

Gökben BAŞARAN

Doktora Tezi

KÜ 2010

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

KAPULUKAYA BARAJ GÖLÜ (KIRIKKALE) VE AŞAĞI HAVZASI SU,
SEDİMENT VE SUCUL BİTKİ ÖRNEKLERİNDE AĞIR METAL
KONSANTRASYONLARININ KARŞILAŞTIRMALI OLARAK
İNCELENMESİ

Gökben BAŞARAN

NİSAN 2010

Biyoloji Anabilim Dalında GÖKBEN BAŞARAN tarafından hazırlanan KAPULUKAYA BARAJ GÖLÜ (KIRIKKALE) VE AŞAĞI HAVZASI SU, SEDİMENT VE SUCUL BİTKİ ÖRNEKLERİNDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ KARŞILAŞTIRMALI OLARAK İNCELENMESİ adlı Doktora Tezinin Anabilim Dalı standartlarına uygun olduğunu onaylarım.

...../...../.....

Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK

Anabilim Dalı Başkanı

Bu tezi okuduğumu ve tezin **Doktora Tezi** olarak bütün gereklilikleri yerine getirdiğini onaylarım.

Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Danışman

Jüri Üyeleri

Başkan	: Prof. Dr. Ahmet ALTINDAĞ	_____
Üye	: Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK	_____
Üye	: Doç. Dr. İlhami TÜZÜN	_____
Üye	: Doç. Dr. Sibel ATASAGUN	_____
Üye	: Doç. Dr. Perihan GÜLER	_____

Bu tez ile Kırıkkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu Doktora derecesini onaylamıştır.

Doç. Dr. Burak BİRGÖREN

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

AILENE:

ÖZET

KAPULUKAYA BARAJ GÖLÜ (KIRIKKALE) VE AŞAĞI HAVZASI SU, SEDİMENT VE SUCUL BİTKİ ÖRNEKLERİNDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ KARŞILAŞTIRMALI OLARAK İNCELENMESİ

BAŞARAN, Gökben

Kırıkkale Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı, Doktora tezi

Danışman: Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Nisan 2010, 183 sayfa

Bu çalışma, Mayıs 2007- Kasım 2008 tarihleri arasında Kapulukaya Baraj Gölü içerisinde belirlenen iki istasyon (S1 ve S2) ve aşağı havzasından seçilen üçüncü istasyonda (S3) gerçekleştirilmiştir. İstasyonlardan alınan sediment ve sucul bitki örneklerinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Pb, As, Cu, Mo, Hg ve Cd ağır metallerinin analizi PEDXRF cihazı kullanılarak yapılmıştır. Su örneklerinde ağır metal analizi için ICP-OES cihazı kullanılmıştır. Sediment örneklerinde belirlenen ağır metal konsantrasyonlarında doğal ve doğal olmayan miktarların ayırımını yapabilmek için, çalışma alanından alınan ana kayaç örneği kullanılarak, her bir element için zenginleşme faktörü (EF) ve jeoakümülyasyon indeks (Igeo) değerleri hesaplanmıştır. Bu değerler, sistemde Mn, As, Ni, Cu, Zn, Cr, Co, Mo ve Cd element konsantrasyonları üzerinde insan kaynaklı bir etkinin varlığını ortaya koyarken, Hg ve Pb elementleri için insan kaynaklı bir etkinin olmadığına işaret etmiştir. Ağır metal birikimi, istasyonlara ve mevsimlere göre farklılık göstermiştir. Bu farklılıkların oluşmasında genel kural teşkil edecek düzenli bir davranışın ortaya çıkmadığı görülmüştür.

Ağır metal birikiminin bitki türleri arasında ve her bir türe ait bitki rneklelerinin farklı kısımlarında değişiklik gösterdiği görülmüştür. Ağır metallerin genellikle bitkilerin kök kısmında birikme eğiliminde olduğu belirlenmiştir. İncelenen bitkiler tarafından Mn'nin en fazla, Hg'nın ise en az miktarda biriktirilen element olduğu tespit edilmiştir. Bitkilere ait translokasyon faktörü (TF) ve biyoakümülasyon faktörü (BF) değerleri hesaplanmıştır. Bu değerler, *Phragmites australis* bitkisinin Mo, Hg ve Cd elementleri için kök akümülatör özelliği gösterdiğini ortaya koymuştur. *Schoenoplectus lacustris* bitkisinin Cu, Ni, Mn, Zn elementlerini kökte etkin bir şekilde biriktirdiği görülmüştür. *Potamogeton perfoliatus* bitkisinde ise, Mn, Cr, Zn ve Cu elementlerini toprak üstü kısmına geçiş oranlarının (TF) 1' den yüksek olduğu görülmüştür. Bu durum bitkinin bu elementler için hiperakümülatör özellik gösterebildiğini destekler niteliktedir. *Schoenoplectus triquetar* bitkisinin Mn, Cr, Hg ve Cd elementleri için özellikle sonbahar ve yaz mevsimlerinde hiperakmlasyon karakterinin göstergesi olan TF değerinin 1 ve 1'den büyük olduğu görülmüştür.

Su rneklelerinde Mn, Zn, Ni, Cu ve Cd element konsantrasyonları tespit edilebilmiştir. Bu değerlerin Türkiye İçme Suyu Standartları ve Dünya Sağlık rgt tarafından belirlenen sınır değerlerden düşük olduğu görülmüştür.

Yapılan alışma, sediment ve bitkideki birikimlere bağlı olarak bölgede ağır metal kirliliğine ilişkin bir tehdidin oluştuğunu ortaya koymaktadır. Alınacak önlemlere ilişkin olarak ise, izleme çalışmasının havza nitelikli devam ettirilmek koşuluyla, atıkların çevreye verilmeden önce arıtılarak kontrolüne dayandırılması gerektiği önerilmektedir.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, Sediment, Sucul bitki, Biyoakmlasyon, Zenginleşme Faktörü, PEDXRF.

ABSTRACT

A COMPARATIVE INVESTIGATION OF HEAVY METAL
CONCENTRATIONS IN THE WATER, SEDIMENT AND MACROPHYTE
SAMPLES FROM KAPULUKAYA DAM LAKE (KIRIKKALE) AND LOWER
CATCHMENT AREA.

BAŞARAN, Gökben

Kırıkkale University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Biology, Ph. D. Thesis

Supervisor: Assoc. Prof. İlhami TÜZÜN

April 2010, 183 pages

This study was carried out on three selected sites, the two being within the Kapulukaya Dam Lake (S1 and S2) and the one in the lower catchment area of the Lake (S3) between May 2007 and November 2008. The heavy metal analysis, comprising of Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Pb, As, Cu, Mo, Hg ve Cd, were made on the sediment and plant samples, using PEDXRF. For the analysis of lake water samples, ICP-OES was applied. To designate the proportional amounts of both indigenous and artificial parts in the concentrations of heavy metals determined in the sediment, the enrichment factor (EF) and the geoaccumulation index values (I_{geo}) were calculated using bedrock samples obtained from the study area. These calculated values indicated that the effect of man made activities on the occurrence of concentrations could be accounted for the majority of heavy metals namely, Mn, As, Ni, Cu, Zn, Cr, Co, Mo ve Cd whereas such affect was not detected for Hg and Pb. Although spatial

and seasonal differences were found on the heavy metal accumulation they did not show any detectable trend, but rather indicated a random occurrence.

The heavy metal accumulation was observed to be plant species-specific and, showed variations between the different parts of each plant species. The heavy metals exhibited a tendency to accumulate within the plant roots. Mn was found to be the most accumulated element whereas Hg was the least in the plant species investigated. Both the Translocation Factor (TF) and Bioaccumulation Factor (BF) were also calculated for each plant species used in the study. These values attributed that *Phragmites australis* showed a superaccumulator characteristic for Mo, Hg and Cd elements. On the other hand, the plant species, *Schoenoplectus lacustris* was found to accumulate Cu, Ni, Mn and Zn elements in the root system highly effectively. The Translocation Factor values of the Mn, Cr, Zn ve Cu elements, calculated as to from root to shoot for the plant species, *Potamogeton perfoliatus* were higher than 1, indicating again a superaccumulator characteristic of this species to the mentioned elements. The same values of Mn, Cr, Hg and Cd for the plant species, *Schoenoplectus triqueter* were found to be 1 or higher during autumn and summer.

The concentrations of Mn, Zn, Ni, Cu and Cd were detectable levels in lake water samples however they were still lower than the acceptable levels given in the regulations by both The World Health Organization and The Turkish Drinking Water Quality Standards.

This study clearly assesses a heavy metal pollution in the region, based particularly on the findings from sediment and plant samples. Suggestions are made that the measures to be taken should be based on the methods bearing the effluent

control prior to release to the environment and an accompanying monitoring study is sustained and scaled up to the whole catchment along with it.

Key Words: Heavy metal, Sediment, Macrophyte, Bioaccumulation, Enrichment Factor, PEDXRF.

TEŞEKKÜR

Tezimin hazırlanması esnasında, her türlü bilgi ve deneyimleri ile daima desteğini aldığım tez yöneticisi hocam, Sayın Doç. Dr. İlhami TÜZÜN'e teşekkür ederim. Tez çalışmalarım esnasında, bilimsel konularda daima yardımını gördüğüm ve laboratuvarlarında çalışma imkânını bana sunan hocam Sayın Prof. Dr. Yusuf Kağan KADIOĞLU'na teşekkür ederim. Bitki örneklerinin teşhisindeki yardımlarından dolayı hocam Sayın Doç. Dr. Yusuf MENEMEN'e teşekkürlerimi sunarım.

Arazi çalışmalarım sırasında, desteklerini gördüğüm arkadaşlarım Yrd. Doç. Dr. Bülent KAYA'ya ve Dr. Kubilay TOYRAN'a teşekkürü bir borç bilirim. Ayrıca arazi çalışmalarımın ilk yılında yardımlarını gördüğüm çalışma arkadaşım Uzman Biyolog Yaşar ALUÇ'a ve arazi çalışmalarının planlanmasındaki yardımlarından dolayı Arş. Gör. Dr. Özlem İNCE YILMAZ'a teşekkür ederim.

Analiz çalışmaları sırasında bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım sevgili arkadaşım Arş. Gör. Kıymet DENİZ'e teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiv
KISALTMALAR DİZİNİ.....	xviii
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Genel	1
1.2.Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri	3
1.2.1 Manganez (Mn)	10
1.2.2. Krom (Cr)	11
1.2.3. Nikel (Ni).....	12
1.2.4. Çinko (Zn)	14
1.2.5. Kobalt (Co).....	15
1.2.6. Bakır (Cu).....	16
1.2.7. Arsenik (As)	17
1.2.8. Kurşun (Pb).....	18
1.2.9. Molibden (Mo)	19
1.2.10. Cıva (Hg)	20
1.2.11. Kadmiyum (Cd).....	21
1.3. Ağır Metal Birikimi ve Uzaklaştırılması.....	22

1.3.1. Sedimentte Ağır Metal Birikimi	22
1.3.2. Bitkilerde Ağır Metal Birikimi	27
1.3.3. Ağır Metallerin Uzaklaştırılması	32
1.4. Tez Çalışmasının Konusu.....	35
1.5. Tez Çalışmasının Amacı	36
2. MATERYAL VE YÖNTEM	38
2.1. Çalışma Alanı ve Özellikleri	38
2.2. Araştırma Bölgesinin Jeolojisi	41
2.3. Araştırma Bölgesinin İklimsel Özellikleri	44
2.4. Materyal	44
2.5. Yöntem	45
2.5.1. Arazi Çalışması ve Örneklerin Toplanması.....	45
2.5.2. Laboratuvar Çalışması.....	47
2.5.2.1. Sediment Örneklerinin Hazırlanması	47
2.5.2.2. Bitki Örneklerinin Hazırlanması	48
2.5.2.3. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenlerin Analizi	48
2.5.2.4. Sedimentte pH, Elektriksel İletkenlik ve Redoks Potansiyeli Ölçümü ..	50
2.5.2.5. Sedimentte Organik Madde Miktarının belirlenmesi	50
2.6. Polarize Enerji Ayrımlı X Işınları Floresans Tekniği (PEDXRF)	50
2.7. PEDXRF Multi Element Analizi için Örneklerin Hazırlanması	52
2.8. ICP-OES (Inductively Coupled Plasma) ile Su Örneklerinin Analizi	52
2.9. İstatistiksel Hesaplamalar.....	54
3. ARAŞTIRMA BULGULARI	55
3.1. Sedimentte Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları	55
3.1.1. İstasyon 1	55

3.1.2. İstasyon 2	58
3.1.3. İstasyon 3	66
3.2. Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metallere göre İstasyonların Karşılaştırılması...	67
3.3. İstasyonların Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metallere göre Mevsimsel Karşılaştırılması	69
3.4. Sediment Örneklerinde Belirlenen Organik Madde, pH, Redoks Potansiyeli ve Elektriksel İletkenlik Değerleri	70
3.5. Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi	75
3.6. Sedimentte Zenginleşme Faktörü (EF) Değerleri	80
3.7. Jeoakümülyasyon İndeks Değerleri (I _{geo}).....	83
3.8. Bitki Örneklerinde Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları	86
3.8.1. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları	86
3.8.2. <i>Schoenoplectus triqueter</i> (L.) Palla Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları	91
3.8.3. <i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları	105
3.8.4. <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları ...	109
3.8.5. <i>Typha angustifolia</i> L. Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları	114
3.9. Bitki Organ Yapıları Arasında Fark Analizi	118
3.10. Su Örneklerinde Tespit Edilen Ağır Metal Konsantrasyonları	124
3.10.1. İstasyon 1	124
3.10.2. İstasyon 2	125
3.10.3. İstasyon 3	125
3.11. Fiziksel ve Kimyasal Parametreler.....	129

4. TARTIŞMA	133
SONUÇ VE ÖNERİLER	150
KAYNAKLAR	152
ÖZGEÇMİŞ	183

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>ŞEKİL</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Kapulukaya Baraj Gölü ve Aşağı Havzasının haritası ve örnekleme istasyonları	39
2.2. Araştırma bölgesine ait 1/100 000 ölçekli jeoloji haritası ve jeoloji haritasında bulunan birimlerin açıklaması (MTA).....	42
3.1. Çalışmada değerlendirilen on bir elementin tüm periyot için hesaplanan ortalama verilerine ait zenginleşme faktörü (EF) değerleri.....	80
3.2. Çalışmada değerlendirilen on bir elementin tüm periyot için hesaplanan ortalama verilerine ait jeoakümülyasyon indeks (I_{geo}) değerleri.....	83
3.3. <i>Phragmites australis</i> bitkisine ait transakümülyasyon (TF) değerleri	86
3.4. <i>Phragmites australis</i> bitkisine ait biyoakümülyasyon shoot (BFs) değerleri.....	88
3.5.a. Sekiz elemente ait biyoakümülyasyon kök (BFk) değerleri.....	89
3.5.b. Üç elemente ait biyoakümülyasyon kök (BFk) değerleri.....	89
3.6. <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisindeki ağır metal konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi	94
3.7.a. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Hg, Cd için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi.....	96
3.7.b. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Zn, Cu, Mo, Ni, Co, Pb, As için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi	96
3.8.a. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Hg, Cd için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi.....	98

3.8.b. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Zn, Cu, Mo, Ni, Co, Pb, As için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi	98
3.9.a. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Zn, Cu, Mo, Cd için hesaplanan BFs değerlerinin mevsimsel değişimi	99
3.9.b. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Ni, Co, As, Pb, Hg için hesaplanan BFs değerlerinin mevsimsel değişimi	99
3.10.a. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Zn, Cu, Mo, Cd için hesaplanan BFs değerlerinin mevsimsel değişimi	100
3.10.b. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Ni, Co, As, Pb, Hg için hesaplanan BFs değerlerinin mevsimsel değişimi	100
3.11.a. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi	102
3.11.b. S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde As, Mo, Cu, Cd, Hg ve Pb için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi	102
3.12.a. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi	103
3.12.b. S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinde As, Mo, Cu, Cd, Hg ve Pb için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi	103
3.13. <i>Schoenoplectus lacustris</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin mevsimsel değişimi	106
3.14. <i>Schoenoplectus lacustris</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFs değerlerinin mevsimsel değişimi	107
3.15. <i>Schoenoplectus lacustris</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFK değerlerinin mevsimsel değişimi	108

3.16. <i>Potamogeton perfoliatus</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin istasyonlara göre değişimi	109
3.17. <i>Potamogeton perfoliatus</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFs değerlerinin istasyonlara göre değişimi	110
3.18. <i>Potamogeton perfoliatus</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFk değerlerinin istasyonlara göre değişimi.....	111
3.19. <i>Typha angustifolia</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin mevsimsel değişimi.....	115
3.20. <i>Typha angustifolia</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFs değerlerinin mevsimsel değişimi.....	116
3.21. <i>Typha angustifolia</i> bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFk değerlerinin mevsimsel değişimi.....	117

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>ÇİZELGE</u>	<u>Sayfa</u>
1.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre genel kalite kriterleri.....	8
2.1. Elementlerin dalga boyları ve algılama limitleri.....	53
3.1. 2007 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki toplam ve ortalama ağır metal konsantrasyonları ($\mu\text{g/g}$) standart sapma değerleri.....	60
3.2. 2008 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki toplam ve ortalama ağır metal konsantrasyonları ($\mu\text{g/g}$) standart sapma değerleri.....	61
3.3. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal konsantrasyonlarının minimum ve maksimum değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)	62
3.4. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal elementlerinin (Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu) mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)	63
3.5. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal elementlerinin (As, Pb, Mo, Hg, Cd) mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).....	64
3.6. 2007 yılında alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerleri.....	71
3.7. 2008 yılında alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerleri	72

3.8. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerlerinin mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri	74
3.9. S1 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon değerleri ($p<0,05$).....	76
3.10. S2 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon değerleri ($p<0,05$).....	77
3.11. S3 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon değerleri ($p<0,05$).....	78
3.12. Sediment örneklerinde 2007 ve 2008 yılları için ayrı ayrı hesaplanan zenginleşme faktörü değerleri.....	81
3.13. Sediment örneklerinde 2007 ve 2008 yılları için ayrı ayrı hesaplanan Jeoakümülyasyon (I_{geo}) değerleri.....	84
3.14. Mayıs 2007 tarihinde üç istasyondan ve Temmuz 2007 tarihinde sadece S3 istasyonundan alınabilen <i>Phragmites australis</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)...	87
3.15. Örnekleme periyodu süresince S1 istasyonlarından alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).....	92
3.16. Örnekleme periyodu süresince S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triqueter</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).....	93

3.17. 2008 yılında S3 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus lacustris</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları (µg/g kuru ağırlık).....	105
3.18. 2007 yılında S1 ve S2 istasyonundan alınan <i>Potamegeton perfoliatus</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları (µg/g kuru ağırlık).....	112
3.19. 2007 yılının Ağustos ve Ekim aylarında S3 istasyonundan alınan <i>Typha angustifolia</i> bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları (µg/g kuru ağırlık).....	114
3.20. Sediment örnekleri ile bitki kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip (p<0,05) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment).....	119
3.21. Sediment örnekleri ile S1 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triquetar</i> kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip (p<0,05) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment).....	120
3.22. Sediment örnekleri ile S2 istasyonundan alınan <i>Schoenoplectus triquetar</i> kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip (p<0,05) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment).....	121
3.23. Sediment örnekleri ile <i>Schoenoplectus lacustris</i> bitki kısımları ve <i>Typha angustifolia</i> bitki kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip (p<0,05) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment)	122

3.24. 2007 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan su örneklerinde belirlenen ortalama ağır metal konsantrasyonları ve standart sapma değerleri (mg/L)	126
3.25. 2008 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan su örneklerinde belirlenen ortalama ağır metal konsantrasyonları ve standart sapma değerleri (mg/L)	127
3.26. Örnekleme istasyonlarında ölçülen fiziksel ve kimyasal değişkenlerin değerleri.....	130
4.1. Çalışma periyodu süresince sedimentte tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının Türkiye’de yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)	137
4.2. Çalışma periyodu süresince sedimentte tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının yurt dışında yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).	138
4.3. Çalışma periyodu süresince suda tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının Türkiye’de yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması (mg/L).	148

KISALTMALAR DİZİNİ

S1	İstasyon 1
S2	İstasyon 2
S3	İstasyon 3
TP	Toplam fosfor
SRP	Çözünmüş reaktif fosfor
TDS	Toplam çözünmüş katı madde
SS	Askıdaki katı madde
EF	Zenginleşme faktörü
Igeo	Jeoakümülyasyon değeri
TF	Translokasyon faktörü
BF	Biyoakümülyasyon faktörü

1. GİRİŞ

1.1. Genel

Dünya yüzeyinin dörtte üçünü kaplayan suyun büyük bölümü tuzlu su olarak bulunmaktadır. Kutuplardaki buzullar, yeraltı suları, göl ve nehirlerden oluşan tatlısu kaynakları toplam su rezervinin yaklaşık % 3'lük kısmını oluşturmaktadır. Toplam tatlısu kaynakları içerisinde ise, sadece % 0,27'lik kısmı canlılar tarafından doğrudan kullanılabilir haldeki göl ve nehirler şeklinde bulunmaktadır (Gleick, 1996). Bütün canlılar suyla ilgili değişik ihtiyaçlarını karşılayabilmek için, yeryüzünde kısıtlı miktarlarda bulunan bu doğal tatlısu kaynaklarını kullanmak durumundadır. Aynı zamanda tatlısu kaynaklarının yeryüzünde eşit dağılmaması, bu kaynakların doğru ve verimli kullanılmalarını sağlayacak şekilde su kaynak yönetiminin yapılmasını zorunlu hale getirmiştir. Örneğin, mevcut bir su kaynağının uygun zamanlarda ve gerekli alanlarda kullanılabilmesi için, yeterli miktardaki suyun biriktirilmesi amacıyla kurulan barajlar, su yönetimi ve planlanması kapsamında ele alınan konulardan birisidir. Bu amaçla, dağlardan gelerek bir deniz ya da göle ulaşmak amacıyla olan akarsu kaynaklarının önlerine setler kurulmasıyla, arkalarında oluşturulan gölde suyun birikmesi sağlanır. Oluşturulan bu suni ekosistemlerde biriken su; elektrik üretmek, içme suyu sağlamak, tarımda sulama yapmak, sel baskınlarından korunmak, balıkçılık gibi amaçlarla kullanıldığı gibi baraj gölü ve çevresi rekreasyon ve turizm açısından da kullanılmaktadır (Tundisi ve Matsumura-Tundisi, 2003).

