniv. Fen Bilimleri Dergisi*, 23 (1): 31-39.
- Özdemir N., Yılmaz F., Tuna A.L. ve Demirak A., 2010. Heavy Metal Concentrations in Fish (*Cyprinus carpio* and *Carassius carassius*), Sediment, and Water Found in the Geyik Dam Lake, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19, 798–804.
- Özden Y., 2008. Enne ve Porsuk Barajı Sedimentine Bağlı Ağır Metallerin *Cyprinus Carpio*' nun Değişik Dokularına Biyoakümülyasyonunun Araştırılması. (Yüksek Lisans Tezi). Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kütahya.
- Özmen H., Külahçı F., Çukurovalı A. ve Doğru M., 2004. Concentrations of Heavy Metal and Radioactivity in Surface Water and Sediment of Hazar Lake (Elazığ, Turkey). *Chemosphere*. 55: 401-408.
- Özözen G., 2005. Demirköprü ve Avşar Barajlarından Alınan Balık, Su ve Sediment Örneklerinde Bazı Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Celal Bayar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Manisa.
- Öztürk M., 1994. Sinop'un Koy ve Limanlarında Yayılım Gösteren *Patella caerulea* L., ve *Enteromorpha linza* L.J. Türlerindeki İz Element Düzeyleri. *Tr. J. of Biology*, 18: 195-211.
- Öztürk M. ve Bat L., 1994. Karadeniz'in Sinop Kıyılarında Bazı Yenilebilir Organizmalardaki İz Element Düzeyleri. *Journ. of the Fac. of Science. E. Ü. Fen Fakültesi Dergisi*, B (16/1): 177-196.

- Öztürk M., Bat L. ve Öztürk M., 1996. Karadeniz'in Sinop Kıyılarından Örneklenen Bir Karides Türünde (*Palaemon elegans* Rathke, 1837) Bazı İz Elementlerin Birikim Düzeyleri, *Tarım ve Çevre İlişkileri Sempozyumu*, Mersin Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, 36.
- Öztürk M., Özözen G., Minareci O. ve Minareci E., 2008. Determination of Heavy Metals in of Fishes, Water and Sediment from the Demirköprü Dam Lake. *Journal of Applied Biological Sciences*, 2 (3): 99-104.
- Öztürk M., Özözen G., Minareci O. ve Minareci E., 2009. Determination of Heavy Metals in Fish, Water and Sediments of Avşar Dam Lake. *Iran. J. Environ. Health. Sci.*, 6 (2): 73-80.
- Pagenkopf G.K., 1983. Gill Surface Interaction Model for Trace-Metal Toxicity to Fishes. Role of Complexation, pH and Water Hardness. *Environ. Sci. Tech.* 17: 342-347.
- Pagenkof G.K., 1986. Metal Ion Speciation and Toxicity in Aquatic Systems, In: Sigel H., (ed), *Metal Ions in Biological Systems* (Vol 20). Concepts on Metal Ion Toxicity, 101-118.
- Palawski D.U., Hunn J.B. ve Wiedmeyer R.H., 1989. Interactive Effects of Acidity and Aluminium Exposure to the Life Cycle of the Midge *Chironomus riparius* (Diptera). *J. Freshw. Ecol.*, 5 (2): 155-162.
- Palta A, 2002. *Kadmiyum* - İnternetin Renkli Kimya Web'i, 1-6.
- Papagiannis I., Kagalou I., Leonardos J., Petridis D. ve Kalfakakou V., 2004. Copper and Zinc in Four Freshwater Fish Species from Lake Pamvotis (Greece), *Environment International*, 30: 357-362.
- Paquette D. ve Alarie Y., 1999. Dytiscid Fauna (Coleoptera: Dytiscidae) in Cattail Ponds of North eastern Ontario, Canada. *The Coleopterists Bulletin*, 53 (2): 160-166.
- Parada R., 1987. Industrial Polution with Copper and Other Heavy Metals in a Beef Cattle Ranch. *Vet. and Hum. Toxicol.* 29: 309-324.
- Parlak H., Çakır A., Boyacıoğlu M. ve Arslan Ö.Ç., 2006. Heavy Metal Deposition in Sediments from the Delta of the Gediz River (Western Turkey): A Preliminary Study. *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 23 (3-4): 445-448.