Bir akarsuyun önüne set çekilerek suyun depolanması, aslında çok eskilere dayanan bir işlemdir. Baraj inşasının geçmişi, M.Ö. 6000 yıllarında Mezopotamya'da

sulama amacıyla yapılan küçük setlere kadar uzanmaktadır. Daha sonra bu küçük setlerin yerini Nil Nehri üzerinde M. Ö. 2686 ile 2498 yılları arasında taş kullanılarak inşa edilen ancak sel baskını sonucu yıkılan “Sadd Al-Kafara” barajı gibi büyük barajlar almış ve 600.000 m³ kapasiteli barajın yapımı 10-15 yıl sürmüştür (Kamil, 2004). Kamboçya’ da Sri Lanka ve Angkor Watt’ daki Anuradhapura’ da inşa edilen barajlar da en az 2000 yıl öncesinde inşa edilmiştir. Tarihsel olarak barajlar ilk önce sulama amacıyla kurulmuş iken, kullanım alanlarının artan çeşitliliğine paralel olarak sayı ve büyüklükleri de günümüzde belirgin bir şekilde artmıştır (Moss, 1988).

Türkiye için de baraj yapımı yeni bir kavram olmayıp sayıları gün geçtikçe artmaktadır. Cumhuriyet tarihinin ilk barajı 1936 yılında inşa edilen Çubuk I Barajı’dır. Uluslararası Büyük Barajlar Komisyonu (ICOLD) standartlarına göre, Türkiye’ de 2009 yılı itibariyle işletme halinde 673 adet baraj mevcut olup “büyük baraj” olarak nitelendirilmektedir (temelden yüksekliği 15 m ve rezervuar hacmi 3 hm³e eşit veya daha fazla olan rezervuarlar). Devlet Su İşleri tarafından inşa edilerek işletmeye alınmış büyük baraj adedi 655 olup, diğer kuruluşlarca yapılan 18 adet büyük baraj bulunmaktadır. (Anonim, 2010a).

Özellikle 20. yüzyıl içerisinde artan nüfusla birlikte sosyo-ekonomik gelişim, kentleşme, endüstrinin gelişimi, tarımsal aktivitelerin artması su kaynaklarına olan ihtiyacın gün geçtikçe artmasına neden olurken (Jurdi vd., 2002), sanayi devrimiyle birlikte sucul ekosistemlerde görülen kirlilik, büyük bir hız kazanmış ve çağımızın en önemli çevre sorunlarından birisi haline gelmiştir (Mason, 1991).

Çevremizde istenmeyen etkilerin açığa çıkmasına, yaşam ve sağlık koşullarının bozulmasına neden olan ve böylece yaşam kalitesinin azalmasına ve hatta bazı durumlarda ölümlere sebep olabilen herhangi bir madde kirlenici olarak

adlandırılmaktadır. Bu şekilde tanımlanan herhangi bir maddenin doğada bulunuş seviyeleri, tolerans limitlerinin altında ya da başka deyişle, “istenen ya da kabul edilebilir” aralıklarda olmak zorundadır. Bu nedenle, çevresel kirlilik; su, hava ve karada toksik etkilere sebep olabilen ve bu çevrede yaşayan organizmalara zarar veren bir kirleticinin bulunması durumu olarak ifade edilmektedir (Duruibe vd., 2007).

Baraj göllerinin, özellikle içme suyu temininde kullanılmasından dolayı baraj suyunun kalitesi ve içme suyu standartlarına uygunluğu önemli hale gelirken, su kirliliğine yönelik sorunların araştırılması, buna yönelik tedbirlerin alınarak çözüm yollarının önerilmesi gerekmektedir.

1.2. Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri

Metal cevherlerinin işlenmeye başladığı antik çağlardan bu yana metaller, doğal çevrimlerinin dışında insan faaliyetleri sonucunda atmosfere, hidrosfere yayılmaya başlamıştır. Yüzyıllar boyunca metaller, çevresel etkileri bilinmeksizin insanlar tarafından silah yapımında, su borularında, takı yapımı gibi pek çok alanda kullanılmıştır. Sanayi devrimiyle birlikte ağır metal içeren kömürlerin yakılması sonucu özellikle endüstri bölgelerindeki sucul ekosistemlerde görülen kirlilik, büyük bir hız kazanmış ve çağımızın en önemli çevre sorunlarından birisi haline gelmiştir (Mason, 1991). En basit anlamda kirlilik; “herhangi bir şeyin yanlış alanda normalden fazla bulunması” şeklinde tanımlanabilir (Philips ve Rainbow, 1994).

Özellikle endüstriyel ve evsel atıklar, tarım faaliyetleri, rafineri atıkları, ulaşım, fosil yakıtlarının yakılması, madencilik, gibi antropojenik faktörler, artan

kirlenmenin başlıca sebeplerini oluşturmaktadır (Bergman vd., 1986, Moss, 1988, Chen ve Chen, 2001). Su kitlelerinde bu antropojenik etkenlerin neden olduğu kirlilik; ötrofikasyon, asidifikasyon, alüvyon birikmesi ve ağır metal kirliliği gibi çok farklı şekillerde ortaya çıkabilmektedir (Henderson-Sellers ve Markland, 1987; Vollenweider, 1989; Kira, 1993; Straskraba ve Tundisi, 1999). Bu kirleticilerden özellikle ağır metaller, bırakıldıkları ortamda uzun süre kalabilmeleri, sucul canlılarda toksik etkiler meydana getirebilmeleri ve besin zincirinde birikerek insan sağlığını tehdit etmeleri sebebiyle dikkat çekmektedir.

Ağır metal terimi, yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik etki gösterebilen elementler için kullanılmaktadır. Ağır metal tanımı fiziksel özellik açısından atomik yoğunluğu 4g/cm^3 ya da 5 g/cm^3 ten daha yüksek olan metaller ve metalloidler için kullanılan genel bir terimdir (Huton ve Symon, 1986; Nriagu, 1989; Garbarino vd., 1995; Nies, 1999). Ağır metal olarak bilinen elementler ve onların iyonları, periyodik tabloda geçiş elementleri olarak tanımlanan geniş bir gruba dahildir. Ağır metaller, sıklıkla iz element veya mikro besin maddeleri olarak da adlandırılmaktadır (Phipps, 1981). Ancak iz element tanımı daha çok organizmaların ihtiyacı olan esansiyel metalleri ifade etmek için kullanılır ve hücrede düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır (Bat vd., 1998). Doğal olarak meydana gelen 90 elementten 53 tanesi ağır metaldir. Bu gruba kurşun, kadmiyum, krom, demir, kobalt, bakır, nikel, cıva ve çinko gibi elementler girmektedir. Fakat bunların sadece 17 tanesi biyolojik olarak mevcuttur ve ekosistem için önem teşkil etmektedir. Mo, Cu, Zn, Cr, Ni, Fe ve Co enzim ve pigmentlerin yapı taşı olarak canlılar için önem teşkil eden temel mikroelementlerden olmakla birlikte bütün metaller ve metaloidler yüksek konsantrasyonlarda bulduklarında toksik etki gösterebilmektedir. Toksikite kavramı metalden metale değişebildiği gibi

organizmadan organizmaya da farklılık gösterebilmektedir. Özellikle bakır (Cu), kadmiyum, (Cd), kurşun (Pb), cıva (Hg) yüksek konsantrasyonlarda enzim fonksiyonlarını bozması, pigmentlerde temel metallerin yerine geçmesi ya da reaktif oksijen türevleri oluşturabilmeleri sebebiyle yüksek konsantrasyonlarda bulduklarında canlı sistem için zararlı olabilmektedir. Canlılara gerekli olmayan bazı ağır metallerle temel element olarak bulunan ağır metaller arasındaki benzerlik (Cd-Zn, Se-S ya da As-P gibi metal çiftleri) enzimatik sistemlerde temel metallerin yerini alabilme olasılıklarından ötürü ağır metallerin yüksek toksisitelerini ortaya çıkarabilir (Carranza-Álvarez vd., 2008; Babula vd., 2008).

Bu zehirli kirleticilerin kaynakları ve ekolojik süreçlerdeki akıbetlerinin belirlenmesi ve uygun kontrol ölçütlerinin karakterize edilmesindeki problemler, uluslararası karar verici mercilerin karşı karşıya kaldığı en önemli ve zor konulardan birisidir (Thomas ve Swain, 1988). Avrupa Komisyonu'nun zehirlilik, kalıcılık ve biyolojik birikim potansiyelini göz önünde bulundurarak hazırladığı ve en tehlikeli zehirli bileşiklerin yer aldığı "Kara Liste", cıva ve kadmiyum ile bu ağır metallerin bileşiklerini de içermektedir. Çinko, bakır, nikel, krom, kurşun ve daha bir çok metal ve metaloid ise, daha az tehlikeli bileşiklerin listelendiği "Gri Liste"nin başında yer almaktadır (Mason, 1991). Sucul sistemlerde iz elementler, su, canlılar ve sediment arasında sürekli bir döngü sergilemektedir (Uysal, 1979). Kayaların aşınması, volkanik aktiviteler gibi doğal fiziksel ve kimyasal süreçlerin su kütlelerindeki ağır metal zenginleşmesine bazı dikkate değer katkıları olmakla birlikte sistemdeki artışlarında en önemli paya insan kaynaklı aktiviteler sahiptir. Bu aktiviteler, kurşun, kadmiyum ve cıva gibi canlılar için gerekli olmadığı bilinen zehirli metallerin ve canlıların kullandığı ancak belirli bir seviyenin üzerinde zehirleyici etki gösteren bakır, çinko, demir gibi metallerin tatlı sulardaki seviyelerini yükseltmektedir

(Förstner ve Wittmann, 1983; Moriarity, 1988; Meybeck vd., 1989; Veena vd., 1997; Rashed, 2001; Canli ve Atli, 2003). Metal kirliliği içeren atık suların başlıca kaynaklarını, kurşun, çinko, demir, bakır, gümüş, krom gibi metallerin elde edilmesine yönelik olan maden işletmeleri, demir-çelik, bakır gibi metal endüstrileri, kurşun batarya, seramik, matbaacılık, fotoğrafçılık, tekstil, elektrik-elektronik, kimya, boya ve otomotiv endüstrileri oluşturmaktadır (Şengül, 1991; Zhang vd., 2004).

Sucul sistemlere çeşitli şekillerde giren bu metallerin, su veya bitkiler yoluyla ya da beslenme dışında yollarla (mesela balıklarda solungaçlardan) besin zincirine girdikleri (Brezonik vd., 1991) ve canlı organizmalara doğrudan zarar vermese de, biyolojik birikim ve besin zinciri ilişkilerinin etkileri sonucunda canlı doku ve organlarında depo edildikleri bilinmektedir (Chernoff ve Dooley, 1979; Eromesele vd., 1995). Sucul sistemlerde organizmaların su ve besin zinciri yoluyla aldığı zehirli maddeleri vücutlarından uzaklaştırma hızları, bu maddeleri alma hızlarından daha az olduğunda biyolojik birikim meydana gelir. Biyokonsantrasyon ise; organizmanın sadece sudan, solungaçlar veya epitel doku vasıtasıyla aldığı ve dokularında biriken madde miktarını ifade eder (Matsui vd., 1991; Adham vd., 1999; Newman ve Unger, 2002). Suda yaşayan canlılar, toksik maddelerin sudaki konsantrasyonundan çok daha yüksek miktarlarda bu kirliticileri dokularında biyoakümüle ve biyokonsantre edebilirler (Cha vd., 1997).

Çevre kirliliği sonucunda açığa çıkan, ağır metallere kaynaklanan gıda zehirlenmeleri çok nadir görülmektedir. Bu şekilde gözlenen çevre kirlenmesinin en bilinen örneği 1932-1955 yılları arasında Japonya’da meydana gelmiştir. 1932 yılından itibaren Japonya’da cıva içeren lağım sularının Minamata sahiline serbest bırakılması sonucu gözlenmiştir. 1952 yılında cıva ile kirlenmiş balıkların Minamata

nüfusu tarafından tüketilmesi sonucu cıva zehirlenmesi açığa çıkmış ve hastalık da Minamata sendromu olarak adlandırılmıştır (Irukayama, vd., 1961; Newman ve Unger, 2002). Bununla birlikte yine Japonya’da gözlenen Itai-Itai hastalığının nedeni olan temel faktör, kadmiyum olarak belirlenmiştir (Ishizaki vd., 1968). Çinko, kurşun, gümüş ve altın üretimi yapan bir endüstri kuruluşunun, kadmiyum içeren atık suları Japonya’nın merkezinde bulunan Jinzu Nehri’ne bırakması neticesinde aşağı havzasında bulunan pirinç tarlaları nehrin sulama amaçlı kullanılması üzerine bu atık sulardan etkilenmiştir. Kadmiyum bu bölgede yetişen pirinç tanelerinde birikmiş ve bu pirinçler yıllarca insanlar tarafından tüketilmiştir. Kadmiyumun böbrek fonksiyonlarını engellediği ve osteoporozu neden olduğu gözlemlenmiştir (Aoshima vd., 1988a).

Endüstriyel su kirliliği sonucunda gözlenen Minamata ve Itai-Itai hastalıkları, biyolojik birikim yoluyla ya da besin zinciri mekanizmaları sonucunda insan sağlığını tehdit ederek ölümlerine neden olmuş iki önemli olaydır. Toksik maddelerin etkisiyle gözlenen su kirliliğinin, sadece içme suyu amaçlı kullanılması sırasında değil aynı zamanda diğer yollardan da insan sağlığını tehdit edebileceğini ortaya koymuştur. Buna göre, ülkemizde su kirliliğine bağlı olarak çeşitli su kalite sınıfları ortaya konulmuş ve bu sınıflara dair sınır değerler yönetmelikçe belirtilmiştir. Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından hazırlanan “Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Genel Kalite Kriterleri” (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği 31.12.2004 Resmi Gazete, Sayı: 25687) Çizelge 1.1. de verilmiştir.

Çizelge. 1.1. Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Genel Kalite Kriterleri

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları			
	I (Yüksek Kalite)	II (Az Kirlenmiş)	III (Kirlenmiş)	IV (Çok Kirlenmiş)
A. Genel fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler				
1. Sıcaklık (°C)	25	25	30	>30
2. pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.0-9.0	6.0-9.0 dışında
3. Çözünmüş oksijen (mg/L)	8	6	3	>3
4. Oksijen doygunluğu (%)	90	70	40	<40
5. Klorür iyonu (mg/L)	200	200	400	>400
6. Sülfat iyonu (mg/L)	200	200	400	>400
7. Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ /L)	0,2	1	2	>2
8. Nitrit azotu (mg NO ₂ /L)	0.002	0.01	0.05	>0.05
9. Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	5	10	20	>50
10. Toplam fosfor (mg PO ₄ ⁻³ -P/L)	0.02	0.16	0.65	>0.65
11. Toplam çözünmüş madde (mg/L)	500	1500	5000	>5000
12. Renk (Pt-Co standardı)	5	50	300	>300
13. Sodyum (mg/L)	125	125	250	>250

Çizelge. 1.1. Devamı

B. İnorganik endüstriyel kirlenme parametreleri				
1. Cıva ($\mu\text{g/L}$)	0.1	0.5	2	>2
2. Kadmiyum($\mu\text{g/L}$)	3	5	10	>10
3. Kurşun ($\mu\text{g/L}$)	10	20	50	>50
4. Arsenik ($\mu\text{g/L}$)	20	50	100	>100
5. Bakır ($\mu\text{g/L}$)	20	50	200	>200
6. Krom (toplam) ($\mu\text{g/L}$)	20	50	200	>200
7. Krom ($\mu\text{g Cr}^{+6}$ /L)	Ölçülmeyecek kadar az	20	50	>50
8. Kobalt ($\mu\text{g/L}$)	10	20	200	>200
9. Nikel ($\mu\text{g/L}$)	20	50	200	>200
10. Çinko ($\mu\text{g/L}$)	200	500	2000	>2000
11. Siyanür (toplam) ($\mu\text{g/L}$)	10	50	100	>100
12. Florür (mg/L)	1000	1500	2000	>2000
13. Serbest klor ($\mu\text{g Cl}_2/\text{L}$)	10	10	50	>50
14. Sülfür ($\mu\text{g S/L}$)	2	2	10	>10
15. Demir ($\mu\text{g Fe/L}$)	300	1000	5000	>5000
16. Mangan ($\mu\text{g Mn/L}$)	100	500	3000	>3000
17. Bor ($\mu\text{g B/L}$)	1000	1000	1000	>1000
18. Baryum ($\mu\text{g Ba/L}$)	1000	2000	2000	>2000
19. Selenyum ($\mu\text{g Se/L}$)	10	10	20	>20
20. Alüminyum (mg Al/L)	0.3	0.3	1	>1

1.2.1 Manganez (Mn)

Atom numarası 25, yoğunluğu $7,43 \text{ gcm}^{-3}$ olan manganez oda sıcaklığında katı halde bulunmaktadır. Periyodik tabloda 7A grubunda yer alan manganez kimyasal davranışlarında demir ile benzerlik göstermektedir. Doğal olarak sıklıkla metamorfik, sedimenter ve volkanik kayalarda bulunan manganezin, litosferdeki ortalama konsantrasyonu 1000 ppm dir (Bradl, 2005). 100'den fazla Mn minerali olmakla birlikte en önemli Mn minerali doğal siyah olan piroluzit (MnO_2) dir. Diğer önemli Mn mineralleri; rhodochrosite (MnCO_3), manganit ($\text{Mn}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$), hausmannit (Mn_3O_4), braunit ($3\text{Mn}_2\text{O}_3\text{-MnSiO}_3$), rhodonit (MnSiO_3) dir (Burdige, 1993; Bradl, 2005). Metalürji endüstrisinde ve çelik yapımında temel bir bileşen olarak kullanılan Mn, alüminyum ve bakır alaşımlarının üretiminde de kullanılmaktadır. Seramik, cam, boya endüstrisinde, kuru pillerde, elektrik bobinlerinde bir katalizör olarak rol oynar (Bradl, 2005). Fosfor, azot ve organik asitlerin metabolizması için gerekli olan bazı enzimleri aktive eden manganez, bitkilerde temel iz elementlerden bir tanesidir. Demir ile birlikte klorofil oluşumunda rol alan Mn, solunum ve protein sentezinden sorumlu çeşitli bitki enzimlerinin bileşenidir. Sıklıkla Al toksisitesi ile birlikte meydana gelen Mn fitotoksitesinin çok önemli olduğu dikkate alınmaktadır. Alüminyum ve mangan toksisitesi asidik topraklarda en önemli gelişmeyi sınırlayıcı faktörlerdir. Mangan, insan ve hayvanlar için de temel elementlerden birisidir. Ancak normal bir diyet sürdüren canlıda Mn eksikliği hemen hemen hiç gözlenmez. Mangan, hidrolaz, kinaz, dekarboksilaz ve çeşitli metaloenzimlerin yapısında kofaktör olarak görev alır (Bradl, 2005). Tahıllar, hububat ve çay gibi birçok gıda ürününde de bol miktarda bulunmaktadır. Bir fincan çay 0,3-1,4 mg Mn içermektedir

(Anonim, 2010b, Bradl, 2005). İnsanlarda Mn toksisitesi nadirdir ve genellikle havadan gelen manganın kronik solunmasının bir sonucudur.

Sindirilen Mn toksik etkisi düşük iken solunumla alınan Mn nörotoksik olabilir bu durum muhtemelen solunumla alınan manganın beyine ulaşması diğer taraftan sindirimle alınan manganın ise metabolize ve elimine etme yeteneğinde olan karaciğere geçmesinden kaynaklanmaktadır (Bradl, 2005). Mangan toksisitesine maruz kalan bireylerde hareket kontrolünde zayıflama, yüz ifadesinde bozulma, zihinsel ve duygusal rahatsızlıklar görülür. Ayrıca solunum problemlerine de yol açabilmektedir (Anonim, 2010b).

1.2.2. Krom (Cr)

Atom numarası 24, yoğunluğu $7,2 \text{ gcm}^{-3}$ olan krom periyodik tabloda 6B grubu elementidir. Yeryüzünde yedinci bol bulunan element olan krom element formunda nadir olarak bulunmakla birlikte çeşitli minerallerin yapısında yer almaktadır (Katz ve Salem, 1994; Cervantes vd., 2001). En önemli krom minerali kromit $[(\text{Fe}^{2+}\text{Cr}_2\text{O}_4)]$ dir. Krom içeren diğer mineraller kurşun, magnezyum ve alüminyum gibi elementlerle kompleks oluşturmuş durumdadır. Krom; Cr^{2-} den Cr^{6+} kadar çeşitli şekillerde bulunmakla birlikte, kararlı iki formu üç değerlikli (CrIII) ve altı değerlikli (CrVI) kromdur (Vernay vd., 2007). İnsan ve hayvanlarda glukoz ve lipid metabolizmalarında kullanılan Cr (III) gerekli bir kimyasal maddedir. Ancak, metalurjik süreçlerde, metal kaplama, boya ve pigment üretimi ve tekstil endüstrisi gibi faaliyetler sonucunda doğaya karışan Cr (VI) formu, yüksek oranda zehirli bir kanserojendir ve yüksek dozlarda alındığında ölümcül olabilmektedir (Zayed ve

Terry, 2003). Krom çoğunlukla paslanmaz çelik üretiminde, harç yapımında ve yüksek erime ısısı sebebiyle ateşe dayanıklılık gerektiren alanlarda kullanılır. Aynı zamanda Cr içeren kimyasalların üretilmesinde, deri tabaklamada, boya maddelerinde, tekstil ürünlerinde kullanılmaktadır (Zhang vd., 2004; Bradl, 2005). Canlılar için temel iz elementlerden biri olan krom, insanlarda şeker metabolizmasında rol oynamaktadır. (Shrivastava vd., 2002; Babula vd., 2008).

Krom bileşiklerinin yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu canlılar üzerinde şiddetli toksisiteye ve güçlü kanserojen etkiye sahip olduğu hatta canlının ölümüne kadar gidebilecek olan sonuçlar doğurabileceği kanıtlanmıştır. Altı değerlikli kromun üç değerlikli formuna göre daha toksik etkiye sahip olduğu bilinmektedir (Shanker vd., 2005; Babula vd., 2008). Düşük krom konsantrasyonları bitki gelişimini artırmaktadır. Bununla birlikte artan krom miktarları son derece toksik etki gösterebilmektedir. Bitkilerde gelişmeyi engelleme, yaprak klorozu, bodur kalma ve sonuçta bitkinin ölümüne kadar gidebilen zararlar ortaya çıkmaktadır (Vajpayee vd., 2000). Krom lipit ve protein gibi biyomoleküllere oksidatif zarar verir. Antioksidan enzimlerin ve nitrat redüktaz, ribonükleaz gibi bazı enzimlerin aktivitelerinde değişikliklere neden olabilmektedir (Vartika vd., 2004; Labra vd., 2006).

1.2.3. Nikel (Ni)

Atom numarası 28, yoğunluğu $8,9 \text{ gcm}^{-3}$ olan nikel, 8A grubu elementidir. Nikel yer kabuğunda bulunma miktarına göre ortalama 80 ppm ile 23. sırada yer almaktadır. 5 kararlı izotopu olan nikel, 0, II, I ve III değerlikli formlarda bulunabilir

fakat sulu çözeltilerde kararlı halde bulunmazlar (Bradl, 2005). Nikelin en yaygın bulunan formu iki değerlikli şeklindedir. Element halindeki nikel dövülebilir, gümüş beyazı renginde güçlü alkali ortamlara dirençli bir ağır metaldir. Kimyasal aşınmaya direnç özelliğinden dolayı paslanmaz çelik imalatında kullanılan nikel otomobil sektörü, madeni paralar, kuyumculuk, cerrahi implantlar, mutfak eşyaları gibi çok çeşitli alanlarda kullanılmaktadır. Aşınmaya ve sıcaklığa karşı dirençli olması sebebiyle Ni-Fe, Ni-Cu, Ni-Cr, Ni-Ag gibi nikel alaşımlarının üretilmesinde rol oynamaktadır. Aynı zamanda mıknatıslarda, eşyaların üzerlerinin elektrolitik kaplanmasında, Ni-Cd pillerinde, tekstil boyalarında, ayrıca katalizör olarak görev almaktadır (USEPA, 1985; Bradl, 2005). Nikel, bitki ve hayvanlar için temel elementlerden biridir ve üreaz, hidrojenaz, karbon monoksit dehidrojenaz enzimlerinin bir parçasıdır (Bradl, 2005). Düşük konsantrasyonlarda temel bir element olmasına karşın, yüksek konsantrasyonlarda toksik etki gösterebilmektedir (Welch, 1981; Parida vd., 2003). Yüksek nikel miktarları düşük bitki gelişimine, ürün verimliliğinde azalmaya, bitki metabolizmasında düzensizliklere ve kloroza neden olabilmektedir (Yang vd., 1996). Nikelin insanda muhtemel kanserojen etkiye sahip olduğu düşünülmektedir. Üreme problemleri ve doğum kusurlarına neden olabilmektedir (Tien, 2002). Ayrıca cildi hassas olan bireylerde dermatit olarak bilinen ve derilerinin nikel ile temas etmesi sonucu ortaya çıkan bir alerji görülebilir. Ni(CO)₄, Ni₃S₂, NiO, Ni₂O₃ gibi nikel bileşiklerinin solunması karaciğer dejenerasyonu, akciğerde su toplama, adrenokortikal yetersizliklerle pnömonite (akciğer enflamasyonu), solunum sistemi kanserine, astıma yol açabilir (Bradl, 2005). Dünya Sağlık Örgütü nikelin hava ortamında izin verilen sınır konsantrasyon değerini 2,5 µg/m³ olarak belirlemiştir.

1.2.4. Çinko (Zn)

Atom numarası 30 yoğunluğu $7,13 \text{ gcm}^{-3}$ olan çinko II B grubu elementidir ve bütün bileşiklerinde +2 değerlikli olarak bulunur. Metallerin Dünya' da ki yıllık tüketim oranları göz önüne alındığında çinko; demir, alüminyum ve bakırdan sonra dördüncü sırada yer almaktadır. Özellikle otomobil endüstrisinde demir ve çelik yüzeylerin koruyucu olarak kaplanmasında kullanılan çinko, kozmetik ürünlerinde, merhem içerisinde, makyaj malzemelerinde, vernik, kauçuk ve muşamba üretiminde kullanılmaktadır. Aynı zamanda parşömen kağıdı, cam, otomobil lastiği, televizyon ekranları, elektrik teçhizatlarının imalatında kullanılmaktadır. Çevrede çinkonun ana kaynağını çinkolu gübreler, lağım pisliği, madencilik oluşturmaktadır (Bradl, 2005). Temel iz elementlerden biri olan çinko yüksek konsantrasyonlarda sucul canlılar için toksik etki gösterebilmektedir. Sucul sistemlere yüzey akışları ya da havadan birikim ile ulaşan çinkonun özellikle demir ve manganez oksitlere güçlü bir ilgisi vardır ve bu maddelerle sedimentte birikme gösterir (Campbell ve Tessier, 1996).

Tüm organ, doku ve vücut sıvılarında bulunan çinko çok önemli aktivitelere sahiptir. Enzimlerin aktif bölgelerine bağlanır, katalitik bölgelerinde aktif rol oynar, proteinlerin yapısına dahil olur, nükleik asit veya diğer gen düzenleyici proteinlerde yapısal element olarak rol oynar. Redoks aktivitesinin olmaması nedeniyle bağlandığı proteini dayanıklı hale getirir. Karbohidrat, protein, lipid, nükleik asit, hem sentezi, gen ekspresyonu, üreme ve embriyogenezde görevleri vardır (Arcasoy, 2002; Rostan vd., 2002). İnsanlarda çinko zehirlenmesi çok nadir görülmektedir. Yüksek çinko alınımı kolesterol metabolizması üzerine etki edebilir. Bitkilerde de 100 ppm den daha fazla çinko konsantrasyonu ile karşı karşıya kalınırsa kloroza

benzer fitotoksik semptomlar meydana gelebildiği literatürde belirtilmiştir (Bradl, 2005).

1.2.5. Kobalt (Co)

Atom numarası 27, yoğunluğu 8.9 gcm^{-3} olan kobalt VIII B grubu geçiş elementidir. Kobalt, çoğunlukla Co^{2+} formunda kayaç yapısında, sedimentte ve toprakta geniş yayılım gösteren doğal olarak meydana gelen bir elementtir (Siegel, 2001; USEPA, 2005). Yeryüzünde bulunma miktarına göre 33. sırada olup en az sıklıkla bulunan elementler grubundadır (CICADS, 2010). Başta bakır olmak üzere diğer madenlerin çıkarılması sırasında yan ürün olarak açığa çıkan kobalt, demir, nikel ve diğer metallerle manyetiklenme gücüne sahip olan bir alaşımın eldesinde kullanılmaktadır. Manyetik ve paslanmaz çelik eldesinde, jet türbinlerinde ve gaz türbin jeneratörlerinde kullanılan alaşımların üretiminde de yararlanır. Dayanıklı ve oksitlenmeye karşı dirençli bir metal olması nedeniyle, elektrolizle kaplama işleminde de kullanılır. Ayrıca porselen ve cam sanayilerinde, kalıcı ve parlak mavi rengin üretilmesinde kobalt tuzları kullanılmaktadır (Bradl, 2005,). Vitamin B12'nin yapısına katılan kobalt canlılar için gerekli iz elementlerden birisidir.

Kobalt, diatom, krisofitler ve dinoflagellatları içeren bazı denizel alg türlerinin gelişiminde temel element olarak rol oynadığı, bitki metabolizması ve gelişmesini etkilediği literatürde belirtilmiştir (Palit vd., 1994; Nagpal, 2004). Kobalt, temel bir element olmakla birlikte aşırı miktarlarda alınması durumunda insanlarda, karasal ve sucul bitki ve hayvanlarda toksik etkileri açığa çıkmaktadır (Nagpal, 2004). En iyi belirlenen toksik etkileri kırmızı kan hücrelerinin

miktarındaki artış, kardiyomiyopati ve dişi üreme sistemi üzerine olan etkileridir (Haga vd., 1996; USEPA, 2005). Ayrıca havada bulunan kobalt tozuna maruz kalındığında alerjik reaksiyonlar açığa çıkabilmekte astım, kronik bronşit, akciğer iltihaplanması gibi hastalıklara neden olabilmektedir (ATSDR, 2004).

1.2.6. Bakır (Cu)

Atom numarası 29 yoğunluğu 8.96 gcm⁻³ olan bakır elementi 1B grubu geçiş elementidir. Bakır iyonları Cu²⁺ ve Cu⁺ olmak üzere iki oksidasyon durumunda bulunabilir (Linder ve Hazegh-Azam, 1996). Endüstriyel önemi yüksek pirinç, bronz gibi alaşımların yapısında bulunması ve elektriği gümüşten sonra en iyi ileten metal olması sebebiyle geniş bir kullanım alanına sahiptir. Makine yapımında, elektrik endüstrisi, inşaat ve ulaşım sektörlerinde, silah yapımında metal ya da alaşım olarak kullanılmaktadır (Winge ve Mehra, 1990; Barceloux, 1999). Çeşitli hücre ve dokularda düşük miktarlarda bulunan bakır canlılar için gerekli iz elementlerden bir tanesidir. Bitki gelişimi için 5-20 ppm arasında bulunması yeterli olduğu belirtilen bakırın fotosentez, solunum, hücre duvar metabolizması, tohum üretimi gibi çeşitli fizyolojik süreçlerde rol oynayan bir çok enzimin yapısına katılmaktadır. Sucul sistemler için serbest Cu²⁺ iyonunun bakırın diğer kompleks formlarından ziyade en toksik formu olduğu belirtilmektedir (Bradl, 2005). İnsanda kofaktör olarak görev alan bakır, Sitokrom-c oksidaz, tirozinaz, p-hidroksifenil pruvat, dopamin beta hidroksilaz gibi önemli enzimlerin yapısal ve katalitik özellikleri için gereklidir (Uauy vd., 1998; Turnlund, 1999).

Bakır zehirlenmesi insanlarda çok nadir ortaya çıkmasına karşılık uzun vadede birikimi sonucu negatif etkiler görülebilmektedir. Ağız, burun ve gözlerde tahrişe yol açabilir. Mide ve bağırsak rahatsızlıklarına, baş ağrısı, baş dönmesine neden olabilmektedir (Anonim, 2010a).

1.2.7. Arsenik (As)

Atom numarası 33 yoğunluğu $5,73 \text{ gcm}^{-3}$ olan arsenik yerkabuğunda doğal olarak bulunan 20. elementtir (Mandal ve Suzuki, 2002). İkiyüz elliden fazla mineral yapısında bulunan arsenik jeolojik olarak doğaya karışır ve sedimenter kayalar (0,3-500 ppm) volkanik kayalara (1,5-3,0 ppm) göre daha fazla miktarda arsenik içermektedir (Bradl, 2005). Madencilik, fosil yakıtların yakılması, pestisid uygulamaları gibi insan aktiviteleri toprak, hava ve suda yayılarak arsenik kirlenmesine yol açmaktadır (Bissen ve Frimmel, 2003 a,b). Arsenik; +V (arsenat), +III (arsenit), 0 (arsenik), -III (arsin) olmak üzere dört oksidasyon durumunda bulunmaktadır (Bradl, 2005). Arsenik, hem bitki hem de hayvanlar için toksik etki göstermektedir ve arsenik içeren inorganik pestisidlerin insanda kanserojen etkilerinin olduğu kanıtlanmıştır (Ng, 2005). İnsan sağlığı üzerine olan toksik etkileri deri yaralarından beyin, karaciğer, böbrek ve mide kanserine kadar değişiklik göstermektedir (Smith vd., 1992). Arsenik fitotoksitesitesi, arseniğin kimyasal formu, toprak özellikleri çevresel koşullara göre değişiklik göstermektedir. Genellikle inorganik arsenik türleri organik bileşiklerinden daha toksik özellik göstermektedir. As(III) değerlikli formunun As(V) de daha toksik etki gösterdiği belirtilmiştir (Bradl,

2005; Ng, 2005). Dünya Sağlık Örgütü arseniğin izin verilen günlük alınabilecek limit değerini 5 µg/gün olarak önermektedir.

1.2.8. Kurşun (Pb)

Atom numarası 82 yoğunluğu 11,4 gcm⁻³ olan kurşun +II ve +IV olmak üzere iki formda bulunur. İnorganik bileşiklerinin çoğunda +2 değerlikli olarak bulunur (Bradl, 2005). Kurşun borularda, pil mahfazalarında, boyalarda ve benzinde katkı maddesi olarak kullanılması ve özellikle fosil yakıtlarının yakılması neticesinde sucul ekosistemlerde yüksek konsantrasyonlara ulaşmaktadır (Pascoe ve Mattery 1977; Matsui vd., 1991; Handy, 1994). Fosil yakıtların yakılması sonucunda atmosfere karışan kurşunun %90'lık bir kısmının 1925 den bu yana kurşunlu benzin kullanılması sonucu oluştuğu belirtilmiştir (Shy, 1990).

Toprakta biriken kurşunun toprakta bulunan organik maddeye olan yüksek ilgisinden dolayı bitkilere olan toksisitesini değerlendirmek kolay olmamakla birlikte toprakta 100-500 ppm arasında değişen kurşun konsantrasyonunun aşırı olabileceği düşünülmektedir (Kabata-Pendias ve Pendias, 1984). Kurşunun bitkide gözlenen toksik semptomları çok belirgin olmamakla birlikte bazı araştırmacılar bitki gelişimini geciktirdiğini belirtmiştir (Van Assche ve Cliisters, 1990, Liu vd., 2003). Fotosentetik süreçte, su ve mineral besinlerin alınmasında, hücrenin temel yapısındaki değişikliklerde, normal metabolizma ve gelişim için gerekli enzimlerde inhibitör etkiye neden olabildiği belirtilmiştir (Liu vd., 2003). İnsan da ise, kurşun zehirlenmesi, özellikle bebek ve genç çocuklarda dikkat çeken bir konudur. Merkezi ve periferik sinir sistemi, kırmızı kan hücreleri, kardiyovasküler sistem, erkek ve dişi

üreme organları üzerine toksik etkileri bulunmaktadır (Todd vd., 1996). Dünya Sağlık Örgütü, sağlık üzerine olumsuz etkilerin gözlenmediği 0,1 µg/ml kan kurşun konsantrasyon limitinin aşılması amacıyla ile kent havasındaki kurşun konsantrasyonunun 0,5-1 µg/m³ olarak hedeflenmesini önermektedir (Anonim, 2010c).

1.2.9. Molibden (Mo)

Atom numarası 42 yoğunluğu 10.22 gcm⁻³ olan molibden bitki ve hayvanlar için temel iz elementlerden bir tanesidir. Ksantin oksidaz ve diğer redoks enzimlerinin bir parçasıdır. Bitkilerde bakteriler tarafından atmosferik azotun fiksasyonu için gereklidir. Eksikliği yada fazlalığı bitki gelişimine zarar verir. Molibden bitki gelişimini uyarmak için az miktarda gübrelere eklenir (Parkar, 1983; Newton, 1980). Molibden insanlar için toksik olmaması sebebiyle çelik alaşımlarda, aşınmayı önleyici malzemelerde, boya maddelerinde krom ve diğer toksik metaller yerine kullanılmaktadır. Molibdenin ana kullanım alanı çeşitli alaşımların yapısı ve paslanmaz çelik üretimidir. Tarımda molibdenli gübrelerin kullanılması, kanalizasyon atıkları, madencilik ekosistemde artmasına neden olmaktadır. Sodyum molibdat, amonyum molibdatlı gübreler çözünür özelliklerinin yüksek olmasından dolayı sıklıkla bitkilerde molibden eksikliğini gidermek amacıyla tarımda kullanılmaktadır (Bradl, 2005). Sonuç olarak endüstriyel atıkların, gübrelerin fazla miktarda molibden içermesi insanlarda ve hayvanlarda zararlı etkilere yol açmaktadır. Molibden zehirlenmesi gastrointestinal rahatsızlıklara ve kalp krizinden dolayı ölüme neden olabilmektedir. Bu nedenle çevrede ve biyolojik örneklerde bu

elemente maruz kalınma seviyelerinin belirlenmesi önem taşımaktadır (Shrivastava vd., 2009).

1.2.10. Cıva (Hg)

Atom numarası 80 yoğunluğu 13.55 g cm^{-3} olan cıvanın çoğunlukla toprak, su, sediment ya da biyotada element halinde, inorganik tuzlar veya organik cıva kompleksleri şeklinde karşılaşılırken atmosferde cıva buharı şeklinde bulunur (Bradley, 2005). Element halindeki cıva oda sıcaklığında sıvı halde olan tek metaldir. Yüksek uçucu özelliğine karşın suda düşük çözünürlüğe sahiptir (Lindqvist ve Rodhe, 1985). Süzül inorganik cıva +1 ve +2 değerlikli olmak üzere iki halde bulunur, +2 değerlikli cıva doğada daha yaygın bulunan halidir (Loux, 1998).

Zararlı çevresel kirleticilerden biri olan cıvanın en toksik formu metil cıvadır (MeHg) ve insan embriyosuna, fetusa zarar verir. Süzül sistemlerde besin zinciri yoluyla gerçekleşen biyoakümülyasyon ile suda metil cıvanın düşük konsantrasyonları besin zincirinin üst seviyesinde bulunan canlılarda yüksek seviyelere ulaşabilir (Wang vd., 2004). Süzül sistemlerdeki cıva kirlenmesinin en önemli insan kaynakları, klor-alkali endüstrisi, kağıt endüstrisi, boyalar, dişçilik, ilaçlar ve tarımda mantar uzaklaştırması gibi amaçlarla kullanılmasıdır (Bradley, 2005). Çevreye salındığında insanlarda, beyinde hasara, kalp, böbrek ve akciğer rahatsızlıklarına neden olabildiği, hayvanlarda da benzer etkilerin gözlemlendiği belirtilmiştir (Anonim, 2010c).

1.2.11. Kadmiyum (Cd)

Atom numarası 48 yoğunluğu 8,65 gcm⁻³ olan kadmiyum hemen hemen her zaman bütün kararlı bileşiklerinde +2 değerlikli halde bulunur (Bradl, H.B., 2005). Kadmiyumun bu iyonik formu çoğunlukla oksijen, klor, kükürt elementleri ile birleşerek kadmiyum oksit (CdO₂), kadmiyum klorür (CdCl₂), ya da kadmiyum sülfat (CdSO₄) olarak bulunur (Castro-González ve Méndez-Armenta, 2008). Yerkabuğunda nadir olarak bulunan elementlerden biri olan kadmiyum canlılar için gerekli temel elementlerden değildir. Ekosisteme doğal yoldan ya da çoğunlukla insan aktiviteleri sonucunda dahil olmaktadır. Kadmiyum, plastik endüstrisi, madencilik, rafine işlemleri, fosfatlı gübreler, batarya üretimi, kaplama işlemleri vb. endüstriyel faaliyetlerle açığa çıkmaktadır (Burger, 2008). Toksik bir ağır metal olan kadmiyum sucul ekosistemlere dahil olduğunda su ve sucul canlıların doğrudan tüketilmesiyle ya da epitel doku ile emilerek besin zincirine geçerler (Ruangsomboon ve Wongrat, 2006). Genellikle insan popülasyonlarının kadmiyuma maruz kalması iki yolla gerçekleşmektedir. Bunlardan birincisi kadmiyum ile kontamine olmuş su ya da yiyeceklerin doğrudan ağız yoluyla tüketilmesidir. İkincisi ise; endüstriyel ya da günlük aktiviteler neticesinde havadan kadmiyumun solunması şeklinde gerçekleşir. Bunlar içerisinde en önemlisi sigara dumanında bulunan kadmiyumun solunmasıdır çünkü kadmiyum kolaylıkla ciğerler tarafından absorbe edilebilir (Castro-González ve Méndez-Armenta, 2008). Kadmiyum zehirlenmesinin genel mekanizması sülfidril, sülfat ve karbonil bölgelerinde DNA ve proteinlere bağlanmayı içermektedir. Bu durum DNA ve protein fonksiyonlarının bozulmasına ve çok çeşitli fizyolojik etkilerin açığa çıkmasına neden olur (Manyin ve Rowe, 2008). Kadmiyum böbrek, kalp, akciğer gibi çok sayıda organ ve doku üzerine

negatif etkilerin ortaya çıkmasına sebep olabilmektedir. Kronik böbrek yetmezliği, idrarda protein bulunması, aortik ve koroner damar tıkanıklığı, kolesterol ve serbest yağ asitlerinin artması gibi olaylar örnek olarak verilmektedir (Houston, 2007). Bitkilerde gözlenen kadmiyum toksisitesinin tipik semptomları, solma, kırmızı turuncu yaprak renklenmesi, genel gelişiminde gözlenen azalma, metabolik olaylara engel olma, kök gelişimini geciktirme, klorofil miktarında azalma, fotosentezde rol oynayan enzimlerin aktivitelerine engel olma, stomadaki açılma ve iletkenlikte azalmalara neden olabilmektedir (Bradl, 2005).