- Pazos-Capeanos P., Barciela-Alonso M.C., Bermejo-Barrera A. ve Bermejo-Barrera P., 2005. Chromium Available Fractions in Arousa Sediments Using a Modified Microwave BCR Protocol Based on Microwave Assisted Extraction. *Talanta*, 65 (3): 678-685.
- Pelgrom S.M.G.J., Lamers L.P.M., Lock R.A.C., Balm P.H.M. ve Wendelaar Bonga S.E., 1995. Interactions between Copper and Cadmium Modify Metal Organ Distribution in Mature Tilapia *Oreochromis mossambicus*. *Environmental Pollution* 90: 415-423.
- Pestana L.J.T., Re A., Nogueira A.J.A. ve So-Ares A.M.V.M., 2007. Effects of Cadmium and Zinc on the Feeding Behaviour of Two Freshwater Crustaceans: *Atyaephyra desmarestii* (Decapoda) and *Echinogammarus meridionalis* (Amphipoda). *Chemosphere*, 68: 1556-1562.
- Phillips D.J.H. ve Rainbow P.S., 1994. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. 2nd ed. London: Chapman and Hall, London, UK.
- Playle R.C., 1998, Modelling Metal Interactions at Fish Gills. *Sci. Tot. Env.*, 219: 147–164.
- Polat, M., 1997. *Akarsu ve Göllerde İzlenen Fiziksel ve Kimyasal Parametreler*. Su Kalitesi Yönetimi Semineri Bildiri Kitabı, Ankara. 45–57.
- Prato E. ve Biandolino, F., 2003. Seasonal changes in population of the Amphipod *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931). *Mediterr. Mar. Sci.*, 4: 49-56.
- Prato E., Biandolino F. ve Scardicchio C., 2006. Test for Acute Toxicity of Copper, Cadmium, and Mercury in Five Marine Species. *Turk J Zool.*, 30: 285-290.
- Prato E., Biandolino F. ve Scardicchio C., 2009. Effects of Temperature on the Sensitivity of *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931) to Cadmium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 83: 469-473.
- Quyung Y., Nkedi-Kizza P., Wu Q.T., Shinde D. ve Huang C.H., 2006. Assessment of Seasonal Variations in Surface Water Quality. *Water Research*, 40, 3800–3810.
- Rainbow P.S., 1985. Accumulation of Zn, Cu and Cd by crabs and barnacles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 21: 669-686.
- Rainbow P.S., 1990. Trace Metal Concentrations in a Hong Kong Penaeid Prawn, *Metapenaeopsis palmensis* (Haswell). In: Morton, B.S. (Ed.), *Proceedings of the*

2nd International Marine Biological Workshop: Marine Flora & Fauna of Hong Kong and South China, Hong Kong. 19: 1221–1228.

Rainbow P.S., 1997. Trace Metal Accumulation in Marine Invertebrates: Marine Biology or Marine Chemistry, *J. Mar. Biol. Assoc.*, 77: 195-210.

Rainbow P.S., 2002. Trace Metal Concentrations in Aquatic Invertebrates: Why and so What? *Environmental Pollution*, 120: 497-507.

Rainbow P.S. ve White S.L., 1990. Comparative Accumulation of Cobalt by Three Crustaceans: A Decapod, An Amphipod and a Barnacle. *Aquatic Toxicology*, 16: 113-126.

Rainbow P.S. ve Wang W.X., 2001. Comparative Assimilation of Cd, Cr, Se, and Zn by the Barnacle *Elminius modestus* from Phytoplankton and Zooplankton Diets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 218: 239-48.

Rainbow P.S., Moore P.G. ve Watson D., 1989. Talitrid Amphipods as Biomonitors for Copper and Zinc. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 28: 567-82.

Rainbow P.S., Emson R.H., Smith, B.D., Moore P.G. ve Mladenov P.V., 1993a. Talitrid Amphipods as Biomonitors of Trace Metals Near Dunedin, New Zealand. *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 27: 201-207.

Rainbow P.S., Malik I. ve O'Brien P., 1993b. Physicochemical and Physiological Effects on the Uptake of Dissolved Zinc and Cadmium by the Amphipod Crustacean *Orchestia gammarellus*. *Aquat. Toxicol.*, 25: 15-30.

Reichert W.L., Federighi D.A. ve Malins D.C., 1979. Uptake and Metabolism of Lead and Cadmium in Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 63: 229-234.

Reish D.J. ve Lemay J.A., 1991. Toxicity and Bioconcentration of Metals and Organic Compounds by Polychaeta. *Ophelia, Suppl.*, 5: 653-660.

Reish D.J., 1993. Effects of Metals and Organic Compounds on Survival and Bioaccumulation in Two Species of Marine Gammaridae Amphipod, Together with a Summary of Toxicological Research on This Group. *J. Nat. Hist.*, 27: 781-794.

Resmi Gazete, 1991. *Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller*. Çevre ve Orman Bakanlığı. Sayı: 20748

- Resmi Gazete, 2004. *Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)*, Ankara. 25687.
- Resmi Gazete, 2008. *Türk Gıda Kodeksi Gıda Maddelerindeki Bulaşanların Maksimum Limitleri*. Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı, Sayı: 26879.
- Resmi Gazete, 2010. *Evselve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik*. Çevre ve Orman Bakanlığı. Sayı: 27661.
- Richards L.A., 1954. Diagnosis and Improvement of Saline Alkali Soils. *United States Department of Agriculture Handbook*, 60: 94 s.
- Roesijadi G. ve Robinson WE., 1994. Metal Regulation in Aquatic Animals : Mechanism of Uptake, Accumulation and Release. In: *Aquatic Toxicology; Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives*. (eds: Malins DC, Ostrander GK) Lewis Publishers, London. 539 p.
- Royal Society, 2005. *Ocean Acidification Due To Increasing Atmospheric Carbon Dioxide*. The Royal Society, Carlton House Terrace London.,6-9.
- Saether O.A. 1972. Chaoboridae, Das Zooplankton der Binnengewasser. I., Teil VI., Chaoboridae. *Die Binnengewasser*, 26: 257-280.
- Sağlam N. ve Cihangir N., 1995. Ağır Metallerin Biyolojik Süreçlerle Biyosorbsiyonu Çalışmaları. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi* 11: 157-161.
- Sağlamtimur B., Cicik B. ve Erdem C., 2004. Kısa süreli Bakır-Kadmiyum Etkileşiminde Tatlısu Çipurası (*Oreochromis niloticus* L.1758)'nın Karaciğer, Böbrek, Solungaç ve Kas Dokularındaki Kadmiyum Birikimi. *Ekoloji*, 14 (53): 33-38.
- Saiz-Salinas J.I. ve Frances-Zubillaga G., 1997. *Nereis diversicolor*: An Unreliable Biomonitor of Metal Contamination in the Ria de Bilbao (Spain). *Marine Ecology*, 18 (2): 113-125.
- Salomons W.N. ve Förstner U., 1984. Metals in the Hydrocycle, *Springer*, Berlin.
- Salomans W.N. Rooij M., Kerdijk H., ve Bril J., 1987. Sediments as a Source for Contaminants. *Hydrobiologia*. 149: 13-30.
- Sandstead H.H., 2000. Zinc: Growth, Development and Function. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, 13: 41-49.
- Sarı H.M., Balık S., Özbek M. ve Aygen C., 2001. Bafa Gölünün Makro ve Meiobentik Omurgasız Faunası. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Der.* 2 (2): 285-291.