1.3. Ağır Metal Birikimi ve Uzaklaştırılması

1.3.1. Sedimentte Ağır Metal Birikimi

Doğal fiziksel ve kimyasal süreçler sonucunda su kitlelerine ulaşan metaller tatlısulara düşük seviyelerde bulunmalarına rağmen (Förstner ve Wittman 1983), insan kaynaklı aktiviteler ve endüstriyel faaliyetler sonucunda seviyeleri tatlısu ekosistemlerinde giderek artmıştır. Bu nedenle, ağır metallerin ulaştığı son nokta olarak değerlendirilen tatlısu ekosistemleri bir arşiv görevi yapmaktadır (Birch vd., 1996).

Sucul sistemlerin temel bir bileşeni olarak sediment, çoğu sucul organizma için yaşam alanı oluşturduğu gibi beslenme, yumurta bırakma, yetiştirme alanı olarak da rol oynamaktadır. Sucul sistemlerde insan kaynaklı kimyasallar, atık maddeler, organik ve inorganik bileşikler sedimentte birikme özelliğindedirler ve sediment

kirleticiler için depo olarak görev yapmaktadır. Sucul sistemlere bırakılan ağır metaller genellikle partikül maddelere bağlanarak çökelir ve sedimentle birleşir. Sonuçta sediment, su sütunu, organizmalar ve son nokta olarak bu canlıları tüketen insanlar için kirleticilerin potansiyel kaynağını oluşturmaktadır. Ağır metaller ve diğer kirleticiler tarafından sediment kontaminasyonunun sucul ekosistemleri tehdit eden temel noktalardan biri olduğu dikkate alınmaktadır (Pham vd., 2007; Peng vd., 2008). Organizmalara sediment yoluyla metal geçişinin bazı türler için önemli bir metal kaynağı olduğu bildirilirken (Zoumis vd., 2001), sedimentteki ağır metal kirlenmesinin sucul organizmalara negatif etkilerinin olduğu yapılan bazı çalışmalarda dile getirilmiştir (Karadede ve Ünlü, 2000; Shen vd., 2005; Pham vd., 2007). Bu nedenle sucul yaşamı korumak kadar tatlısu ekosisteminin biyolojik bütünlüğünü sürdürme noktasında sediment kalitesinin de korunması önemli bir nokta olarak dikkat çekmektedir (USEPA, 2001). Su kalitesi ve dolaylı olarak suda yaşayan organizmalar üzerinde önemli bir etkiye sahip olan sediment, biyolojik çeşitliliğin ve ekolojik durumun belirleyicisi olması itibariyle, kirlilik kaynaklarının belirlenmesinde, rutin su örneklemelemleri sırasında önemli istasyonların seçiminde, sediment analizleri anahtar rol oynayabilmektedir (Gale vd., 2006).

Sediment çalışmaları, özellikle ağır metallerin ve organik hidrofobik kirleticilerin (pestisitler, klorlu hidrokarbonlar vb.) çevreye olan etkilerinin tayin edilmesinde uzun yıllardan beri kullanılmaktadır (Bubb ve Lester, 1994). Toksik maddeler için önemli bir depo oluşturan sedimentte bulunan iz elementlerin konsantrasyonu suda bulunan miktarlarının 10^4 - 10^5 katına karşılık gelebilmektedir (Horowitz, 1985). Metaller doğrudan sisteme dahil olabildikleri gibi atmosferik birikim gibi kirletici kaynaklarının yayılmasıyla da seviyeleri artabilmektedir (Çelo vd., 1999). Kirlenmiş sedimentlerin çevreye olan etkisinin değerlendirilmesinde

toplam konsantrasyonlar hakkındaki bilgi çoğu zaman yeterli olmamaktadır. Çünkü ağır metaller farklı kimyasal formlarda bulunabilmekte ve değişik jeokimyasal fazlardaki alınımı ve kullanımı birbirinden farklılık göstermektedir (Boughriet vd., 2007). Ayrıca sedimentte metalin bulunma formunda sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik, toplam organik madde miktarı ve redoks potansiyeli gibi fiziksel ve kimyasal özellikler de etki göstermektedir (Barkay vd., 1997; Howari ve Banat, 2001; Canário vd., 2007).

Analitik olarak konsantrasyonlarının belirlenmesi pahalı, zaman kaybettirici ve güç olan kimyasal kirleticilerin sadece su ve sedimentteki konsantrasyonlarının ölçülmesi ekosistem içerisinde yaşayan canlı organizmalara potansiyel etkileri hakkında bilgi vermemektedir (Mal vd., 2002). Bu nedenle Förstner (1983)'e göre sedimentteki ağır metallerin değerlendirilmesinde iki önemli adım bulunmaktadır. Bunlardan birincisi kirlilik kaynaklarının tespiti, izlenmesi ve kontrolü, ikincisi ise kirlenmiş sedimentlerin muhtemel etkilerinin tespit edilebilmesidir.

Kimyasal ve biyolojik süreçlerle sediment ve su sütunu arasında döngü halinde olan ağır metallerin sedimentte birikimi ciddi çevresel problemlere yol açabilir. Sedimentteki ağır metal kontaminasyonu su kalitesini ve sucul organizmalardaki biyoakümüülasyonu etkileyerek uzun vadede insan sağlığı ve ekosistem üzerinde olumsuz etkiler açığa çıkarabilir. Bu nedenle sedimentteki ağır metallerin jeokimyasal dağılımını ve sedimentte birikim mekanizmalarını belirlemek, kirliliğin kontrolünde çeşitli stratejilerin ve su kalite yönetimine ait yaklaşımların geliştirilmesinde önem teşkil etmektedir (Carman vd., 2007). Sedimentteki metal kirliliğinin boyutunu belirlemek için doğal yapıdaki (ana kayaç, zemindeğer) metal seviyelerinin belirlenmesi, insan kaynaklı etkilerden kaynaklanan toplam zenginleşmenin belirlenmesinde önemli hale gelmektedir. Jeokimyasal

standartlaştırma sedimentteki metallere insan kaynaklı katkıların değerlendirilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Burada doğal konsantrasyon oranı bir standartlaştırma faktörü ile belirlenir. Bu standartlaştırma faktörü insan aktiviteleri tarafından konsantrasyonu etkilenmeyen bir metal olabilir (Conrad ve Brause, 2004; Feng vd., 2004). Standartlaştırma işlemi için kullanılacak olan sediment element içeriğine dair kesin bir anlaşma olmamakla birlikte metal konsantrasyonları alüminyum, demir ya da lityum gibi bazı elementler ile standartlaştırma işlemine tabii tutulur. Bu elementlerin tercih edilmesinin sebebi jeokimyasal olarak inaktif olmaları, ince taneli maddede bol miktarda bulunmaları ve genellikle bu miktarın insan etkisinden kaynaklanmamasıdır (Acevedo-Figueroa vd., 2006).

Sedimentte tespit edilen ağır metal seviyelerinin insan kaynaklı olup olmadığının ve bu etkinin miktarının belirlenmesinde kullanılan zenginleşme faktörünün (EF) hesaplanması önemli hale gelmektedir. Zenginleşme faktörü gerçek kontaminasyon seviyelerini ortaya koymaktadır. Zenginleşme faktörü genellikle örnekte ölçülen metalin örnekteki alüminyum ya da demir miktarına oranının ana kayadaki metal/alüminyum ya da demir oranlanması ile hesaplanır. Matematiksel olarak $EF = \frac{[Me/Al (Fe)]_{\text{örnek}}}{[Me/Al (Fe)]_{\text{ana kayaç}}}$ şeklinde ifade edilmektedir (Conrad ve Brause, 2004; Acevedo-Figueroa vd., 2006). Zenginleşme faktörünün hesaplanmasında standartlaştırma amacıyla bazı çalışmalarda alüminyum elementi kullanılırken (Feng vd., 2004; Olivares-Rieumont vd., 2005; Sakan vd., 2009; Zhang vd., 2009), bazılarında ise demir elementi kullanılmıştır (Conrad ve Brause, 2004; Acevedo-Figueroa vd., 2006, Christophoridis vd., 2009). Seçilen standartlaştırma elementine göre matematiksel olarak hesaplanan zenginleşme faktörü değerleri, Acevedo-Figueroa ve ark. (2006) tarafından, $EF < 1$ zenginleşme yok, $EF < 3$ küçük,

ikinci derecede, EF 3-5 arasında orta derecede, EF 5-10 arasında nispeten şiddetli, EF 10-25 arasında şiddetli boyutta, EF 25-50 arasında oldukça şiddetli boyutta, EF > 50 olduğunda ise son derece şiddetli boyutta kirlenme olarak kullanmıştır. Zhang ve Liu (2002); değerlendirme kriteri olarak EF=1,5 kullanmayı önermiştir. Buna göre EF değeri 0,5- 1,5 arasında ise ağır metal yerkabuğu materyalinden ya da doğal aşınma yoluyla sisteme dahil olduğunu ileri sürmüşlerdir. EF > 1,5 olduğunda ise, ağır metallerin önemli bir kısmının yerkabuğu materyalinden kaynaklanmadığını belirtmişlerdir. Diğer bir çalışmada ise zenginleşme faktörüne göre kirlilik kategorileri;

EF < 2 Zenginleşme yok veya minimum

EF=2–5 Orta derecede zenginleşme

EF=5–20 Önemli zenginleşme

EF=20–40 Çok yüksek zenginleşme

EF > 40 Son derece yüksek zenginleşme olarak belirtmişlerdir (Yongming vd., 2006).

Sedimentteki ağır metal kirliliğinin değerlendirilmesinde sıklıkla kullanılan diğer bir kriter ise jeoakümülyasyon indeksidir (Igeo). İlk olarak Müller (1969) tarafından endüstri öncesi ve şu andaki konsantrasyonların karşılaştırılması yoluyla sedimentteki metal kirliliğinin tanımlanması ve belirlenmesi için ortaya konulmuştur. Jeoakümülyasyon indeksi matematiksel olarak $I_{geo} = \log_2 [(C_n)/(1.5 \times B_n)]$ formülüyle ifade edilmektedir. Burada C_n incelenen elementin sedimentteki konsantrasyonunu ve B_n , araştırılan metalin jeokimyasal zemin miktarını belirtmektedir. Faktör 1.5 ise lithojenik etkiler nedeniyle düzeltme faktörü olarak kullanılmıştır (Zhang vd., 2009). Zenginleşme faktörüne benzer olarak jeoakümülyasyon indeksi de metal kirlilik

miktarının tahmin edilmesinde bir referans olarak kullanılabilir. Jeoakümülyasyon değerine göre yedi sınıf belirlenmiştir. Buna göre;

Igeo > 5 çok yüksek düzeyde kirlilik

4–5 Yüksek düzey ile çok yüksek düzey kirlilik sınırında

3–4 Yüksek düzeyde kirlilik

2–3 Orta düzey-Yüksek düzey kirlilik sınırı

1–2 Orta düzey kirlilik

0–1 Orta düzey kirlilik ile kirlenmemiş sınırı

<0 Kirlenmemiş (Abraham ve Parker, 2008; Christophoridis vd., 2009).

1.3.2. Bitkilerde Ağır Metal Birikimi

Sucul sistemlerin fizikokimyasal ve biyolojik özellikleri; su kütlesinin bulunduğu bölge, evsel ve endüstriyel atık suların kullanımı ve civar bölgelerdeki yerel bölge halkının aktiviteleri ve miktarı gibi birçok faktöre göre belirlenmektedir. Bunun sonucu olarak da sucul sistemde yüksek miktarda organik ve inorganik bileşiklerin bulunduğu bir durum açığa çıkmaktadır. Bu tatlısu ekosistemlerinde gelişen makrofitler, sistemde birincil üretici olarak rol oynar (Nimptsch vd., 2005). Sucul sistemler için önemli bir yere sahip olan makrofitler, sucul omurgasızlar ve balıklar için yaşam alanı ve barınak oluştururken aynı zamanda besin kaynağı sağlarlar. Oksijen üreterek kapsamlı bir şekilde sistem fonksiyonlarının gerçekleşmesine yardımcı olurlar. Besin zincirinde ve sediment dengesinin sağlanmasıda önemli rolleri bulunmaktadır. Makrofitler, sadece bu rolleri ile değil aynı zamanda ağır metallerin biriktirilmesinde etkili rolü ile sucul ekosistemin değişmez biyolojik filtreleri olarak sucul ekosistemin sürdürülebilirliğinde önemli bir

rol oynarlar ve ekolojik araştırmalarda su kalitesinin biyoidikatörü olarak değerlendirilmektedirler (Nimptsch vd., 2005, Vardavan ve Ingole, 2006). Birçok makrofit ideal biyomonitör organizma olarak çeşitli özelliklere sahiptir. Su sütunu içerisinde sabit olmaları, gözle görülebilir olmaları, toplamanın kolay olması, arazide teşhis etmenin kolaylığı ve çeşitli kısımlarında kirleticileri biriktirebilmeleri ve bu yolla çevresel kirliliği yansıtmaları bu özelliklerin başlıcalarını oluşturmaktadır (Nimptsch vd., 2005). Su kalitesinin değerlendirilmesinde sucul bitkilerin doğal bölgelerindeki biyomonitörler olarak kullanılması yıllardır yaygın bir şekilde gerçekleştirilmektedir. Fakat aynı zamanda askıda katı maddelerin, besin tuzlarının, ağır metallerin, toksik organik maddelerin atık sulardan, tarımsal alanlardan, sucul sistemlerden uzaklaştırılmasında da kullanılmaktadır (Lytle ve Lytle, 2001). Tarihsel olarak tatlısu bitkilerinin kimyasalara karşı sucul hayvan türlerinden daha fazla toleranslı oldukları düşünölmüştür. Bundan dolayı, amfibiler, balıklar ve omurgasızlar gibi hayvanların test organizması olarak kullanılması daha fazla yaygınlık göstermiştir (Mohan ve Hosetti, 1999). Bazı bitki türleri hücre içerisinde ağır metallerin toksik etkisinden kaçınmak için farklı stratejiler geliştirmişlerdir. Buna göre bitkiler tarafından absorbe edilen ağır metaller bitkilerin metabolik olaylarda rol alan aktif kısımlarından uzakta depo edilebilirler (Memon vd., 2001).

Biyomonitör terimi; dokularında kirletici maddeleri biriktirme yeteneğine sahip olan ve bu özellikleriyle sucul sistemlerdeki kirleticilerin biyolojik olarak varlığının ve miktarının tespitinde aracı olarak rol oynayan organizmaları tanımlamak için kullanılmaktadır. Sediment ve sudan aldıkları ağır metalleri biriktirme özelliklerinden dolayı, köklü bitkilerin biyomonitör olarak kullanılması önemli hale gelmektedir. Biyolojik materyalleri indikatör olarak kullanarak çevre kirliliğinin tespit edilmesi klasik örnekleme metotlarına alternatif olarak kullanılan

ucuz, güvenilir ve basit bir metottur (Zurayk vd., 2001). Bu amaçla karayosunları, likenler, perifiton, balık, damarlı bitkiler gibi çok sayıda organizma başarılı bir şekilde biyomonitör olarak kullanılmıştır (Porvari, 1995; Lakatos vd., 2003; Birungi vd., 2007; Mendil vd., 2009). Sucul makrofitler oldukça yüksek miktarda metal biriktirme kapasitesine sahip olabilmeleri, suda ve sedimentte bulunan fazla miktardaki metal konsantrasyonunu tolere edebilmelerinden dolayı metal kontaminasyonu çalışmaları için doğal ortamında biyomonitörler olarak ideal olabilirler (Bonanno ve Giudice, 2010).

Çevresel kalite değişimlerinin izlenmesinde su ve sedimentte ağır metallerin tespit edilmesinin yanı sıra potansiyel etkilerin belirlenmesinde bitkilerin kullanılması konusunda bir çok çalışma yapılmıştır (Weis ve Weis, 2004; Aksoy vd., 2005; Kumar vd., 2006). Literatürde yapılan çalışmalarda, su altındaki, suda gelişen ve serbest yüzen sucul makrofitlerin ağır metalleri biriktirme yeteneğinde oldukları belirtilmiştir (Vesk ve Allaway, 1997; Khan vd., 2000). Sucul makrofitler sudan ve sedimentten ağır metalleri alarak çevrelerinden birkaç kat daha fazla miktarlarda iç konsantrasyonda dokularında biriktirebilirler (Prasad, 2001). Makrofitler önemli miktarda ağır metali dokularında biriktirebilmelerinden dolayı kirlilik tespitinde indikatör organizmalar olarak önerilmektedir (Zhulidov, 1996; Shine vd., 1998). Sucul sistemlerde kirletici unsurlar kesintili olarak sisteme dahil olurlar ve çabuk bir şekilde seyreltilirler. Sucul makrofitlerin çeşitli kısımlarının analizi sistemin kalitesi hakkında zamanla bütünleşen bilgiler verir ve bitkilerin biyoakümülyasyon özelliği su kitlelerinin izlenmesinde ve iyileştirilmesinde kullanılır (Dunhabin ve Bowner, 1992; Whitton ve Kelley, 1995; Baldantoni vd., 2005).

Bitkilerin, iz elementlerden biyolojik olarak yararlanabilmesi çok sayıda çevresel faktör tarafından etkilenmektedir. Bunlar; çevrede bulunan iz elementlerin

konsantrasyonu, abiyotik faktörler, maruz kalma süresi, bitkinin yetiştirme şekli, absorpsiyon mekanizmasının şekli, iz elementlerin tutunma bölgelerine olan ilgisi, iz element türleri, örnekleme periyodu olarak belirtilmiştir (Mazej ve Germ, 2009). Sucul bitkiler; kökleri aracılığıyla gözenek suyundan ya da sedimentten alarak yüksek miktarda depoladıkları iz elementleri, hem kökleri tarafından alma miktarı bakımından hem de bitkinin üst kısımlarına iletme oranları bakımından farklılık gösterir (Baldantoni vd., 2004). Guilizzoni (1991), bazı köklü su altı bitkilerinin iz elementleri, sedimentte alınabilir formda bulunmadığında ya da çevrede yüksek miktarda bulunduğu doğrudan sudan alabildiklerini belirtmiştir.

Bitkilerde ağır metallerin birikme seviyeleri tür içerisinde ve türler arasında farklılık göstermektedir. Kirli ortamlardaki davranış şekillerine göre bitkiler metal “excluder” (dışlayıcı), indikatör ve akümülatör olmak üzere üç gruba ayrılmaktadır. Metal dışlayıcıları; hava ile temas eden kısımlarından metal girişini engeller ya da substrattaki metal konsantrasyonuna karşı düşük ve sabit metal konsantrasyonunu sürdürebilirler. Metalleri çoğunlukla kökleriyle sınırlandırır. Bu bitkiler membran geçirgenliğini, hücre duvarının metal bağlama kapasitesini değiştirebilirler. Metal indikatörü olan türler ise, aktif olarak hava ile temas eden dokularında metalleri biriktirirken genellikle dokularında biriken miktarlar topraktaki miktarlar ile doğru orantı gösterir (Ghosh ve Singh, 2005, Peralta-Videa vd., 2009). Metal akümüle (biriktiren) eden hiperakümülatör bitki türleri kirleticilerin yüksek seviyelerine absorbe ederek kök, gövde ya da yapraklarında depo edebilirler (USEPA, 2000). Baker ve Brooks (1989)’a göre; hiperakümülatör olan bitkiler, kuru ağırlığında 1000 mg kg⁻¹ dan daha fazla arsenik, kurşun, bakır, nikel, kobalt ya da 10.000 mg kg⁻¹ dan daha fazla çinko ve manganez içerirler. Altın ve kadmiyum için ise bu değerler sırasıyla 1 mg kg⁻¹ ile 100 mg kg⁻¹ olarak belirtilmiştir. Dünya

çapında 400 den fazla hiperakümülatör bitki olduğu belirtilmesine rağmen (Reeves, 2003; Wei vd., 2008) her geçen gün bu sayıya yeni hiperakümülatör bitki türleri eklenmektedir. Örneğin Zhang vd., (2007) *Leersia hexandra* bitkisini Cr-hiperakkümülatör, Mizuno vd., (2006) *Chengiopanax sciadophylloides* bitkisini Mn-hiperakümülatör, Qiu vd, (2006) *Potentilla griffithii* bitkisini Zn-hiperakümülatör, Tolra vd., (2006) *Thlaspi praecox* bitkisini Cd-hiperakümülatör olarak belirtmişlerdir. Yapılan çalışmalar göstermiştir ki bazı bitki türleri kendilerine spesifik olan ağır metalleri biriktirebilirler. Bununla birlikte, *Ceratophyllum demersum*, *Spirodella polyrrhiza*, *Bacopa monnieri*, *Hygrrrhiza aristata*, *Vallisneria spiralis* ve *Alternathera sessilis* gibi bazı bitki türleri ise, Pb, Cd, Cr, Mn, Fe ve Cu gibi farklı metallerin belirsiz biriktiricileri olabilirler (Carranza-Álvarez vd., 2008).

Ağır metal biriktirme kapasitesi, farklı bitki türlerinde ve bitkilerin değişik kısımlarında birbirinden farklılık gösterir. Bu nedenle en fazla ağır metal biriktirme kapasitesine sahip olan organların belirlenmesi faydalı olmaktadır (Baldantoni vd., 2004). Bazı türler iz elementleri köklerinde biriktirir ve kök akümülatörü olarak adlandırılırken diğerleri gövdelerinde biriktirerek gövde akümülatörü olarak tanımlanmaktadır (Aksoy vd., 2005). *Armeria maritima halleri* (Mill.) Willd. ve *Agrostis kapillaris* L. bitkilerinin Zn, Cu, Pb ve Cd için kök akümülatörü oldukları tespit edilmiştir (Dahmani-Muller vd., 2000). Gövde akümülatörleri kökten aldıkları elementleri gövdeye taşıyarak orada biriktirirler. Gövde akümülasyonu özelliği, *Thlaspi goesingense* (Hálácsy) bitkisinde Ni için gözlenmiştir (Krämer vd., 1997). Demirezen ve Aksoy (2004) yaptıkları çalışmada; Sultan Sazlığında (Kayseri, Türkiye) bulunan *Typha angustifolia* (L.) ve *Potamogeton pectinatus* (L.) bitkilerinin köklerinde önemli miktarda kadmiyum biriktirdiklerini tespit etmişlerdir.

1.3.3. Ağır Metallerin Uzaklaştırılması

Çevremizde bulunan ağır metallerin toksisiteleri ve diğer özellikleriyle birlikte bu ekosistemler içerisindeki akıbetlerinin ne olacağı da güncel konular içerisinde yer almaktadır. Bu gerçeklik bitki ve ağır metal başlığı ile yapılan birçok çalışmada dile getirilmiştir ve sayıları her geçen yıl artmaktadır (Babula vd., 2008).

Ağır metal iyonlarının sucul yaşam ve insanlara olan toksik etkileri nedeniyle atık sulardan uzaklaştırılması gereklidir. Sucul ekosistemlerdeki ağır metal kirlenmesini önlemede kullanılan geleneksel metotlar, bu metallerin uygun kimyasalarla çöktürülmesi, filtrasyon, ters osmoz, elektroliz veya iyon reçinelerine tutunmalarının sağlanmasına dayandırılmaktadır (Horsfall ve Abia, 2003; Miretzky vd., 2004). Fakat sucul kirliliği önlemek amacıyla kullanılan bu tekniklerin, düşük ağır metal konsantrasyonlarında etkili olamaması ve kullanımının pahalı olması, yoğun çalışma gerektirmesi, yan ürünler oluşturması gibi nedenlerle farklı yöntemlere yönelinmiştir (Volesky, 2000). Biyolojik materyaller kullanılarak ağır metallerin sucul ortamlardan uzaklaştırılmasını hedefleyen alternatif çalışmalar, özellikle 1980'li yıllardan itibaren giderek artan bir şekilde yoğunluk kazanmış ve dünyada bazı arıtım tesislerinde küçük ölçekli uygulama imkânları da bulmuştur (Schneegurt vd., 2001; Inthorn, 2002). Bitkilerin ve özellikle de üretimleri ve kontrol edilmeleri kolay olması bakımından alglerin, ağır metal uzaklaştırma çalışmalarında kullanılması alternatif metot olarak gündeme gelmiştir. Ağır metallerle kirlenmiş olan çevrenin temizlenmesi için bitkilerin kullanıldığı teknolojiler fitoremediasyon teknolojileri olarak adlandırılmıştır (Macek vd., 2008).

Fitoteknolojileri, kirlenmiş su kütlelerinin iyileştirilmesinde sadece deneysel çalışmalarda değil aynı zamanda doğal ortamlarda da kullanılabilen etkili ve geçerli bir alternatif olmuştur (Miretzky vd., 2004).

Ağır metallerin ve diğer kirleticilerin uzaklaştırılmasında bitkilerin kullanılması ilk olarak 1983 yılında ortaya çıkmıştır, fakat bu düşünce gerçekte 300 yıl öncesine dayanmaktadır (Henry, 2000). Bu teknik, toprakta, suda ya da havada bulunan organik ve inorganik kirleticilerin uzaklaştırılmasında kullanılabilir. Bu yöntemde bitkiler; rizofiltrasyon, fitostabilizasyon, fitoekstraksiyon, fitovolatilizasyon, fitotransformasyon olmak üzere beş mekanizma yoluyla suda bulunan ağır metalleri sabitlemek ya da uzaklaştırmak amacıyla kullanılmaktadır (Ghosh ve Singh, 2005). Rizofiltrasyonda, kök ve kökü çevreleyen bölgede organik ve inorganik maddelerin alınımı (Ghosh ve Singh, 2005) söz konusu iken; Fitostabilizasyonda; bitkiler metalleri bloke etmek ve toprak altı köklerinde ya da toprakta depo etmek ve bloke etmek amacıyla kullanılır. Buna karşılık fitoekstraksiyonda sedimentten metalleri uzaklaştırabilen hiperakümülatör bitkiler kullanılarak, metallerin su üstündeki dokularında biriktirilmesi sağlanır. Böylece hasat edilebilen bitki kısımlarında biriken ağır metallerin bitkiler ayrıştığı zaman tekrar sisteme karışması önlenmiş olur (Weis ve Weis, 2004). Fitoekstraksiyon teknolojisi, hiperakümülatör ya da akümülatör bitkiler kullanılarak kirlenmiş toprakların büyük ölçüde temizlenmesinde kullanılan en kökleşmiş metottur.

Hiperakümülatör bitkilerin temel özelliklerinden biri ağır metal biriktirilmesinde translokasyon (yer değiştirme) kapasitesinin yüksek olmasıdır. Diğer bir ifadeyle bitkinin toprak üstü kısmındaki element konsantrasyonunun kök kısmından daha yüksek olması gerekmektedir. Translokasyon faktörü (TF) ile ifade edilen bu durum toprak üstü kısmındaki element konsantrasyonunun kökteki miktara

oranlanmasıyla bulunmaktadır. Hiperakümülatör bitkilerde $TF > 1$ olarak ifade edilmektedir (Baker ve Brooks, 1989; Wei vd., 2008). Diğer bir anahtar parametre ise; biyoakümülyasyon faktörüdür (BF). BF değeri, kökte biriktirilen miktarın sedimentte tespit edilen miktara oranlanması ya da toprak üstü kısmında (shoot) biriktirilen element miktarının sedimentte tespit edilen miktara oranlanması ile bulunmaktadır (Bidar vd., 2009). Metal dışlayıcı bitki türlerinde bu değer 1'den küçük olarak bulunurken hiperakümülatör olan türlerde 1'den büyük olması gerektiği belirtilmiştir (Zhao vd., 2003). Bir bitkinin toprak üstü kısmındaki yüksek AF değeri hiperakümülatör olmayan bitkilerden hiperakümülatör bitkilerin ayrılmasında kullanılan vazgeçilmez karakteristiklerden birisidir (Zhao vd., 2003).

Terry ve Bañuelos (2000) fitoremediasyonda kullanılan bitkinin istenen niteliklerini

- i) Ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarına dayanıklı olması
- ii) Metallerin çok yüksek seviyelerini biriktirme yeteneği
- iii) Düşük konsantrasyon seviyelerinde metali biriktirebilmesi
- iv) Hızlı gelişmesi ve yüksek biomas üretimi olarak belirtmişlerdir.

Sucul makrofitler; hızlı çoğalma yeteneğine sahip olmaları, yaprak ve diğer bitki kısımlarının ağır metalleri ve diğer bileşikleri tutmak ve biriktirmek için geniş bir alan oluşturması, hareketsiz olmaları gibi nedenlerden dolayı kolaylıkla kullanılmakta ve biyomonitör olarak ekosistemin durumunu ortaya koymaktadır.

Typha latifolia ve *Phragmites australis* bitkilerinin Pb/Zn fitoremediasyonunda başarılı bir şekilde kullanıldığı belirtilmiştir (Ye vd., 1997a, b). Stoltz ve Greger (2002); *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel bitkisinin suni sulak alanların fitoremediasyonunda başarılı bir şekilde kullanıldığını belirtmişlerdir. Bu bitkinin farklı kirleticilere mükemmel toleransı ve belirli biyokimyasal, fizyolojik ve anatomik adaptasyonları, anaerobik toprak yapısının fiziksel ve kimyasal

zararlarından kaçınmasına ya da üstesinden gelmesine olanak sağlamaktadır (Batty ve Younger, 2004).

1.4. Tez Çalışmasının Konusu

Ülkemizin en uzun ve en önemli vadisi olan Kızılırmak vadisi, İç Anadolu'da geniş bir yay çizdikten sonra kuzeye yönelerek Karadeniz'e dek uzanır. Kızılırmak Nehri, İç Anadolu'nun kuzeydoğusunda Kızıldağ' dan doğar, Sivas, Kayseri, Nevşehir ve Kırşehir'i geçtikten sonra, kuzeybatıya döner ve Kırşehir kentinin 17 km. güneyinden geçerek akışını sürdürerek Kırıkkaleye girer. Türkiye'nin en önemli barajlarından olan Hirfanlı ve Kesikköprü, Kırşehir il sınırları içerisinde inşa edilmiştir. Kızılırmak'ın Kırıkkale ili sınırları içerisindeki yatağı üzerinde Kapulukaya Barajı bulunmaktadır. 1989 tarihinde yapımı tamamlanan Kapulukaya barajı, başlangıçta elektrik elde edilmesi ve Kırıkkale ilini taşkından koruma amacıyla kullanılmış, ancak 2001 yılından itibaren Kırıkkale ilinin içme suyunu temin etmek amacıyla da hizmet vermeye başlamıştır. Kapulukaya Baraj Gölü'nden alınan su, arıtım tesisinde işleme tabi tutulduktan sonra kullanıma sunulmaktadır. Ancak, yerel yöneticilerin ve Kırıkkale ili halkının, içme suyunun artırılmasından sonra henüz problemlerin giderilemediğine ilişkin şikayetleri bulunmaktadır. Bu şikayetlerin sebebi, kısmen arıtım tesisindeki su arıtma işlemlerinin yetersizliğiyle ilgili olabileceği gibi, su kaynağındaki problemlerle de yakından ilişkili olabilir. Nitekim; Kızılırmak nehri, havza üzerinde yer alan yoğun endüstriyel, tarımsal ve benzeri insan kaynaklı faaliyetlerden dolayı, Orta Kızılırmak havzasında yer alan Hirfanlı, Kesikköprü, Kapulukaya Baraj zincirinin son halkasını oluşturan

Kapulukaya Barajı'na ulaşıncaya kadar çok yoğun ve değişik kirletici unsurlara maruz kalmaktadır. Bu nedenle, bu çalışmada Kapulukaya Barajı'nın ve aşağı havzasının kirletici unsurlardan özellikle önemli bir yer işgal eden ağır metaller açısından tehdit altında olup olmadığı veya teşhis edilecek tehdiye ait bilimsel bilgilerin detayları araştırılmıştır.

1.5. Tez alışmasının Amacı

Bu alışma, Kırıkkale ili içme suyu temininde kullanılan Kapulukaya Baraj Gölü'nde, içme ve kullanma suyu kalitesi üzerinde kirletici unsur olarak tehdit oluşturan bazı ağır metallerin miktarlarının tespit edilmesi, ortamdaki farklı bulunuş ve taşınma gibi davranış özelliklerinin belirlenmesi ve doğal ya da doğal olmayan kaynakların tahmin edilmesini amaçlamaktadır. Söz konusu problemlerin mevcudiyeti durumunda, elde edilen sonuçlar kullanılarak, su kaynağında ve arıtım esnasında alınabilecek önlemlere ilişkin zm nerileri üretilecektir. Bu amacı yerine getirebilmek üzere planlanan çalışmaların kapsamı aşağıdaki şekilde düzenlenmiştir;

- Kapulukaya Barajı içerisinde belirlenen iki noktadan ve aşağı havzada petrol rafinerisinin Kızılırmak üzerinde bulunan atık noktası sonrasındaki bölgeden mevsimsel olarak alınan su, sediment ve bazı su içi bitki (makrofit) rneklerinde ağır metal konsantrasyonlarının belirlenerek ortamdaki kirlilik düzeyinin ortaya çıkarılması

- Ana kayacıkta ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi ve bu sonuçların göl sediment örnekleriyle karşılaştırılması. Zenginleşme faktörü hesaplanarak birikimin derecesi konusunda değerlendirmeler yapılması,
- Makrofit örneklerinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında ağır metal biriktirme kapasitelerinin karşılaştırılması ve ağır metal translokasyonunun türe özgü karakterinin ortaya konulması,
- İçme suyu amaçlı kullanılan baraj suyunun ve rafineri sonrasında sulama ve rekreasyon amaçlı kullanılan nehir suyunun olası ağır metal yükünün doğal ya da doğal olmayan kaynakları konusunda tahminler yapılması,
- Farklı ortamlarda belirlenen ağır metal konsantrasyon ve zenginleşme faktörlerinin üzerinde abiyotik faktörlerin etkisinin mevsimsel olarak ve gerekli istatistikî yöntemler kullanmak suretiyle ortaya konulması,
- Çalışma sonucunda makrofitlere ait elde edilen veriler ışığında uygun biyomonitör bitkilerin belirlenmesi ve ağır metallerin uzaklaştırılmasında bu bitkilerin kullanılabilme olanaklarının tartışılması

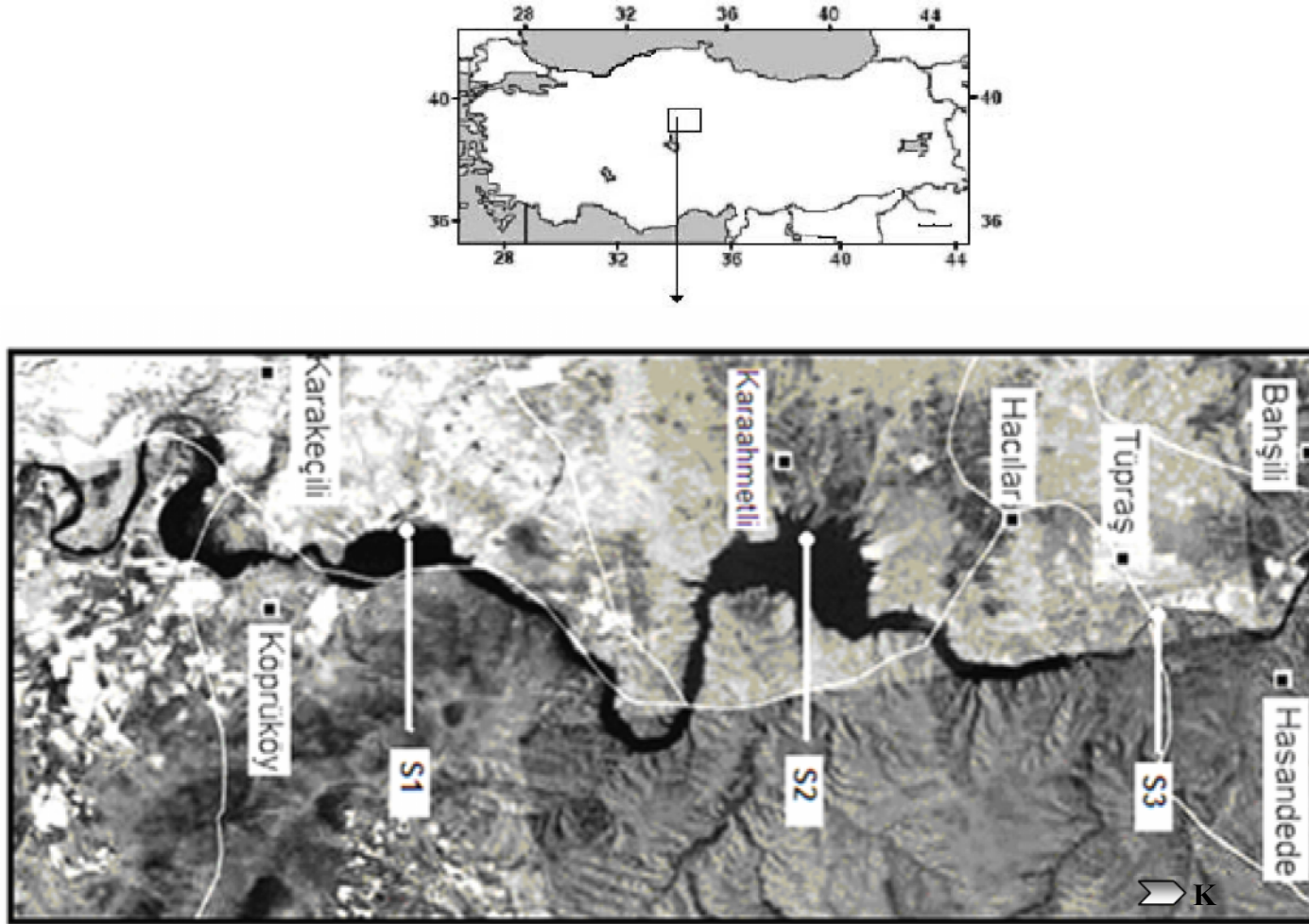
2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma Alanı ve Özellikleri

Kırıkkale İli, kuzey yarım kürede $33^{\circ} 20'$ - $34^{\circ} 25'$ doğu meridyenleri ve $39^{\circ} 20'$ - $40^{\circ} 20'$ kuzey paralelleri arasında bulunmaktadır. Deniz seviyesinden yüksekliği 747 m, yüzölçümü ise 4.630 km^2 olan Kırıkkale ili, Orta Kızılırmak vadisinde yer almaktadır.

Türkiye'nin en uzun ve en önemli vadisi olan Kızılırmak Vadisi içerisinde yer alan Kızılırmak Nehri, İç Anadolu'da geniş bir yay çizerek kuzeyde Karadeniz'e dökülür. Nehir üzerinde yapımı tamamlanmış ve inşa halinde olan toplam 12 baraj bulunmaktadır. Kaynaktan itibaren sırasıyla İmranlı, Yamula, Bayramhacılı, Hirfanlı, Kesikköprü, Kapulukaya, Buğra, Obruk, Dutludere, Boyabat, Altınkaya ve Derbent barajları (Yılmaz, 2005) yer almaktadır. Kızılırmak Nehri'nin Kırıkkale il sınırları içerisinde, Orta Kızılırmak havzasında yer alan Kapulukaya Barajı, Türkiye'nin önemli barajlarından olan yine aynı havza üzerinde kurulu, Hirfanlı ve Kesikköprü Barajlarının son halkasını oluşturmaktadır. 1989 tarihinde yapımı tamamlanan Kapulukaya Barajı, başlangıçta elektrik elde edilmesi ve Kırıkkale ilini taşkından koruma amacıyla kullanılmış, ancak 2001 yılından itibaren Kırıkkale ilinin içme suyunu temin etmek amacıyla da hizmet vermeye başlamıştır. Kırıkkale il sınırları içerisinde yer alan, Orta Anadolu Petrol Rafinerisi de Kapulukaya Barajının aşağı kısmında kurulmuştur. Kızılırmak Nehri yakınındaki petrol rafinerisinin etkilerini de tespit etmek amacıyla örnekleme noktaları olarak, baraj içerisinde iki kıyı bölgesi

belirlenirken, barajın aşağı havzasında yer alan petrol rafinerisinin Kızılırmak üzerinde bulunan atık noktası sonrası da bir bölge seçilmiştir (Şekil 2.1.).