- Sawyer C.N., Mccarty P.L. ve Parkin G.F., 1994. *Chemistry for Environmental Engineering*. Fourth Edition, McGraw-Hill Book Co., Singapore.
- Schmidt U. ve Huber, F., 1976. Methylation of Organolead and Lead (II) Compounds to $(\text{CH}_3)_4\text{Pb}$ by Microorganisms. *Nature*, 259-157.
- Scott M.A. ve Murdoch W.W., 1983. *Limnology and Oceanography*, 28: 352-366.
- Selck H., Forbes, V.E. ve Forbes, T.L., 1998. Toxicity and Toxicokinetics of Cadmium in *Capitella* sp. I: Relative Importance of Water and Sediment as Routes of Cadmium Uptake. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 164: 167-178.
- Selvi K. ve Akbulut M., 2012. Kurşun Nitratın $(\text{PbNO}_3)_2$ *Gammarus aequicauda* üzerine Akut Toksisitesi. *Tabiat ve İnsan*, 46: 25-29.
- Seng C.E., Lim P.E., Chong P.K. ve Wong L.M., 1995. Heavy Metal Pollution in Sediments and Waters of the Penang River, Malaysia. *Environ. Water Chemistry*, 39-43.
- Sharma P. ve Dubey R.S., 2005. Lead Toxicity in Plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17: 35-52.
- Shazili N.A.M., 1995. Effects of Salinity and Pre-Exposure on Acute Toxicity to Seabass, *Lates Calcarifer*. *Bulletin Of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 22-28.
- Simic V., 1996. A Study on the Trgoviski Timok-Assessment of River Conditions by Ecological Benthic Fauna Analysis. *Arch.biol. Sci.*, 48 (3-4): 101-109.
- Sin Y.M., Wong M.K., Chou L.M. ve Alias N.B., 1991. A Study of the Heavy Metal Concentrations of the Singapore River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 18 (1-3): 481-494.
- Singh K.P., Mohan D., Singh V.K. ve Malik A., 2005. Studies on Distribution and Fractionation of Heavy Metals in Gomti River Sediments - A Tributary of the Ganges, India. *Journal of Hydrology*. 1-14.
- Smith C., Shaw B. ve Handy R.D., 2007. Toxicity of Single Walled Carbon Nanotubes to Rainbow Trout, (*Oncorhynchus mykiss*): Respiratory Toxicity, Organ Pathologies, and Other Physiological Effects. *Aquatic Toxicology*, 82(2): 94-109.

- Smith H.W. ve Weldon M.D., 1941. A Comparasion of some Methods for the Determination of Soil Organic Matter. *Soil Science Society American Proceeding*, 5: 177-182.
- Sönmez O., Aydemir S. ve İnal S., 2008. Çinkonun Canlılar için Önemi ve Çinko Biyo Yararışlığının Belirlenme Yöntemleri. *Hr. Üni. Zir. Fak. Der.*, 12(1): 69-76.
- Sparks D.L., 1995. *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press Inc., California, U.S.
- Spehar R.L., Anderson R.L. ve Fiandt J.T., 1978. Toxicity and Bioaccumulation of Cadmium and Lead in Aquatic Invertebrates. *Environ. Pollut.*, 15: 195-208.
- Spicer J.I. ve Taylor A.C., 1987. Ionic regulation and Salinity Related Changes in Haemolymph Protein in the semi-terrestrial beachflea *Orchestia gammarellus* (Palas) (Crustacea: Amphipoda). *Comp. Biochem. Physiol.*, 88 (A): 243-246.
- Stead-Dexter K. ve Ward N.I., 2004. Mobility of Heavy Metals within Freshwater Sediments Affected by Motorway Stormwater. *Sci. Total Environ.*, 27-335.
- Stephenson M. ve Turner M.A., 1993. A Field Study of Cadmium Dynamics in Periphyton and in *Hyalella azteca* (Crustacea: Amphipoda). *Wat. Air Soil Poll.* 68: 341-361.
- Su G.S., Martillano K.J., Alcantara T.P., Ragragio E., De Jesus J., Hallare A. ve Ramos G., 2009. Assessing Heavy Metals in the Waters, Fish and Macroinvertebrates in Manila Bay, Philippines. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation.*, 4 (3): 187-195.
- Sunda W.G., Engel D.W. ve Thuotte, R.M., 1978. Effect of Chemical Speciation on Toxicity of Cadmium to Grass Shrimp, *Palaemonetes pugio*: Importance of Free Cadmium Ion. *Environmental Science and Technology*, 12 (4): 409-413.
- Sunlu U, Egemen Ö. ve Önen M., 1996. Gölük Lagünü Girişinde Dağılım Gösteren Mamunda (*Upogebia pusilla* P.1972) Bazı Ağır Metal Düzeylerinin Araştırılması. *II. International Symposium on aquatic Products*, Atatürk Kültür Merkezi, Taksim-Istanbul.
- Sümbüloğlu K., Sümbüloğlu V., 2000. *Biyoistatistik*. Hatiboğlu Yay., 9. Baskı, 232-245.
- Svobodova Z., Machova R.L., Máchová J. ve Vykusová B., 1993, Water Quality and Fish Health, EIFAC Technical Paper, Rome, No:54.