Şekil 2.1. Kapulukaya Baraj Gölü ve Aşağı Havzasının haritası ve örnekleme istasyonları

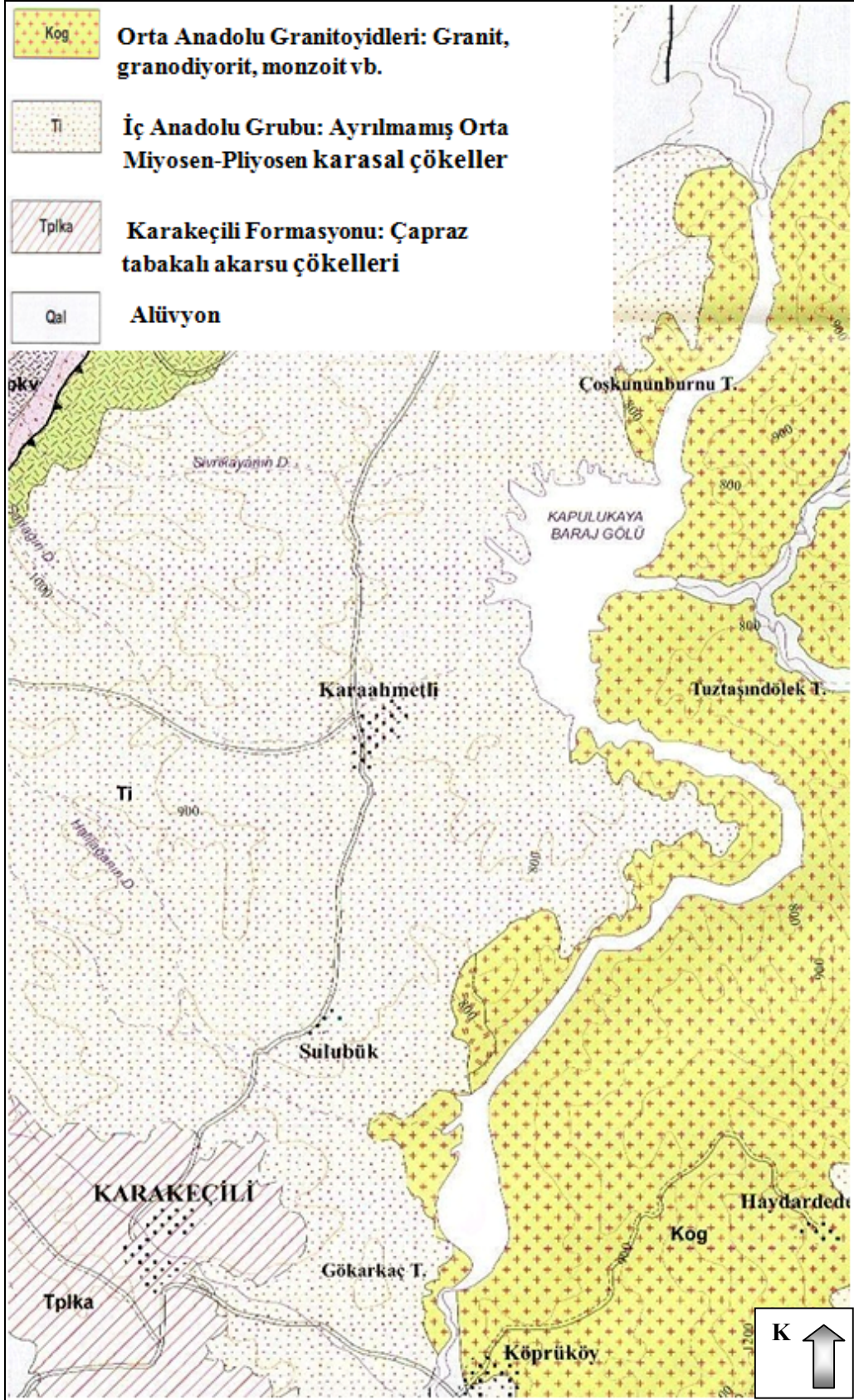
2.2. Araştırma Bölgesinin Jeolojisi

Bölgenin jeolojik bilgileri Maden Tetkik Arama Genel Müdürlüğü Jeoloji Etütleri Dairesi ve MTA kütüphanesi kaynaklarının taranmasıyla temin edilmiştir. Ayrıca bölgenin tamamını kapsayan ayrıntılı bir jeoloji haritası ile haritada bulunan birimlerin açıklaması (Şekil 2.2.)’de verilmiştir. 1/100000 ölçekli Kırşehir İ30 paftasının incelenmesi sonucunda, Kapulukaya Barajı’nın bulunduğu bölgede Orta Anadolu granitoidleri (Kog), İç Anadolu grubu: Ayrılmamış Orta Miyosen-Pliyosen karasal çökelti (Ti), Karakeçili formasyonu: Çapraz tabakalı akarsu çökelti (Tpk) ve alüvyon bulunduğu görülmüştür. Buna göre, Orta Anadolu Granitoidlerinin (Kog), Kırşehir İ30 paftasında Yahşihan ilçesi, Hacılar, Karaahmetli, Köprüköy civarında geniş alanlarda yüzeyleyen granit, granit porfir, granodiyorit, granodiyorit porfir, kuvarsdiyorit, kuvarsmonzonit, kuvarsmonzonit porfir, siyenit, mikrosiyenit türü kayalardan oluştuğu belirlenmiştir (Dönmez vd., 2008). Renk, doku, yapı ve mineral bileşimi kayalık türüne göre değişiklik gösterebilmektedir (Kara, 1997).

İç Anadolu grubu (Ti) olarak adlandırılan bölge, Orta Anadolu’da geniş bir alanda yüzeyleyen kırmızı-kahve renkli, katmansız veya az belirgin katmanlı, çakıltı, kumtaşı, çamurtaşı, jips ve anhidrit ile kireçtaşı ve ignimbirit ara düzeylerinden oluşan karasal birimlerinden oluşmuştur (Dönmez vd., 2008).

Karakeçili formasyonu, gri beyaz renkli, çapraz tabakalanmalı, orta derecede tutturulmuş çakıltı ve kumtaşlarından oluşmaktadır (Uğuz vd., 1999). Karakeçili ilçesi civarında yayılım gösteren birim menderesli akarsular tarafından çökeltmiştir.

Çalışma alanında Kuvaterner, en genç oluşumlar olan alüvyonlarla temsil edilir. Güncel ve eski nehir ve dere yataklarında yüzeyleyen alüvyon bozumsu, kırmızımsı renkte toprak, silt ve kil karışımından oluşmaktadır (Dönmez vd., 2008).



Şekil 2.2. Araştırma bölgesine ait 1/100 000 ölçekli jeoloji haritası ve jeoloji haritasında bulunan birimlerin açıklaması (MTA)

2.3. Araştırma Bölgesinin İklımsel Özellikleri

Kırıkkale ili, denizden 747 m yükseklikte olup ılıman iklim kuşagında yer almaktadır. Ancak bölgenin denizden uzak olması ve günlük sıcaklık değişimlerindeki farklılığın fazla olması iklimi karasallaştırmaktadır. Kırıkkale ili Meteoroloji Müdürlüğü'nden alınan bilgilere göre, çalışma periyodu süresince 2007 yılında en yüksek sıcaklık 39,9 °C ile temmuz ayında belirlenirken, en düşük sıcaklık -5,1 °C ile kasım ayında tespit edilmiştir. 2008 örnekleme döneminde ise temmuz ayında en yüksek sıcaklık 39,6 °C olarak ölçülürken, en düşük sıcaklık -0,6 ile kasım ayında belirlenmiştir. Yıllık ortalama sıcaklık 13,6 dolaylarındadır. Yıllık yağış miktarlarının 2007 ve 2008 yıllarında sırasıyla 248,6 ve 261,8 mm olduğu Kırıkkale ilinde en fazla yağışın görüldüğü aylar 54,1 mm ile kasım ve 48,0 mm ile aralık aylarıdır.

2.4. Materyal

Belirlenen üç bölgeden analizi yapılmak üzere su, sediment ve sucul bitki örnekleri alınmıştır. Analize hazır hale getirmek amacıyla saklanan sucul bitki (makrofit) örnekleri aşağıda belirtilmiştir.

Fam: Poaceae (Gramineae)

Phragmites australis (Cav.)Trin. ex Steud (Kamış otu)

Fam: Typhaceae

Typha angustifolia (L.)

Fam: Potamogetonaceae

Potamogeton perfoliatus L.

Fam: Cyperaceae (Saz giller)

Schoenoplectus lacustris (L.) Palla

Schoenoplectus triqueter (L.) Palla

2.5. Yöntem

2.5.1. Arazi Çalışması ve Örneklerin Toplanması

Tez çalışmasının arazi çalışmaları, 2007 ve 2008 yıllarını içerisine alacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Bu yıllar arasında örnekleme yapılan tarihler 2007 yılında; 09 Mayıs, bahar örnekleme, 23 Temmuz ve 22 Ağustos da yaz örnekleme, 25 Ekim ve 28 Kasım sonbahar örnekleme olarak yapılmıştır. 2008 yılı kapsamında 30 Nisan ve 28 Mayıs tarihlerinde bahar örnekleme yapılmıştır. Yaz mevsimini temsil etmek amacıyla, 24 Temmuz ve 28 Ağustos tarihlerinde örnekleme yapılmıştır. 20 Ekim ve 12 Kasım tarihlerinde sonbahar örnekleme yapılmıştır.

09.05.2007 tarihindeki örneklemede her üç bölgeden *Phragmites australis* toplanırken, 23.07.2007 de sadece nehir bölgesi olan S3 istasyonundan alınabilmiştir. 23.07.2007 ve 22.08.2007 tarihlerinde S1 ve S2 istasyonlarından *Potamogeton perfoliatus* L. ve *Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla örnekleri alınmıştır. Sonbahar mevsimini temsilen 25.10.2007 de yapılan örnekleme zamanında barajdaki su miktarı ciddi miktarda azaldığı için dip zemini kaplayan *Chara* sp.'nin yüzeye çıktığı ve kuruduğu gözlenmiştir. Su çekilmesine bağlı olarak yüzeyde kalan *Potamogeton*

perfoliatus örneklerinin de çürümesinden dolayı örnek alınamamıştır. S1 ve S2 istasyonlarından *Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla örnekleri alınırken, S3 istasyonundan *Typha angustifolia* (L.) alınabilmiştir. Bu mevsimin son örnekleme olan 28.11.2007 tarihinde bitkiler kurduğundan bitki örneği alınamamıştır.

2008 yılında da devam ettirilen arazi çalışmalarında; 30 Nisan, 28 Mayıs, 24 Temmuz ve 28 Ağustos tarihleri için S1 ve S2 istasyonlarından *Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla bitki türü alınırken, rafinerinin alt kısmını temsil eden nehir bölgesinden (S3) *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla türü alınabilmiştir. Sonbahar dönemini temsil eden Ekim ve Kasım aylarında 2008 yılında da su seviyesinin düştüğü görülmüştür. Bu dönemde sucul bitkilerin kurumasına bağlı olarak için analiz yapmak üzere örnek alınamamıştır.

Örneklemelemlerden iki gün önce, arazi çalışması sırasında su örneklerinin alınacağı polietilen şişeler bir gece %10'luk nitrik asit çözeltisi içerisinde bekletilmiştir. Daha sonra musluk suyuyla durulanan örnekleme kapları ultra saf su ile iki kez yıkanmıştır.

Belirlenen istasyonlardan 0,5 m derinlikten ağır metal analizlerinde kullanılmak üzere daha önceden hazırlanan 1L'lik şişelere su örnekleri alınmıştır. Fiziksel ölçümlerde ve kimyasal analizlerde kullanılmak üzere yine aynı noktadan 2L'lik polistren şişelere su örnekleri alınmıştır. Su numuneleri alınmadan önce şişeler iki kez göl suyu ile yıkanmıştır. Bitki örneklerinin bulunduğu kısımlardan plastik borular aracılığıyla alınan sediment örneklerinin yaklaşık olarak ilk 10-15 cm'lik kısmı plastik torbalara aktarılmış ve etiketlemesi yapılmıştır (Peng vd., 2008). Toplanan makrofit örnekleri sediment ve perifiton partiküllerini uzaklaştırmak amacıyla baraj suyuyla yıkandıktan sonra plastik torbalara alınmıştır. Daha sonra alınan örnekler buzluk içerisinde laboratuara getirilmiştir. Metal kontaminasyonunu

önlemek amacıyla arazi çalışmasında plastik malzemeler kullanılmıştır (Allen, 1989).

2.5.2. Laboratuvar Çalışması

Laboratuvara getirilen örneklerden su numuneleri, 0.45 µm Whatman GF/C kağıdından süzöldükten sonra konsantre nitrik asitle pH 2'ye ayarlanıp fikse edildikten sonra analiz gününe kadar saklanmak üzere 4⁰C ye kaldırılmıştır (USEPA, 1995). Sediment örnekleri analize hazır hale getirilmek amacıyla derin dondurucuya kaldırılmıştır. Laboratuvara getirilen makrofit örnekleri dışardan gelecek nesnelere arındırılmak için musluk suyunda yıkandıktan sonra ultra saf su ile iki kez yıkanmış ve analiz işlemleri için. ≤-20°C' derin dondurucuya konarak saklama işlemi uygulanmıştır (USEPA, 1995).

2.5.2.1. Sediment Örneklerinin Hazırlanması

Örneklerin hazırlanması sırasında kullanılacak olan cam, porselen ve plastik malzemeler bir gün deterjanlı suda bekletildikten sonra çeşme suyu ile yıkanarak, bir gece % 20'lik nitrik asit çözeltisi içerisinde bekletilmiştir. Tüm malzemeler çift distile su ile yıkanmıştır.

Örnekleme tarihlerinde S1, S2, S3 istasyonlarından 2 şer adet alınarak derin dondurucuya kaldırılan sediment örnekleri kompozit hale getirilmiştir. Kompozit hale getirilen sediment örneklerinden bir kısım ayrılarak bir hafta boyunca 40-45 ⁰C lik etüvde kurutma işlemine tabii tutulmuştur (Brekken ve Steinnes, 2004; Sameckal-

Cymerman ve Kempers, 2004; Teuchies vd., 2007). Kurutulan sediment örnekleri cam havanda dövülerek homojen hale getirilmiş ve 500µm'lik elekten geçirildikten sonra kilitli plastik poşetlere kaldırılmıştır (Teuchies vd., 2007).

2.5.2.2. Bitki Örneklerinin Hazırlanması

Derin dondurucudan çıkarılan bitki örnekleri kök, gövde ve yaprak kısımlarına ayrılmıştır. Ayrılan kısımlar etüvde, 70 °C'de, 48 saat kurutma işlemine tabii tutulmuştur (Vardanyan ve Ingole, 2006; Sahu vd., 2007). Kurutulan örnekler öğütülerek homojen hale getirilmiştir. Örnekler kilitli plastik poşetlere alınarak etiketlemeleri yapılmış ve saklamaya alınmıştır.

2.5.2.3. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenlerin Analizi

Toplam çözünmüş katı madde (TDS), tuzluluk, iletkenlik, bulanıklık, pH ölçümlerinde ve kimyasal analizlerde kullanılmak üzere asitle yıkanmış 2 L'lik polistren şişelere aktarılan su numuneleri laboratuvara getirilmiştir. Su sıcaklığı ve çözünmüş oksijen konsantrasyonları Model 55/50 FT YSI oksijen metre kullanılarak 0,5 metre aralıklarla dibe kadar ölçülmüştür. Belirlenen üç istasyonundan alınan numunelerde pH ölçümleri Sartorius pH metre ile yapılırken, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde (TDS) ve tuzluluk ölçümleri Orion 115 İletkenlik/ TDS metre kullanılarak yapılmıştır. NTU cinsinden yapılan bulanıklık ölçümlerinde, Model 965 Orbeco Hellige turbidimetre kullanılmıştır. Askıdaki katı madde tayinleri APHA/AWWA/WEF (1995) uyarınca tespit edildi.

Alınan su örneklerinde; toplam fosfor (TP), -nitrit-nitrat, amonyum, silikat, alkalinite, sülfat ve klorofil *a* tayinleri yapılmıştır. Sülfat, alkalinite ve toplam fosfor analizleri için süzülmemiş su örnekleri kullanılırken, diğer analizler için su örnekleri Whatman GF/ C filtre kağıdından süzülerek analizler yapılmıştır.

Amonyum azotu (NH₄-N), toplam fosfor (TP), çözülmüş reaktif fosfor ve sülfat tayinleri APHA/AWWA/WEF (1995) uyarınca yapılmıştır. Nitrat+nitrit azotu (NO₃+NO₂-N) tayinleri Mackereth vd. (1978)'e göre yapılmıştır. Silikat, Golterman vd. (1978), alkalinite ise, Henriksen (1982) uyarınca tayin edildi.

Klorofil *a* miktarını tespit etmek için 500 ml su örneği 47 mm çapındaki Whatman GF/C filtre kağıdından Saritorius su sistemi ile süzülmüştür. Filtre kağıdı 100 ml'lik bir erlene koyularak üzerine %70'lik 10 ml etil alkol eklendikten sonra ağzı hava almayacak şekilde parafilm ile kapatılan erlen ışık almaması için alüminyum folyo ile sarılmıştır. 2 saat çalkalandıktan sonra +4°C deki buzdolabına koyulmuştur. 3 saatlik bekleme süresi sonunda dolaptan alınan örnekler 10 ml' lik santrifüj tüplerine aktarılıp 3000 rpm'de (devir/dakika) 20 dakika santrifüj edilmiştir.

Süpernatant kısmı spektrofotometrik ölçüm yapılmak üzere küvetlere aktarılmıştır. 750, 663, 480, 430 ve 410 nm' de %70'lik etanole karşı absorbans değerleri ölçülmüştür. 750 nm'de ölçülen değer herhangi bir kolloidal madde etkisini ortadan kaldırmak için diğer bütün ölçüm değerlerinden çıkartılmıştır (Moss, 1967).

Klorofil *a* konsantrasyonu 663 nm'deki absorbanstan yararlanılarak (Talling ve Driver, 1961) aşağıdaki eşitlikteki gibi hesaplanmıştır.

$$\text{Klorofil } a \text{ } (\mu\text{g/L}) = 11 \times (\text{Abs } 663 - \text{Abs } 750) \times 16/0,5 \text{ (v/V)}$$

Burada v; kullanılan etanolün mililitre cinsinden miktarını, V ise, süzülen suyun litre cinsinden miktarını belirtir.

2.5.2.4. Sedimentte pH, Elektriksel İletkenlik ve Redoks Potansiyeli Ölçümü

Kurutulmuş ve elenmiş olan sediment örneklerinden 1:2.5 (w/v) oranında sırasıyla sediment örneği ve iki kere saflaştırılmış suyun karıştırılmasıyla hazırlanan süspansiyon üzerinden pH ve elektriksel iletkenlik değerleri, redoks potansiyeli ölçülmüştür (Barrutia vd., 2009).

2.5.2.5. Sedimentte Organik Madde Miktarının belirlenmesi

Kurutulmuş ve elenmiş sediment örneklerinden 4 gr tartılarak 550 °C'lik kül fırınında gece boyunca yakma işlemine tabii tutulmuştur. Ağırlık farkı toplam organik madde miktarı olarak değerlendirilmiştir (Kamau vd., 2007).

2.6. Polarize Enerji Ayrımlı X Işımları Floresans Tekniği (PEDXRF)

Numunelerin element bileşimlerinin belirlenmesinde kullanılan AAS, ICP-OES, ICP-MS gibi çok çeşitli metotların yanı sıra bu yüzyılın başlarından itibaren X ışını floresans tekniği kullanılmaya başlanmıştır. Bu teknik jeoloji, arkeoloji, maden cevherlerinin analizinde, çevre kirliliği çalışmalarında, biyolojik materyallerin analizinde, tıp gibi alanlarda yaygın şekilde kullanılmaktadır (Obiajunwa, 2001; Stephens ve Calder, 2004; Ekinci vd., 2005; Kadioğlu vd., 2006; Mohapatra vd., 2007). Maddelerin element bileşimini belirlemede kullanılan önemli yöntemlerden birisi olan XRF'in çalışma prensibi şu şekilde açıklanmaktadır. Eğer atom X ışınları gibi yüksek enerjili bir radyasyonla uyarılırsa, bu yüksek enerji girişi yakın

yörüngelerdeki elektronları daha yüksek enerji düzeyine çıkarır. Uyarılan elektronlar ilk enerji düzeylerine döndüklerinde kazanmış oldukları fazla enerjiyi dalga boyu 0,1-50 Å olan X ışınları şeklinde geri verirler. Bu ikincil X ışınları yayımına floresans ışımaya adı verilir. Elementlerin verdiği bu ışımaların dalga boyu her element için farklı ve ayırt edicidir. Fotoelektrik iyonizasyondan sonra atomlar tarafından yayılan, bütün elementler için spesifik X ışın floresans sinyalleri eş zamanlı olarak sabit takılı yarı iletken dedektörde ya da mühürlenmiş gaz orantılı sayaçta ölçülür. Her element sinyalinin ışınım yoğunluğu örnekteki elementin konsantrasyonu ile orantılıdır. Böylece bu teknikte atomlar tarafından yayılan spesifik X ışınının yoğunluğunun ölçülmesiyle element konsantrasyonunun belirlenmesi sağlanır.

XRF tekniği element analizlerinde kullanılan diğer alternatiflerine göre pek çok avantaja sahiptir. Eş zamanlı olarak bir çok elementin aynı anda belirlenebilmesi, herhangi bir kimyasal müdahale olmaksızın ölçüme izin vermesi, örneklerin hazırlanmasındaki kolaylık, ölçümlerin kısa zaman diliminde gerçekleştirilebilmesi ve nispeten basit veri analiz sistemlerinin kullanılması olarak belirtilmiştir (Üstündağ vd., 2007; Marguí vd., 2009). Diğer taraftan bu teknik ucuz olması, analiz işlemini gerçekleştirirken zor olmaması, herhangi bir miktardaki örnek materyalin, herhangi bir kimyasal ön işleme tabii tutulmaksızın nitel ve nicel olarak analiz edilebilmesi metodun kullanım alanlarının artmasına sebep olmuştur (Tsuji vd., 2006; Padilla vd., 2006).

2.7. PEDXRF Multi Element Analizi için Örneklerin Hazırlanması

Kurutulup öğütülen sediment ve bitki örnekleri Sartorius Marka hassas terazi kullanılarak sediment örneklerinden 4 gr, bitki örneklerinden ise 2 gr olacak şekilde tartılmıştır. Bu örneklerin üzerine bağlayıcı olarak kullanılan wachs kimyasalından 0,9 gr tartılarak konulmuştur. Homojenizasyonu sağlamak için örnek ve wachs iyice karıştırılmıştır. Daha sonra bu karışıma, toz pellet hazırlama cihazında 15 ton basınç uygulanmış ve 32 mm çapında tabletler oluşturulmuştur. G01-GSD-09 sediment ve K04-NIST-2704 nehir sediment standartları, bitki için ise; K04-BCR-60 (Aquatic Plant), K04-BCR-61 (Aquatic Moss) ve K04-BCR-62 (Oil Leaves) benzer şekilde eşit olarak pellet içerisine sıkıştırılmıştır. Bu standartlar cihazın kalibrasyonunda kullanılmıştır (Timothy ve La, 1989; Johnson vd., 1999). Örnekler bu şekilde kalitatif (nitel) ve kantitatif (nicel) analiz için hazır hale getirilmiştir. Analiz işlemleri Ankara Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü Petrografi Uygulama ve Araştırma Laboratuvarında bulunan Spectro XLAB 2000 PEDXRF cihazında gerçekleştirilmiştir.