- Szarek-Lukaszewska G., ve Niklinska M., 2002. Concentration of Alkaline and Heavy Metals in *Biscutellalaevigata* L. and *Plantago lanceolata* L. Growing On calamine Spoils (S. Poland). *Acta Biologica Cracoviensis Series Botanica*, 44: 29-38.
- Szefer P., Geldon J., Anis A.A., Paez O.F., Ruiz-Fernandes, A.C. ve Guerrero-Galvan, S.R., 1998. Distribution and Association of Trace Metals in Soft Tissue and Byssus of *Mytella strigata* and other bental organisms from Mazatlan Harbour, Mangrove Lagoon of the Northwest Coast of Mexico. *Environment International*, 24 (3): 359-374.
- Şahin, Y., 1984. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgeleri Akarsu ve Göllerindeki Chironomidae (Diptera) Larvalarının Teşhisi ve Dağılışı. *Bulletin of Anadolu University*, 57: 145.
- Şanlı Y., 1976. Su ürünlerinin cıva ile kirlenmesi ve ortaya çıkan sağlık sorunları. *A.Ü. Vet. Fak. Dergisi*. 23 (1-2): 186-200.
- Şanlı Y. ve Kaya. S., 1995. *Veteriner Klinik Toksikoloji*, 2. Baskı. Medisan Yayınevi, Ankara.
- Şanlı Y., Demet Ö., Akar F., Yavuz H., Bilgili A., Liman B.C. ve Doğan A. 1990. Buldan Barajı Suyunun Doğal Kalitesi ve Buradan Avlanan Sazan Balığı Örneklerinde Bazı Ağır Metal Artıkları Üzerinde Araştırmalar. *A.Ü. Veterinerlik Fakültesi Dergisi*. 37 (1): 56-73.
- Şengül F., 1991. *Endüstriyel Atık Suların Özellikleri ve Arıtılması*. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Basımevi Ünitesi, İzmir, 365 s.
- Şengül F., 1993. *Çevre Kimyası*. Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, İzmir.
- Tao S., Liang T., Cao J., Dawson RW. ve Liu C., 1999. Synergistic Effect of Copper and Lead Uptake by Fish. *Ecotoxicol. Environ. Safe.*, 44: 190-195.
- Taş E.Ç., Ergen Z. ve Sunlu U., 2009. 2002-2004 Yılları Arasında Homa Lagünü'nden (İzmir Körfezi) Toplanan *Hediste diversicolor*'da ve Yaşadığı Sedimentte Ağır Metal Düzeylerinin (Cd, Cu, Zn, Pb, Cr, Fe) Araştırılması. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*. 26 (3): 179-185.
- Taşdemir A. ve Ustaoglu M., 2005. Göller Bölgesi İç Sularının Chironomidae ve Chaoboridae (Diptera) Faunasının Taksonomik Yönden İncelenmesi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi* 22 (3-4): 377-384.

- Taşdemir A., Balık S. ve Ustaoglu S., 2004. İkizgöl'ün (Bornova, İzmir, Türkiye) Diptera (Insecta) Faunası. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi, 21 (3-4): 263-265.
- Teague H.E.B.S., 1999. Evaluation of Heavy Metal Bioaccumulation in Selected Species of Amazon Fish. University of Houston Clear Lake, USA.
- Tekin Ö.S. ve Kır G., 2007. Accumulation of Some Heavy Metals in *Raphidascaris acus* (Bloch, 1779) and Its Host (*Esox lucius* L., 1758). *Türkiye Parazitoloji Dergisi*, 31 (4): 327-329.
- Temponeras M., Kristiansen J. ve Moustaka-Gouni M., 2000. Seasonal Variation in Phytoplankton Composition and Physical-Chemical Features of the Shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece, *Hydrobiologia*, 424: 109-122.
- Timbrell J.A., 1992. *Principles of Biochemical Toxicology*. 2. Edition. Taylor&Francis. London&Washington DC. 369-378.
- Timmermans K.R., Spijkerman E., Tonkes M. ve Govers H., 1992. Cadmium and Zinc Uptake by Two Species of Aquatic Invertebrate Predators from Dietary and Aqueous Sources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 655-662.
- Torreblanca A., DelRamo J., Arnau J.A. ve Diaz-Maynas J., 1989. Cadmium, Mercury and Lead Effects on Gill Tissue of Freshwater Crayfish *Procambarus clarkii* (Girard). *Biol. Trace Elem. Res.* 21, 343-347.
- Trapp G.A. ve Cannon J.B., 1981. Aluminium Pots as a Source of Dietary Aluminium. *New England Journal of Medicine*, 304-172.
- Tulasi S.J., Reddy P.U. ve Ramana Rao J.V., 1992. Accumulation of Lead and Effects on Total Lipid Derivatives in the Freshwater Fish *Anabas testudineus* (Bloch). *Ecotox. Environ. Safe.*, 23(1): 33-38.
- Tuncan A., Tuncan M. ve Koyuncu H. (1996), *Petrollü Sondaj Atıklarının Toprak da Meydana Getirdiği Kirliliğin Fiziksel ve Kimyasal Etkilerinin Araştırılması*, TÜBİTAK, Yer deniz Atmosfer Bilimleri ve Çevre Araştırma Grubu, proje No: KTÇAG-136.
- Tuncay Y., 2007. Kovada Gölü'nde Yaşayan Istakozlarda (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.