2.8. ICP-OES (Inductively Coupled Plasma) ile Su Örneklerinin Analizi

İndüktif eşleşmiş plazma optik emisyon spektrometri (ICP-OES), AAS'ye göre daha geniş çalışma aralığı, multielement tayin edebilme özelliği, termal bozunmaya karşı dirençli (refrakter) elementlerin tayininde daha duyarlı sonuç vermesi gibi özellikleriyle, metal tayinlerinde en sık başvurulan tekniklerden birisi haline gelmiştir. Su örneklerinin analizi Ankara Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü ICP ve Mikroanaliz Laboratuvarında bulunan Spectro Genesis Marka ICP-

OES cihazında yapılmıştır. Cihazın analize hazır hale getirilmesi için önce tüm Spectro ICP cihazlarında bulunan optimizasyon işlemi gerçekleştirilir. Optimizasyon, plazmada oluşan ışımının en iyi şekilde detektörlere ulaştığı noktayı ve koşulları ayarlama işlemi olarak tanımlanmaktadır. Bunun için optimizasyon çözeltisi adı verilen özel bir çözelti kullanılmaktadır. Optimizasyon işlemi cihazın bilgisayarında bulunan optimize metodunda optimizasyon çözeltisinin ölçümünün yapılması ve bu ölçümler sonucunda cihazın optimum çalışma koşullarına ayarlanması işlemi içerir. Bu işlemden sonra sadece Spectro Genesis model cihazlarda uygulanan ICAL işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu işlem cihazın dedektör kalibrasyonu olarak tanımlanmaktadır. Bu işlemler gerçekleştirildikten sonra farklı konsantrasyonlarda standart çözeltiler hazırlanarak metot oluşturma işlemine geçilmiştir. Her bir element için kalibrasyon eğrileri çizdirilmiş ve ölçümlerin yapılabilmesi için uygun dalga boyları seçilmiştir. Su örnekleri, oluşturulan iki farklı metotta okuma işlemine tabii tutulmuştur. Her bir örnek üç kez okutulmuştur. Oluşturulan iki farklı metoda ait dalga boyları Çizelge 2.1.' de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Elementlerin dalga boyları ve algılama limitleri

Element	Dalga Boyu (nm)	Algılama Limiti (ppb)
Kadmiyum (Cd)	214.438	0,24
Bakır (Cu)	324.754	0,38
Manganez (Mn)	257.610	0,04
Nikel (Ni)	231.604	0,55
Çinko (Zn)	213.856	0,11

2. 9. İstatistiksel Hesaplamalar

İstatistiksel analizlerde STATISTICA 7.0 paket programı kullanılmıştır. Çalışmada verilerin istatistikî farklılıklarının belirlenmesinde parametrik olmayan Mann Whitney-U Testi kullanılmıştır. Sedimentte belirlenen ağır metal konsantrasyonları ve kimyasal değişkenler arasındaki korelasyon katsayılarının belirlenmesinde Pearson Product Moment korelasyon kullanılmıştır. Bitki kısımları ile sediment arasındaki korelasyon katsayılarının belirlenmesinde ise, Spearman Rank Order Korelasyon testi uygulanmıştır. Sonuçların istatistikî önemliliği %95 güven aralığı esas alınarak değerlendirilmiştir.

3. ARAŞTIRMA BULGULARI

Yapılan bu çalışmada Kapulukaya Baraj Gölü içerisinde yer alan iki istasyon (S1 ve S2) ile barajın aşağı havzasında bulunan rafineri atık noktası sonrasındaki üçüncü istasyondan (S3) sediment, su ve bitki örnekleri alınmıştır. Alınan bu örneklerden sediment ve bitkide Manganez (Mn), Krom (Cr), Nikel (Ni), Çinko (Zn), Kobalt (Co), Bakır (Cu), Arsenik (As), Kurşun (Pb), Molibden (Mo), Cıva (Hg) ve Kadmiyum (Cd) elementlerinin analizleri yapılarak miktarları belirlenmiştir.

3.1. Sedimentte Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları

3.1.1. İstasyon 1

S1 istasyonuna ait sediment örnekleri, 2007 yılı için ortalama değerler açısından incelendiğinde element konsantrasyonlarının büyükten küçüğe doğru, Mn> Cr> Ni> Zn> Co> As> Cu> Pb> Mo> Hg> Cd şeklinde sıralandığı gözlenmiştir. Bu elementler için hesaplanan ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 3.1.'de verilmiştir.

S1 istasyonun 2008 yılı ortalama verileri incelendiğinde elementler; Mn> Cr> Ni> Zn> Co>Pb>As> Cu> Mo> Hg> Cd olarak sıralanmıştır. Bu elementlere ait ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 3.2.'de gösterilmiştir. Her iki yıla ait

elementlerin ortalama konsantrasyon değerleri karşılaştırıldığında 2008 yılını kapsayan dönemde ortalama krom ve kurşun konsantrasyonunda artış gözlenirken; mangan, nikel, kobalt, arsenik, bakır ve molibden konsantrasyonlarının dşğ gösterdiği tespit edilmiştir. Çinko, cıva ve kadmiyum değerlerinin her iki yılda yaklaşık konsantrasyon değerlerine sahip olduğu görülmüştür.

Çalışma süresince sedimentte tespit edilen ağır metallerin konsantrasyon aralıkları Mn: 437,00 – 672,00 $\mu\text{g/g}$; Cr: 116,60 – 624,00 $\mu\text{g/g}$; Ni: 44,10 – 127,10 $\mu\text{g/g}$; Zn: 24,60 – 61,40 $\mu\text{g/g}$; Co: 11,00 – 41,00 $\mu\text{g/g}$; Cu: 8,60 - 24,50 $\mu\text{g/g}$; As: 15,50 – 27,00 $\mu\text{g/g}$; Pb: 8,60 – 27,70 $\mu\text{g/g}$; Mo: 2,90 – 3,70 $\mu\text{g/g}$; Hg: 1,20 – 1,50 $\mu\text{g/g}$; Cd: 0,80 – 1,60 $\mu\text{g/g}$ olarak belirlenmiştir. Analiz edilen tüm elementlerin her iki yıldaki minimum ve maksimum değerleri izelge 3.3’de gösterilmiştir.

Her iki yıla ait yapılan tüm rneklemelemin ortalamarını hesaplandığında Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb, Mo; Hg ve Cd için sırasıyla 550,36; 394,36; 81,28; 43,65; 25,60; 17,51; 20,04; 19,51; 3,39; 1,38; 0,98 $\mu\text{g/g}$ olarak bulunmuştur. Büyükten küçüğe doğru Mn> Cr> Ni> Zn> Co> As> Pb> Cu> Mo> Hg> Cd şeklinde sıralanmıştır. Çalışma periyodu süresince Mn ve Cr oldukça yüksek iken, Hg ve Cd ise çalışmadaki en düşük değerler olarak belirlenmiştir.

Element konsantrasyonları mevsimsel olarak 2007 yılı açısından incelendiğinde, manganın en yüksek değeri bu yılın ilkbahar mevsiminde (tek örnekleme olduğu için Mayıs ayında) 637,00 $\mu\text{g/g}$ olarak bulunmuştur. En düşük değeri ise 525,00 $\mu\text{g/g}$ ile sonbahar mevsiminde lmştr. Mangandakine benzer şekilde krom, nikel, çinko, kobalt, bakır, kadmiyum elementlerinin de en yüksek konsantrasyonları ilkbahar mevsiminde görülmüştür. Bu değerler sırasıyla; 472,00; 127,10; 49,50; 41,00; 23,30 ve 1,00 $\mu\text{g/g}$ olarak hesaplanmıştır. Krom, inko, kobalt elementlerinin en düşük konsantrasyonları sırasıyla, 226,05; 39,95; 23,65 $\mu\text{g/g}$

değerleri ile sonbaharda ölçülürken; nikel, bakır ve kadmiyum elementlerinin en düşük konsantrasyonları yaz mevsiminde ölçülmüştür. Bu değerler sırasıyla 74,80; 17,15; 0,85 µg/g olarak hesaplanmıştır.

Arsenik, molibden ve cıvanın en yüksek konsantrasyonları (sırasıyla 22,65; 3,65; 1,50 µg/g) sonbahar mevsiminde görülmüştür. Arsenik ve molibdenin en düşük konsantrasyonları yaz mevsimde, cıvanın ise ilkbahar mevsiminde ölçülmüştür. Bu değerler ise 20,95; 3,50; 1,30 µg/g olarak bulunmuştur. Kurşun ise yaz mevsiminde 17,60 µg/g ile en yüksek konsantrasyonunu gösterirken, en düşük konsantrasyonu 16,50 µg/g ile sonbahar mevsiminde ölçülmüştür.

2008 yılına ait veriler incelendiğinde; Mn, Cr, Zn, Co, Cu, As, Pb elementlerinin en yüksek konsantrasyonları 2007 yılından farklı olarak (kurşun hariç) yaz mevsiminde tespit edilmiştir (Çizelge 3.4. ve Çizelge 3.5.). En düşük konsantrasyonlar ise, Cr, Zn, Co, Cu, Pb için sonbahar, Mn ve As için ilkbahar mevsiminde gözlenmiştir.

Nikel; 2007 yılındaki salınımına benzer şekilde en yüksek konsantrasyonunu ilkbahar mevsiminde, en düşük konsantrasyonunu ise sonbahar mevsiminde ortaya koymuştur. Nikel konsantrasyonu, 81,95 ve 67,55 olarak hesaplanmıştır. Kadmiyum, en yüksek konsantrasyonunu nikel gibi ilkbahar mevsiminde gösterirken en düşük konsantrasyonunun yaz mevsiminde olduğu görülmüştür. Molibden ve cıva da ise sonbahar en yüksek yaz en düşük konsantrasyonlarının gözleendiği mevsim olmuştur. Üç istasyondan alınan sediment örneklerindeki tespit edilen metallerin mevsimsel konsantrasyonları ve standart sapma değerleri Çizelge 3.4. ve 3.5.' de verilmiştir. Mevsimlere göre değerlendirilen verilere bakıldığında her bir elementin en yüksek ve en düşük konsantrasyonda bulunduğu mevsimlerin değişiklik gösterdiği gözlenmiştir.

3.1.2. İstasyon 2

S2 istasyonuna ait sediment örneklerinde tespit edilen ağır metallerin, 2007 ve 2008 yılları için hesaplanan ortalama konsantrasyon ve standart sapma değerleri Çizelge 3.1. ve Çizelge 3.2. de verilmiştir. S2 istasyonu 2007 yılı için ortalama değerler açısından incelendiğinde sedimentteki ağır metal sırası Mn> Cr> Ni> Zn> Co> As> Pb> Cu> Mo> Hg> Cd şeklinde gözlenmiştir.

S2 istasyonuna ait sediment örnekleri, 2008 yılı için ortalama değerler açısından incelendiğinde element konsantrasyonlarının büyükten küçüğe doğru, Mn> Cr> Ni> Zn> Co> Pb> Cu> As> Mo> Hg> Cd şeklinde sıralandığı görülmektedir. Her iki yılın ortalama verileri karşılaştırıldığında 2008 yılında Ni, Zn, Co, Cu, As ve Pb değerlerinde artış olduğu gözlenirken, Mo, Hg ve Cd değerleri düşüş göstermiştir.

Çalışma süresince S2 istasyonuna ait sediment örneklerinde tespit edilen metallerin konsantrasyon aralıkları Mn: 368,00 – 689,00 µg/g; Cr: 98,00 – 615,00 µg/g; Ni: 24,70 – 92,70µg/g; Zn: 14,80 – 65,00 µg/g; Co: 17,00 – 32,90 µg/g; Cu: 10,30 – 26,00 µg/g; As: 15,80 – 21,90 µg/g; Pb: 10,10 – 27,90 µg/g; Mo: 2,50 – 4,80 µg/g; Hg: 1,10 – 1,60 µg/g ve Cd: 0,50 – 1,80 olarak belirlenmiştir. S2 istasyonun 2007 ve 2008 yıllarına ait minimum ve maksimum element konsantrasyonları Çizelge 3.3.'de verilmiştir.

Tüm örnekleme örneklerinin ortalamaları alınarak sedimentteki metal konsantrasyonları hesaplanmıştır. Buna göre metallerin sıralanışı Mn> Cr> Ni> Zn> Co> Pb> As> Cu> Mo> Hg> Cd olarak belirlenmiştir. Bu ortalama değerler sırasıyla 542,27; 327,00; 65,80; 45,79, 23,69; 21,40; 19,38; 19,23; 3,65; 1,29 ve 0,91 µg/g olarak bulunmuştur. Çalışma süresi boyunca on bir element için hesaplanan ortalama veriler değerlendirildiğinde, S2 istasyonunda S1 istasyonu ile benzer şekilde yüksek

konsantrasyon gösteren elementlerin Mn, Cr, Ni, Zn ve Co olduğu görülürken düşük miktarda belirlenen elementlerin Mo, Hg ve Cd olduğu gözlenmiştir.

On bir metale ait mevsimsel konsantrasyonlar ve standart sapma değerleri Çizelge 3.4. ve Çizelge 3.5.' de verilmiştir. Buna göre 2007 yılına ait veriler incelendiğinde, Mn, Cr, Ni, Zn, Cu, As ve Pb konsantrasyonlarının ilkbahar mevsiminde yüksek olduğu gözlenmiştir. Nitekim aynı elementlerin en düşük konsantrasyonları sonbahar mevsiminde tespit edilmiştir. En yüksek konsantrasyon değerleri bu metaller için sırasıyla, 654,00; 423,00; 69,90; 49,20; 21,70; 20,20; 21,70 olarak ölçülmüştür. 403,00; 106,65; 34,25; 23,00; 12,30; 16,60 ve 12,85 µg/g en düşük konsantrasyon değerleri olarak hesaplanmıştır.

Kobalt, 21,20 µg/g ile en yüksek değeri yaz mevsiminde tespit edilirken, 19,90 µg/g ile en düşük konsantrasyonu ilkbahar mevsiminde gözlenmiştir. Mo, Hg ve Cd ise sonbahar mevsiminde sırasıyla; 4,30; 1,55 ve 1,35 µg/g ile en yüksek konsantrasyonlarını gösterirken, en düşük konsantrasyonları ilkbahar mevsiminde ölçülmüştür. Bu değerler sırasıyla; 3,00; 1,10; 0,80 µg/g dır.

2008 yılına ait mevsimsel değerler incelendiğinde, Mn, Cr, Co, Cu 2007 yılından farklı olarak yaz mevsiminde en yüksek konsantrasyonda tespit edilmiştir. Bu değerler sırasıyla, 662,50; 500,00; 27,60; 25,10 µg/g olarak belirlenmiştir. Mn ve Co elementlerinin en düşük konsantrasyonları sonbahar mevsiminde, Cr ve Cu metallerinin ise ilkbahar mevsiminde ölçülmüştür.

Ni, Zn, As, Pb, Mo, Cd sonbahar mevsiminde yüksek konsantrasyonda, yine aynı elementlerden Ni, Zn, As, Pb, Cd, ilkbaharda, molibden ise yaz mevsiminde en düşük konsantrasyonda belirlenmiştir.

Cıva ise, mevsimsel olarak birbirine yaklaşık değerler ortaya koymuştur. ilkbahar mevsiminde 1,25 $\mu\text{g/g}$ ile en yüksek değerde llrken, 1,20 $\mu\text{g/g}$ ile yaz mevsiminde en düşük değeri göstermiştir.

Çizelge 3.1. 2007 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki toplam ve ortalama ağır metal konsantrasyonları (µg/g) standart sapma değerleri

Tarih	İstasyon	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
Mayıs 2007	S1	637,00	472,00	127,10	49,50	41,00	23,30	21,20	16,50	3,50	1,30	1,00
	S2	654,00	423,00	69,90	49,20	19,90	21,70	20,20	21,70	3,00	1,10	0,80
	S3	803,00	356,00	72,70	124,20	43,20	21,80	37,70	34,00	3,50	1,30	0,80
Temmuz 2007	S1	553,00	430,00	93,10	60,00	36,70	24,50	22,80	26,60	3,60	1,30	0,90
	S2	578,00	361,00	56,30	42,30	21,00	16,80	20,00	21,00	3,90	1,30	0,80
	S3	914,00	325,00	95,10	82,50	38,80	29,30	58,40	30,30	2,60	1,30	0,80
Ağustos 2007	S1	654,00	116,60	56,50	25,70	11,00	9,80	19,10	8,60	3,40	1,50	0,80
	S2	416,00	268,00	52,80	32,10	21,40	15,30	17,40	16,00	3,00	1,40	0,90
	S3	1053,00	335,00	93,30	81,50	11,00	25,90	69,70	31,00	2,80	1,30	0,90
Ekim 2007	S1	543,00	329,00	103,60	50,50	34,30	23,10	27,00	18,70	3,70	1,50	0,90
	S2	438,00	98,00	43,80	31,20	24,90	14,30	17,40	15,60	4,30	1,60	1,80
	S3	708,00	945,00	56,00	60,60	27,30	13,80	21,80	20,40	2,70	1,20	0,80
Kasım 2007	S1	507,00	123,10	54,60	29,40	13,00	14,20	18,30	14,70	3,60	1,50	1,00
	S2	368,00	115,30	24,70	14,80	17,00	10,30	15,80	10,10	4,30	1,50	0,90
	S3	374,00	513,00	52,90	43,00	17,00	17,50	46,70	18,80	2,90	1,10	0,80
Ortalama	S1	578,80	294,14	86,98	43,02	27,20	18,98	21,68	17,02	3,56	1,42	0,92
	S2	490,80	253,06	49,50	33,92	20,84	15,68	18,16	16,88	3,70	1,38	1,04
	S3	770,40	494,80	74,00	78,36	27,46	21,66	46,86	26,90	2,90	1,24	0,82
Std. Sp.	S1	63,53	167,39	31,23	14,76	14,10	6,58	3,46	6,54	0,11	0,11	0,08
	S2	120,10	144,72	16,74	13,04	2,85	4,14	1,89	4,71	0,66	0,19	0,43
	S3	256,21	262,99	19,93	30,39	13,75	6,23	18,48	6,83	0,35	0,09	0,04

Çizelge 3.2. 2008 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki toplam ve ortalama ağır metal konsantrasyonları (µg/g) standart sapma değerleri

Tarih	İstasyon	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
Nisan 2008	S1	437,00	579,00	88,80	45,80	23,10	17,50	15,50	20,40	3,20	1,30	0,90
	S2	436,00	157,70	42,60	33,90	26,90	11,20	16,30	16,80	3,40	1,30	0,90
	S3	834,00	1116,00	124,80	58,40	27,30	22,10	18,40	18,10	5,20	1,20	0,80
Mayıs 2008	S1	514,00	383,00	75,10	44,80	22,50	15,60	19,60	20,60	3,40	1,40	1,60
	S2	671,00	471,00	92,70	65,00	26,70	22,60	21,90	26,40	4,60	1,20	0,50
	S3	805,00	641,00	53,40	62,70	18,00	8,80	19,40	18,90	2,90	1,20	0,90
Temmuz 2008	S1	448,00	615,00	62,50	36,40	19,10	12,60	15,90	25,20	3,20	1,40	0,90
	S2	689,00	615,00	87,10	59,60	22,30	25,10	19,80	26,80	2,70	1,20	0,80
	S3	852,00	358,00	67,80	93,10	19,00	13,60	23,90	23,20	4,80	1,20	0,80
Ağustos 2008	S1	672,00	541,00	97,70	61,40	35,90	22,90	24,60	27,70	2,90	1,20	0,90
	S2	636,00	385,00	80,60	55,80	32,90	25,10	21,60	25,90	2,50	1,20	0,90
	S3	839,00	1064,00	67,60	77,50	20,40	14,60	24,50	20,60	5,00	1,30	0,80
Ekim 2008	S1	578,00	624,00	91,00	52,10	27,10	20,50	19,60	22,90	3,30	1,30	0,90
	S2	545,00	347,00	82,60	57,00	25,80	23,10	20,90	27,20	3,70	1,20	0,90
	S3	326,60	165,80	35,30	22,10	13,00	5,00	13,90	18,70	2,70	1,00	0,80
Kasım 2008	S1	511,00	125,30	44,10	24,60	17,90	8,60	16,80	12,70	3,50	1,50	1,00
	S2	534,00	356,00	90,70	62,80	21,80	26,00	21,90	27,90	4,80	1,20	0,80
	S3	337,40	332,00	29,80	22,10	21,10	6,40	9,10	14,40	3,00	1,00	0,90
Ortalama	S1	526,67	477,88	76,53	44,18	24,27	16,28	18,67	21,58	3,25	1,35	1,03
	S2	585,17	388,62	79,38	55,68	26,07	22,18	20,40	25,17	3,62	1,22	0,80
	S3	665,67	612,80	63,12	55,98	19,80	11,75	18,20	18,98	3,93	1,15	0,83
Std. Sp.	S1	87,63	193,74	20,29	12,70	6,56	5,22	3,41	5,17	0,21	0,10	0,28
	S2	97,17	151,11	18,60	11,22	4,01	5,54	2,16	4,16	0,95	0,04	0,15
	S3	258,94	400,29	34,13	28,94	4,66	6,35	5,92	2,91	1,18	0,12	0,05

Çizelge 3.3. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal konsantrasyonlarının minimum ve maksimum değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).

Element	İstasyon	Minimum 2007	Maksimum 2007	Minimum 2008	Maksimum 2008
Mn	S1	507,00	654,00	437,00	672,00
	S2	368,00	654,00	436,00	689,00
	S3	374,00	1053,00	326,60	852,00
Cr	S1	116,60	472,00	125,30	624,00
	S2	98,00	423,00	157,70	615,00
	S3	325,00	945,00	165,80	1116,00
Ni	S1	54,60	127,10	44,10	97,70
	S2	24,70	69,90	42,60	92,70
	S3	52,90	95,10	29,80	124,80
Zn	S1	25,70	60,00	24,60	61,40
	S2	14,80	49,20	33,90	65,00
	S3	43,00	124,20	22,10	93,10
Co	S1	11,00	41,00	17,90	35,90
	S2	17,00	24,90	21,80	32,90
	S3	11,00	43,20	13,00	27,30
Cu	S1	9,80	24,50	8,60	22,90
	S2	10,30	21,70	11,20	26,00
	S3	13,80	29,30	5,00	22,10
As	S1	18,30	27,00	15,50	24,60
	S2	15,80	20,20	16,30	21,90
	S3	21,80	69,70	9,10	24,50
Pb	S1	8,60	26,60	12,70	27,70
	S2	10,10	21,70	16,80	27,90
	S3	18,80	34,00	14,40	23,20
Mo	S1	3,40	3,70	2,90	3,50
	S2	3,00	4,30	2,50	4,80
	S3	2,60	3,50	2,70	5,20
Hg	S1	1,30	1,50	1,20	1,50
	S2	1,10	1,60	1,20	1,30
	S3	1,10	1,30	1,00	1,30
Cd	S1	0,80	1,00	0,90	1,60
	S2	0,80	1,80	0,50	0,90
	S3	0,80	0,90	0,80	0,90

Çizelge 3.4. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal elementlerinin(Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu) mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).