- Tümen F., Bildik M., Baybay M., Cicik M. ve Solmaz B., 1992. Ergani Bakır İşletmesi Katı Atıklarının Kirlilik Potansiyeli. *Doğa Tr. J. of Engineering and Environmental Sciences*. 16, 43-53.
- Türkmen A., 2011. Türkiye Denizleri'nden Yakalanan Dil Balığı (*Solea solea* L., 1758) Türünün Kas ve Karaciğer Dokularında Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*. 1(3): 139-151.
- Türkmen M., Tepe, Y., Çalışkan, E. ve Ciminli, C., 2005. Amik Havzası Gölbaşı Gölü'nden Örneklenen İki Farklı Midye Türünün (*Unio terminalis* ve *Potamida littoralis*) Dokularında Ağır Metal Birikimi. *Türk Sucul Yaşam Der.* 3 (4): 17-19.
- Türkoğlu M., 2008. Van Gölünden Alınan Su, Sediment ve İnci Kefali (*Chalcalburnus tarichi*, Pallas 1811) Örneklerinde Bazı Ağır Metal Düzeylerinin Araştırılması. (Yüksek Lisans Tezi). Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, Van.
- Ugolini A., Borghini F., Calosi P., Bazzicalupo M., Chelazzi, G. ve Focardi, S., 2004. Mediterranean *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) as a Biomonitor of Heavy Metals Contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 526-532.
- Usero J., Izquierdo C., Morillo J. ve Gracia I., 2003. Heavy Metals in Fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from Salt Marshes on the Southern Atlantic Coast of Spain. *Environmental International*. 1069: 1-8.
- Uysal H., 1974. Çeşitli Bölgelerdeki *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819)'de Bazı Eser Elementlerin Distribisyonu, *E.Ü. Fen Fak. İlmî Rap. Serisi*, 165: 1-16.
- Uzunoglu O., 1999. Gediz Nehrinden Alınan Su ve Sediment Örneklerinde Bazı Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Celal Bayar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Manisa.
- Ünlü E. ve Gümgüm B., 1993. Concentrations of Copper and Zinc in Fish and Sediments from Tigris River, Turkey. *Chemosphere*, 26: 2055-2061.
- Üstün B. ve Okumuş E., 2006. *Orchestration Conditions in Heavy Metal Adsorption on to Sediment*, Sixth International Conference on Coastal Environmental 2006. Wessex Institute of Technology, 5-7 Haziran 2006, Rodos – Yunanistan.

- Van Eeden P.H. ve Schoonbee H.J., 1991. Bioaccumulation of Heavy Metals by the Freshwater Crab *Potamonautes warreni* from a Polluted Wetland. *South African Journal of Wildlife Research*, 21 (4): 103-108.
- Varanasi L. ve Markey D., 1978. Uptake and Release of Lead and Cadmium in Skin and Mukus of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Comp. Biochem. Physiol.* 60, 187-191.
- Volpi G.A.L., Cavallini E., Delaney D., Tagliapietra P.F., Ghetti C., Bettiol E. ve Argese E., 1999. *H. diversicolor*, *N. succinea* and *P. Cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) as Bioaccumulators of Cadmium and Zinc from Sediments: Preliminary Results in the Venetian Lagoon (Italy). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 71: 457-474.
- Vural T., 1984. *Toksikoloji*. Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayınları, Ankara.
- Watanabe S., Kimira M. ve Sobue T., 1997. Diet and Cancer: Epidemiological Approaches. Ohigashi H. Osawa T. Terao J. Watanabe S., Yoshikawa T., eds. Food Factors for Cancer Prevention 2: 3-8 Springer-Verlag Tokyo, Japan.
- Wetzel R.G., 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Corp. London.
- Wilham J.J., 1975. Biological Indicators of Pollutions, in Witton, B.A. (ed), River Ecology, Blackwell Scientific publ. Osney Mead. *Oxford*, 375-402.
- Yaramaz Ö., 1992. *Su Kalitesi*. E.Ü. Su Ürünleri Yüksek Okulu Yay No:14. İzmir.
- Yarsan E., Bilgili A. ve Türel İ., 2000. Van Gölü'nden Toplanan Midye (*Unio stevenianus*) Örneklerindeki Ağır Metal Düzeyleri. *Türk J. Vet. Anim. Sci.* 24: 93-96.
- Yazkan M., Özdemir F. ve Gölükcü M., 2004. Antalya Körfezinde Avlanan Bazı Yumuşakçalar ve Karideste Cu, Zn, Pb ve Cd İçeriği. *Turk J. Vet Anim.Sci.*, 28: 95-100.
- Yıldız N. ve Yener G., 2010. Dating of the Sediment Accumulation Rate, Radioactive and Heavy Metal Pollution in the Van Lake. *Ekoloji* 19 (77): 80-87.
- Yılgör S. ve Avcı M., 2004. Fethiye Limanı Sedimentlerinde İz Element Birikimleri. *Ulusal Su Günleri, Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 2 (3): 443-450.

- Yılmaz A.B. ve Doğan M., 2007. Heavy Metals in Water and in Tissues of Himri (*Carasobarbus luteus*) from Orontes (Asi) River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144: 437-444.
- Yılmaz F., 2004. Mumcular Barajı'nın (Muğla-Bodrum) Fiziko-Kimyasal Özellikleri. *Ekoloji*. 13: (50): 1-17.
- Zengin K.F ve Munzuroğlu Ö., 2005. Fasulye Fidelerinin (*Phaseolus vulgaris* L. Strike) Klorofil ve Karotenoid Miktarı Üzerine Bazı Ağır Metallerin (Ni^{+2} , Co^{+2} , Cr^{+3} , Zn^{+2}) Etkileri. *F.Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 17(1): 164-172.
- Zhou H.Y., Cheung R.Y.H., Chan K.M. ve Wong M.H., 1998. Metal Concentrations in Sediments and *Tilapia* Collected from Inland Waters of Hong Kong. *Water Research*, 11: 3331-3340.

ÇİZELGELER

Sayfa No

Çizelge 1. Metallerin içme suyunda izin verilen değerleri (mg L^{-1})	13
Çizelge 2. Metallerin sulama suyunda izin verilen değerleri (mg L^{-1}).....	13
Çizelge 3. Sedimentte izin verilen metal konsantrasyonları (mg g^{-1}).....	15
Çizelge 4. Sucul organizmalarda izin verilen metal konsantrasyonları ($\mu\text{g g}^{-1}$)	18
Çizelge 5. Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı su parametrelerinde iki yönlü varyans analizi	58
Çizelge 6. Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı sediment parametrelerinde iki yönlü varyans analizi	64
Çizelge 6. Umurbey Çayı ve Umurbey Barajı sediment parametrelerinde iki yönlü varyans analizi (devamı).....	65
Çizelge 7. Umurbey Çayı ve Barajında sudaki metal konsantrasyonlarında (mg L^{-1}) iki yönlü varyans analizi	73
Çizelge 8. Umurbey Çayı ve Barajında sedimentte metal konsantrasyonlarında (mg g^{-1}) iki yönlü varyans analizi.....	80
Çizelge 9. Umurbey Çayı ve Barajından yakalanan makro omurgasız canlılarda metal birikimleri için ($\mu\text{g g}^{-1}$) tek yönlü varyans analizi.....	97
Çizelge 9. Umurbey Çayı ve Barajından yakalanan makro omurgasız canlılarda metal birikimleri için ($\mu\text{g g}^{-1}$) tek yönlü varyans analizi (devamı)	98
Çizelge 10. 24, 48, 72, 96 Saatler sonunda deneyde ölen birey sayıları ile 96 saat sonunda ölen bireyler için yüzde ve probit değerleri.....	115
Çizelge 11. Bazı amfipod türleri için yapılan akut toksisite (LC_{50}) denemeleri	116
Çizelge 12. Sublethal dozlarda <i>Carcinus aestuarii</i> bireylerinde Pb birikimi ($\mu\text{g g}^{-1}$) üç yönlü varyans analizi	118

ŞEKİLLER

Sayfa No

Şekil 1. Metallerin ekosistemde taşınma yolları.....	14
Şekil 2. Ağır metallerin ekosisteme etkileri	17
Şekil 3. Umurbey Ovası genel görünüşü	35
Şekil 4. Umurbey Çayı ve Barajında belirlenen örnekleme istasyonları.....	36
Şekil 5. Umurbey Çayı 1 no'lu istasyon.....	37
Şekil 6. Umurbey Çayı 2. no'lu istasyon.....	37
Şekil 7. Umurbey Çayı 3. no'lu istasyon.....	38
Şekil 8. Umurbey Çayı 4. no'lu istasyon.....	38
Şekil 9. Umurbey Çayı 5. no'lu istasyon.....	39
Şekil 10. <i>Laccophilus minutus</i>	40
Şekil 11. <i>Ischnura elegans</i>	41
Şekil 12. <i>Cloeon dipterum</i>	42
Şekil 13. <i>Notonecta maculata</i>	43
Şekil 14. <i>Chaoborus flavicans</i>	44
Şekil 15. <i>Chironomus plumosus</i>	45
Şekil 16. <i>Gammarus aequicauda</i>	46
Şekil 17. <i>Hediste diversicolor</i>	47
Şekil 18. <i>Carcinus aestuarii</i>	48
Şekil 19. Akut toksisite deneme dizaynı	53
Şekil 20. Yarı statik toksisite deneme dizaynı.....	55
Şekil 21. Suda ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	61
Şekil 22. Suda ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	61
Şekil 23. Suda ölçülen pH değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi.....	62
Şekil 24. Suda ölçülen elektrik iletkenliği değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	62
Şekil 25. Suda ölçülen çözülmüş oksijen değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi.....	63
Şekil 26. Sedimentte ölçülen % nem değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	68
Şekil 27. Sedimentte ölçülen pH değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	68
Şekil 28. Sedimentte ölçülen elektrik iletkenliği değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi .	69
Şekil 29. Sedimentte ölçülen organik madde değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi.....	69
Şekil 30. Sedimentte ölçülen % kireç değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	70
Şekil 31. Sedimentte ölçülen % kum değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	70
Şekil 32. Sedimentte ölçülen % kil değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi.....	71

Şekil 33. Sedimentte ölçülen % silt değerlerinin mevsimlere bağlı değişimi	71
Şekil 34. Suda ölçülen kurşun konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi	76
Şekil 35. Suda ölçülen çinko konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi	76
Şekil 36. Suda ölçülen kadmiyum konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi	77
Şekil 37. Suda ölçülen demir konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi.....	77
Şekil 38. Suda ölçülen bakır konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi.....	78
Şekil 39. Suda ölçülen mangan konsantrasyonlarının mevsimlere bağlı değişimi	78
Şekil 40. Sedimentteki kurşun birikiminin mevsimlere bağlı değişimi.....	84
Şekil 41. Sedimentteki çinko birikiminin mevsimlere bağlı değişimi	84
Şekil 42. Sedimentteki kadmiyum birikiminin mevsimlere bağlı değişimi	85
Şekil 43. Sedimentteki demir birikiminin mevsimlere bağlı değişimi	85
Şekil 44. Sedimentteki bakır birikiminin mevsimlere bağlı değişimi	86
Şekil 45. Sedimentteki mangan birikiminin mevsimlere bağlı değişimi.....	86
Şekil 46. <i>Laccophilus minutus</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	100
Şekil 47. <i>Cloeon dipterum</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	101
Şekil 48. <i>Ishnura elegans</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	102
Şekil 49. <i>Notonecta maculata</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi	103
Şekil 50. <i>Chaoborus flavicans</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	104
Şekil 51. <i>Chironomus plumosus</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	105
Şekil 52. <i>Gammarus aequicauda</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	106
Şekil 53. <i>Carcinus aestuarii</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi.....	107
Şekil 54. <i>Hediste diversicolor</i> dokularında birikim gösteren metallerin mevsimlere bağlı değişimi	108
Şekil 55. 1 no’lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi	112

Şekil 56. 2 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi	113
Şekil 57. 3 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi	113
Şekil 58. 4 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi	114
Şekil 59. 5 no'lu istasyonda ölçülen ağır metal birikimlerinin çevresel değişkenlerle olan etkileşimi	114
Şekil 60. Kurşun metalinin <i>Gammarus aequicauda</i> bireyleri üzerine LC ₅₀ değeri.....	117
Şekil 61. Kurşun birikiminin solungaç dokusundaki konsantrasyona ve zamana bağlı değişimi.....	120
Şekil 62. Kurşun birikiminin hepatopankreas dokusundaki konsantrasyona ve zamana bağlı değişimi	120
Şekil 63. Kurşun birikiminin kas dokusundaki konsantrasyona ve zamana bağlı değişimi	121

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Kahraman SELVİ

Doğum Yeri: Kütahya

Doğum Tarihi : 08.03.1981

EĞİTİM DURUMU

LİSANS

Üniversite : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Akademik Birim : Su Ürünleri Fakültesi
Program/Bölüm/Diğer : Su ürünleri
Ülke : Türkiye
Mezuniyet Yılı : 2003

YÜKSEK LİSANS

Üniversite : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Enstitü : Fen Bilimleri Enstitüsü
Tez Konusu : Su Ürünleri
Tez Başlığı : “Çanakkale, Sarıçay'daki Ağır Metal Kirliliğinin (Fe, Ni, Cu, Zn) BazıBentik Makro Omurgasızlar Üzerindeki Etkisinin Araştırılması”
Ülke : Türkiye
Mezuniyet Yılı : 2006
Bildiği Yabancı Diller : İngilizce

YAYINLAR

a. Yayınlar – SCI - Diğer

- Selvi K.**, Akbulut M., 2012. Kurşun Nitratın $Pb(NO_3)_2$ *Gammarus aequiceda* (Martynov, 1931) Üzerine Akut Toksisitesi. *Tabiat ve İnsan Dergisi*. 46: 25-29.
- Akbulut M., Kaya H., Çelik E.Ş., Odabaşı D.A., Odabaşı, S.S., **Selvi K.**, 2010. Assessment of Surface Water Quality in the Atikhisar Reservoir and Sarıçay Creek (Çanakkale, Turkey). *Ekoloji*. 7417 Vol:19, No: 74, 139-149.

3. Akbulut M., Çelik Ş.E., Odabaşı D.A., Kaya H., **Selvi K.**, Aslan N. and Odabaşı S., 2009. Seasonal Distribution and Composition of Benthic Macroinvertebrate Communities in Menderes Creek Çanakkale-Turkey. *Fresenius Environmental Bull. (FEB)* Vol: 18, No:11a.
4. Akbulut, M., Odabasi, D.A., Kaya, H., Çelik, E.S., Yıldırım, M.Z., Odabasi, S and **Selvi, K.**, 2009. Changing of Mollusca Fauna In Comparison With Water Quality: Sarıca Creek and Atikhisar Reservoir Models (Canakkale-Turkey) *Journal of Animal and Veterinary Advances* 8 (12): 2699-2707.

b. Bildiriler – Uluslararası – Ulusal

1. **Selvi K.**, Akbulut M., Kaya H., 2012. Toxicity Of Heavy Metals: Using a Benthic Macro Invertebrates as a Sensitive Indicators. ISSD 2012 / May 31-June 1 2012.Sarajevo, Bosnia&Herzegovina.
2. Kaya H., Akbulut M., **Selvi K.**, Çelik E.Ş., Sevdan Y., 2012. Toxicity Mechanism of Lead on Freshwater Fish Haematology. ISSD 2012 / May 31-June 1 2012.Sarajevo, Bosnia&Herzegovina.
3. Çelik E.Ş., Sevdan Y., Kaya H., **Selvi K.**, 2011. Çanakkale Boğazı'ndaki Karagöz (*Diplodus vulgaris*, E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) Balığının Bazı Hematolojik Parametre Değerleri. X. Ekoloji ve Çevre Kongresi. 4-7 Ekim 2011. Çanakkale.
4. **Selvi K.**, Kaya H., Akbulut M., Çelik E.Ş., 2011. Atikhisar Barajı'ndan Avlanan Sazan ve Turna Balığı Dokularında İz Element Değerleri Üzerine Bir Ön Araştırma. X. Ekoloji ve Çevre Kongresi. 4-7 Ekim 2011.Çanakkale.
5. Akbulut M., Döner B., Yamuk, H., Odabaşı D.A., Odabaşı S., Kaya H., **Selvi K.**, 2011. Sarıca ve Kocabaş Çayı'ndaki Amphipoda Faunası Hakkında Bir Ön Araştırma (Çanakkale-Türkiye) X. Ekoloji ve Çevre Kongresi. 4-7 Ekim 2011. Çanakkale.
6. Odabaşı S., Akbulut M., **Selvi K.**, Odabaşı, D.A., Aşçıbaşı P., 2011. Umurbey Çayı (Çanakkale-Türkiye) Chironomidae (Diptera) Faunası Hakkında Ön Çalışma. X. Ulusal Ekoloji Ve Çevre Kongresi / 04-07 Ekim 2011/ Çanakkale.
7. Akbulut M., Arslan N., S. Odabaşı S., Çelik E. Ş., Odabaşı D.A., Kaya H., **Selvi K.**, 2009. Seasonal Distribution and Species Composition of Oligochaeta and Hirudinae Fauna of Karamenderes Creek (Çanakkale-Turkey). The Eleventh International Symposium on Aquatic Oligochaeta (5-12 October 2009, Alanya-Antalya/Türkiye).

8. Kaya H., Akbulut M., Çelik E.Ş., Odabaşı D.A., **Selvi K.**, 2008. Pestisitlerin Sucul Ekosisteme Etkileri. Çanakkale İli Değerleri Sempozyumları, 25-26 Ağustos 2008, Çanakkale.
9. Çelik E.Ş., **Selvi K.**, Akbulut M., Kaya H., Odabaşı D.A., 2008. Ağır Metallerin Sucul Ekosisteme Etkileri. Çanakkale İli Değerleri Sempozyumları, 25-26 Ağustos 2008, Çanakkale.
10. Akbulut M., Odabaşı D.A., Kaya H., Çelik Ş.E., Yıldırım M. Z., Sağır-Odabaşı S., **Selvi K.**, 2008. Atikhisar Barajı ve Sarıçay'ın (Çanakkale) Molluska Faunasının Su Kalitesine Bağlı Olarak Tür Kompozisyonu ve Aylık Değişimleri. III. Ulusal Limnoloji Sempozyumu, Ege Üniv. Su Ürünleri Fak., 27-29 Ağustos 2008, Urla-İzmir.
11. **Selvi K.**, Akbulut M., Kaya H., Odabaşı D.A., Çelik E.Ş., 2008. Çanakkale Sarıçay'daki Nikel, Demir, Çinko ve Bakırın *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) Üzerine Toksisitesi. Çanakkale İli Değerleri Sempozyumları, 25-26 Ağustos 2008, Çanakkale.
12. **Selvi K.**, Akbulut M., Kaya H., Sağır-Odabaşı S., Odabaşı D.A., Çelik Ş.E., 2008. Nikel, Demir, Çinko ve Bakırın *Carcinus aestuarii* Nordo, 1847 Üzerine Toksisitesi. III. Ulusal Limnoloji Sempozyumu, Ege Üniv. Su Ürünleri Fak., 27-29 Ağustos 2008, Urla-İzmir.

c. Katıldığı Projeler

1. Çanakkale, Sarıçay'daki Ağır Metal Kirliliğinin (Fe, Ni, Cu, Zn) Bazı Bentik Makro omurgasızlar Üzerindeki Etkisinin Araştırılması. ÇOMÜ BAP 2005/97.
2. Menderes Çayı'nın Bentik Makroomurgasız Faunasının Taksonomik ve Ekolojik Açından Araştırılması. ÇOMÜ BAP 2005-2007.
3. Umurbey Çayında (Çanakkale) Sudaki Ağır Metal Kirliliğinin Bazı Makroomurgasız Canlılar Üzerine Etkisinin Araştırması. ÇOMÜ BAP 2010/25.

İŞ DENEYİMİ

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi – Çan Meslek Yüksek Okulu 2012. (Çanakkale)

İLETİŞİM

E-posta Adresi: kahramanselvi@yahoo.com, kahramanselvi@hotmail.com