Mevsim	İstasyon	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu
İlkbahar 2007	S1	637	472	127,1	49,5	41	23,3
	S2	654	423	69,9	49,2	19,9	21,7
	S3	803	356	72,7	124,2	43,2	21,8
Yaz 2007	S1	603,50 \pm 71,42	273,30 \pm 221,61	74,80 \pm 25,88	42,85 \pm 24,25	23,85 \pm 18,17	17,15 \pm 10,39
	S2	497,00 \pm 114,55	314,50 \pm 65,76	54,55 \pm 2,47	37,20 \pm 7,21	21,20 \pm 0,28	16,05 \pm 1,06
	S3	983,50 \pm 98,29	330,00 \pm 7,07	94,20 \pm 1,27	82,00 \pm 0,71	24,90 \pm 19,66	27,60 \pm 2,40
Sonbahar 2007	S1	525,00 \pm 25,46	226,05 \pm 145,59	79,10 \pm 34,65	39,95 \pm 14,92	23,65 \pm 15,06	18,65 \pm 6,29
	S2	403,00 \pm 49,50	106,65 \pm 12,23	34,25 \pm 13,51	23,00 \pm 11,60	20,95 \pm 5,59	12,30 \pm 2,83
	S3	541,00 \pm 236,17	729,00 \pm 305,47	54,45 \pm 2,19	51,80 \pm 12,45	22,15 \pm 7,28	15,65 \pm 2,62
İlkbahar 2008	S1	475,50 \pm 54,45	481,00 \pm 138,59	81,95 \pm 9,69	45,30 \pm 0,71	22,80 \pm 0,42	16,55 \pm 1,34
	S2	553,50 \pm 166,17	314,35 \pm 221,54	67,65 \pm 35,43	49,45 \pm 21,99	26,80 \pm 0,14	16,90 \pm 8,06
	S3	819,50 \pm 20,51	878,50 \pm 335,88	89,10 \pm 50,49	60,55 \pm 3,04	22,65 \pm 6,58	15,45 \pm 9,40
Yaz 2008	S1	560,00 \pm 158,39	578,00 \pm 52,33	80,10 \pm 24,89	48,90 \pm 17,68	27,50 \pm 11,88	17,75 \pm 7,28
	S2	662,50 \pm 37,48	500,00 \pm 162,63	83,85 \pm 4,60	57,70 \pm 2,69	27,60 \pm 7,50	25,10 \pm 0,00
	S3	845,50 \pm 9,19	711,00 \pm 499,22	67,70 \pm 0,14	85,30 \pm 11,03	19,70 \pm 0,99	14,10 \pm 0,71
Sonbahar 2008	S1	544,50 \pm 47,38	374,65 \pm 352,63	67,55 \pm 33,16	38,35 \pm 19,45	22,50 \pm 6,51	14,55 \pm 8,41
	S2	539,50 \pm 7,78	351,50 \pm 6,36	86,65 \pm 5,73	59,90 \pm 4,10	23,80 \pm 2,83	24,55 \pm 2,05
	S3	332,00 \pm 7,64	248,90 \pm 117,52	32,55 \pm 3,89	22,10 \pm 0,00	17,05 \pm 5,73	5,70 \pm 0,99

Çizelge 3.5. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerindeki ağır metal elementlerinin(As, Pb, Mo, Hg, Cd) mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).

Mevsim	İstasyon	As	Pb	Mo	Hg	Cd
İlkbahar 2007	S1	21,2	16,5	3,5	1,3	1,0
	S2	20,2	21,7	3	1,1	0,8
	S3	37,7	34	3,5	1,3	0,8
Yaz 2007	S1	20,95 \pm 2,62	17,60 \pm 12,73	3,50 \pm 0,14	1,40 \pm 0,14	0,85 \pm 0,07
	S2	18,70 \pm 1,84	18,50 \pm 3,54	3,45 \pm 0,64	1,35 \pm 0,07	0,85 \pm 0,07
	S3	64,05 \pm 7,99	30,65 \pm 0,49	2,70 \pm 0,14	1,30 \pm 0,00	0,85 \pm 0,07
Sonbahar 2007	S1	22,65 \pm 6,15	16,70 \pm 2,83	3,65 \pm 0,07	1,50 \pm 0,00	0,95 \pm 0,07
	S2	16,60 \pm 1,13	12,85 \pm 3,89	4,30 \pm 0,00	1,55 \pm 0,07	1,35 \pm 0,64
	S3	34,25 \pm 17,61	19,60 \pm 1,13	2,80 \pm 0,14	1,15 \pm 0,07	0,80 \pm 0,00
İlkbahar 2008	S1	17,55 \pm 2,90	20,50 \pm 0,14	3,30 \pm 0,14	1,35 \pm 0,07	1,25 \pm 0,49
	S2	19,10 \pm 3,96	21,60 \pm 6,79	4,00 \pm 0,85	1,25 \pm 0,07	0,70 \pm 0,28
	S3	18,90 \pm 0,71	18,50 \pm 0,57	4,05 \pm 1,63	1,20 \pm 0,00	0,85 \pm 0,07
Yaz 2008	S1	20,25 \pm 6,15	26,45 \pm 1,77	3,05 \pm 0,21	1,30 \pm 0,14	0,90 \pm 0,00
	S2	20,70 \pm 1,27	26,35 \pm 0,64	2,60 \pm 0,14	1,20 \pm 0,00	0,85 \pm 0,07
	S3	24,20 \pm 0,42	21,90 \pm 1,84	4,90 \pm 0,14	1,25 \pm 0,07	0,80 \pm 0,00
Sonbahar 2008	S1	18,20 \pm 1,98	17,80 \pm 7,21	3,40 \pm 0,14	1,40 \pm 0,14	0,95 \pm 0,07
	S2	21,40 \pm 0,71	27,55 \pm 0,49	4,25 \pm 0,78	1,20 \pm 0,00	0,85 \pm 0,07
	S3	11,50 \pm 3,39	16,55 \pm 3,04	2,85 \pm 0,21	1,00 \pm 0,00	0,85 \pm 0,07

3.1.3. İstasyon 3

Kızılırmak Nehri üzerinde, Tüpraş rafinerisinin aşağı kısmını temsil etmek amacıyla seçilen S3 istasyonundan alınan örneklerle ait 2007 yılı verileri incelendiğinde elementlerin ortalama konsantrasyonlarının büyükten küçüğe doğru Mn> Cr> Zn> Ni> As> Co> Pb> Cu> Mo> Hg> Cd olarak sıralandığı belirlenmiştir (Çizelge 3.1.).

S3 istasyonunda 2008 yılında yapılan örnekleme sonuçlarına göre metallerin ortalama konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru Mn> Cr> Ni> Zn> Co> Pb> As> Cu> Mo> Hg> Cd olarak sıralanmıştır (Çizelge 3.2.).

Her iki yıl karşılaştırıldığında 2008 yılında Mn, Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb konsantrasyonlarının azaldığı görülmüştür. Mo'de ufak bir artış görülmüş diğer elementler yaklaşık değerler göstermiştir.

Çalışmanın yürütüldüğü Mayıs 2007 - Kasım 2008 süresince toplam on bir örneklemede S3 den alınan tüm sediment örneklerinde tespit edilen elementlerin konsantrasyon aralıkları; Mn: 326 – 1053 µg/g; Cr: 165,80 – 1116,00 µg/g; Ni: 29,80 – 124,80 µg/g; Zn: 22,10 -124, 20 µg/g; Co: 11,00 – 43,20 µg/g; Cu: 5,00 – 29,30 µg/g; As: 9,10 – 69,70 µg/g; Pb: 14,40 – 34,00 µg/g; Mo: 2,60 – 5,20 µg/g; Hg: 1,00 – 1,30 µg/g; Cd: 0,80 – 0,90 olarak belirlenmiştir.

On bir örnekleme ortalaması alınarak iki dönemi kapsayan ortalama veriler hesaplanmıştır. Mn; Cr; Ni; Zn; Co; Cu; As; Pb; Mo; Hg; Cd için konsantrasyon değerleri sırasıyla 713,27; 559,16; 68,06; 66,15; 23,28; 16,25; 31,23; 22,58; 3,46; 1,19; 0,83 olarak bulunmuştur. Buna göre elementler büyükten küçüğe doğru Mn > Cr> Ni> Zn> As> Co> Pb> Cu> Mo> Hg> Cd olarak sıralanmıştır.

S3 istasyonunda diğler istasyonlara benzer şekilde ağır metallerin en yüksek ve en düşük konsantrasyonlarının görüldüğü mevsimler farklılık göstermiştir. Buna göre 2007 yılında Mn, Ni, Cu, As, Cd yaz mevsiminde en yüksek konsantrasyonda belirlenirken, en düşük konsantrasyonda sonbahar mevsiminde tespit edilmiştir. En yüksek konsantrasyon değerleri sırasıyla, 983,50; 94,20; 27,60; 64,05; 0,85 µg/g, en düşük konsantrasyon değerleri ise 541,00; 22,15; 15,65; 34,25, 0,80 µg/g olarak belirlenmiştir (Çizelge 3.4. ve Çizelge 3.5). Krom en yüksek konsantrasyonunu 729,00 µg/g ile sonbaharda en düşük konsantrasyonunu ise yazın 330,00 µg/g ile göstermiştir.

Zn, Co, Pb, Mo, Hg ilkbaharda 124,20; 43,20; 34,00; 3,50; 1,30 µg/g (Cıva yaz mevsiminde de aynı ortalama konsantrasyonda tespit edilmiştir.) ile en yüksek değerde ölçülmüştür. Bu elementlerden Zn, Co, Pb ve Hg 51,80; 22,15; 19,60; 1,15 µg/g ile sonbaharda, Mo ise 2,70 µg/g ile yazın en düşük konsantrasyonda tespit edilmiştir.

3.2. Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metallere göre İstasyonların Karşılaştırılması

İncelenen ağır metallerden Mn, Cr, Zn, Co, Cu, As, Pb' nun 2007 yılına ait ortalama konsantrasyonları istasyonlara göre S3> S1> S2 şeklinde bir sıralama ortaya koymuştur. Ni ve Hg elementleri en fazla S1 istasyonunda tespit edilmiştir. İstasyon sıralaması S1> S3> S2 şeklinde olmuştur. Bu sıralama Mo ve Cd için S2> S1> S3 şeklinde gelişmiştir (Çizelge 3.1.).

Elementlerin sediment konsantrasyonlarına ilişkin 2008 yılında yapılan ölçümler, Mn, Cr, Zn, Mo konsantrasyonlarının S3 sedimentinde daha fazla olduğunu göstermiştir. Ni, Co, Cu, As, Pb ağır metalleri ise, S2'de en yüksek değerde ölçülmüştür. Hg ve Cd metalleri S1'de diğer istasyonlara göre nispeten daha yüksek konsantrasyonlarda bulunmakla birlikte bu fark istasyonlar arasında çok belirgin değildir (Çizelge 3.2.).

Sediment verileri dikkate alınarak istasyonların ve yılların karşılaştırılması her bir yıl için ayrı olarak yapılmıştır. S1 istasyonunda ortalama krom ve kurşun konsantrasyonunda 2008 yılında artış gözlenmesi; mangan, nikel, kobalt, arsenik, bakır ve molibden konsantrasyonlarında düşüş gözlenmesine rağmen yapılan farklılık testi sonucunda, sadece molibden açısından yıllar arasında gözlenen bu farkın istatistiki olarak önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). S2 istasyonu için ise, iki yıl arasında önemli fark gösteren elementler; nikel, çinko, kobalt, bakır ve kurşun olarak bulunmuştur ($p<0,05$). Bu elementlerin konsantrasyonlarının 2008 yılında S2 sediment örneklerinde artış gösterdiği tespit edilmiştir. Rafineri sonrasını temsil eden S3 istasyonundan alınan örneklere ait konsantrasyon değerleri karşılaştırıldığında ise iki yıl arasında farklılığın önemli olduğu elementler bakır ve arsenik olmuştur ($p<0,05$). Bu iki elemente ait konsantrasyon değerlerinde 2008 yılında düşüş gözlenmiştir.

İstatistiksel farklılık testleri, her bir yıla ait verilerin istasyonlar arasındaki değişikliklerini belirlemek üzere yapılmıştır. Bu analizler sonucunda, 2007 değerlerine göre, S1 ve S2 istasyonları arasında sadece Ni konsantrasyonları $p<0,05$ güven aralığında önemli bulunmuştur. S2 istasyonuna ait ortalama nikel konsantrasyonunun S1 de tespit edilen miktara göre daha düşüktür.

Yapılan istatistiki karşılaştırma sonucunda S1 istasyonu ile S3 arasında önemli farklılık ortaya koyan elementlerin ise, Zn, As, Pb, Mo, Hg olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Nitekim, ortalama Zn, As, Pb değerleri S3 de artış gösterirken Mo ve Hg değerleri düşüş göstermiştir. S2 ve S3 istasyonları ortalama değerler açısından karşılaştırıldığında Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu, As ve Pb değerlerinin S3 de daha fazla olduğu görülmüştür. Ancak yapılan fark testi sonucunda sadece Zn, As ve Mo de belirlenen farklılık önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Mo elementinin ise istasyon 3 de konsantrasyonunun düştüğü görülmüştür.

2008 yılı dikkate alınarak istasyonlar arasında yapılan karşılaştırma testi sonucunda ise, S1 ile S2 arasında farklılığın önemli bulunduğu elementler Hg ve Cd olmuştur. İstasyon 2 de bu elementlerin konsantrasyon değerlerinin düşüş gösterdiği belirlenmiştir. S1 ile S3 karşılaştırıldığında benzer bir durum ortaya çıkmıştır. Hg ve Cd elementleri açısından önemli farklılık olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). İstasyon 2 ile karşılaştırıldığında istasyon 3’de düşüş gösteren Co, Cu ve Pb elementlerinin yapılan fark testi sonucunda önemli farklılık ortaya koyan elementler oldukları görülmüştür ($p<0,05$).

3.3. İstasyonların Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metallerle göre Mevsimsel Karşılaştırılması

Mevsimsel olarak yapılan istatistiki karşılaştırma, Mn ve Cu açısından 2007 yılı ilkbahar ve sonbahar mevsimleri arasındaki farklılıklarının önemli olduğunu ortaya koymuştur ($p<0,05$). Bu yıla ait ilkbahar yaz karşılaştırması yapıldığında ise

Cr açısından farklılığın önemli olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Sonbahar ve yaz mevsimleri arasında ise herhangi bir önemli farklılık bulunamamıştır ($p<0,05$).

2008 yılı mevsimsel olarak karşılaştırıldığında ilkbahar ve sonbahar mevsimi arasında önemli bir farklılık olmadığı görülmüştür. Bu yıla ait ilkbahar ve yaz mevsimi karşılaştırıldığında As ve Pb açısından iki mevsim arasındaki farklılıkların önemli olduğu görülmüştür. Yaz ve sonbahar mevsimi arasında farklılığı ortaya koyan elementler Mn ve Cr olmuştur ($p<0,05$).

Aynı zamanda yapılan istatistiki karşılaştırma ile her iki yıla ait aynı mevsimlerin değerlendirilmesi yapılmıştır. Buna göre, 2007 yılı ve 2008 yılı ilkbahar mevsimi karşılaştırıldığında Cu ve As açısından farklılığın önemli olduğu görülmüştür. Cr açısından yaz mevsiminde belirlenen farklılık önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Sonbahar mevsimi karşılaştırıldığında ise farklı yıllara ait iki sonbahar mevsimi arasında önemli bir farklılık bulunmamıştır ($p<0,05$).

Tüm veriler birlikte değerlendirilerek yapılan mevsimsel karşılaştırmada ise ilkbahar ve sonbahar arasında önemli farklılık gösteren değişkenin Mn olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). İlkbahar ve yaz arasında önemli bir farklılık gözlenmezken, sonbahar yaz karşılaştırmasında ise önemli farklılık ortaya koyan element Mn olmuştur ($p<0,05$).

3.4. Sediment Örneklerinde Belirlenen Organik Madde, pH, Redoks Potansiyeli ve Elektriksel İletkenlik Değerleri

Her bir istasyondan alınan örneklerde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik, organik madde değerleri 2007 ve 2008 yıllarına için sırasıyla

Çizelge 3.6. ve Çizelge 3.7. de verilmiştir. Buna göre 2007 yılında pH değerlerinin istasyonlarda yaklaşık değerler göstererek 7.59-7.99 aralığında değiştiği tespit edilmiştir. 2008 yılında ise çok önemli bir farklılık olmamakla birlikte pH değerlerinde yükselme gözlenmiştir. pH aralığı 7.57- 8.20 olarak belirlenmiştir. Örnekleme periyodu süresince Nisan 2008 örnekleme hariç pozitif redoks potansiyeli değerleri ile karşılaşılmıştır. Bu değerler -2,30 – 131,30 arasında değişiklik göstermiştir. Çalışma periyodu süresince 394-1889 $\mu\text{s/cm}$ arasında değişiklik gösteren iletkenlik değerlerinin ortalama veriler üzerinden değerlendirildiğinde, İstasyon 1' de en yüksek olduğu görülmüştür. 2007 yılının ilkbahar ve yaz aylarında istasyon 3 de yüksek olarak belirlenen organik madde miktarı, sonbahar aylarında S1 istasyonunda yüksek olarak tespit edilirken, S3 istasyonunda düşüş gösterdiği gözlenmiştir. 2008 yılında ise tüm örnekleme süresince, S2'de en yüksek konsantrasyonla temsil edildiği görülmüştür. Nitekim istasyonların karşılaştırılması amacıyla yapılan fark testinde organik madde miktarı açısından S2 istasyonun önemli farklılık gösterdiği belirlenmiştir ($p<0,05$). S1 istasyonu yıllar bazında ortalama veriler göz önüne alınarak değerlendirildiğinde 2007 yılında yüksek olan redoks potansiyeli, iletkenlik ve organik madde değerlerinin 2008 yılında düşüş gösterdiği belirlenmiştir. Nitekim yapılan istatistiki karşılaştırmada da redoks potansiyeli ve organik madde miktarındaki farklılığın önemli olduğu görülmüştür ($p<0,05$). 2007 yılında diğer iki istasyona göre daha düşük organik madde değerleri ile temsil edilen S2 istasyonu ile diğer istasyonların karşılaştırılması sonucunda sadece S1 istasyonu ile olan farklılık önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

Çizelge 3.6. 2007 yılında alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli elektriksel iletkenlik ve organik madde değerleri

Tarih	İstasyon	pH	Redoks pot.	İletkenlik (µs/cm)	Org Madde (gr)
Mayıs 2007	S1	7.76	101,40	553	0.0911
	S2	7.83	113,80	701	0.0863
	S3	7.64	114,60	672	0.1031
Temmuz 2007	S1	7.71	115,60	977	0.0731
	S2	7.81	116,10	822	0.0648
	S3	7.85	121,70	1660	0.1349
Ağustos 2007	S1	7.99	94,50	998	0.0720
	S2	7.88	104,80	694	0.0718
	S3	7.75	127,40	560	0.1420
Ekim 2007	S1	7.61	118,10	1510	0.0814
	S2	7.93	115,90	1150	0.0715
	S3	7.88	106,40	634	0.0343
Kasım 2007	S1	7.78	115,00	1488	0.0903
	S2	7.98	111,50	1165	0.0501
	S3	7.59	131,30	867	0.0236
Ortalama	S1	7.77	108,92	1105.2	0.082
	S2	7.89	112,42	906.4	0.069
	S3	7.74	120,28	878.6	0.088
Std. Sp.	S1	0.14	10,37	401.01	0.01
	S2	0.07	4,65	234.86	0.01
	S3	0.13	9,99	451.31	0.06

Çizelge 3.7. 2008 yılında alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerleri

Tarih	İstasyon	pH	Redoks pot.	İletkenlik (µs/cm)	Org Madde (gr)
Nisan 2008	S1	7,57	-2,30	823	0,078
	S2	7,60	7,30	873	0,099
	S3	7,84	29,40	427	0,047
Mayıs 2008	S1	7,86	9,30	545	0,054
	S2	7,90	91,60	484	0,085
	S3	7,65	21,50	703	0,034
Temmuz 2008	S1	7,76	30,00	1034	0,047
	S2	8,04	84,60	484	0,084
	S3	7,70	93,60	1007	0,047
Ağustos 2008	S1	8,17	94,40	402	0,071
	S2	8,00	99,10	557	0,084
	S3	7,60	90,50	952	0,049
Ekim 2008	S1	7,70	96,80	724	0,051
	S2	7,27	113,10	603	0,077
	S3	8,20	125,30	394	0,013
Kasım 2008	S1	7,68	69,70	1889	0,067
	S2	7,81	124,70	916	0,083
	S3	8,14	121,00	397	0,014
Ortalama	S1	7,79	49,65	903	0,061
	S2	7,77	86,73	653	0,085
	S3	7,86	80,22	647	0,034
Std. Sp.	S1	0,21	43,22	530	0,013
	S2	0,29	41,54	193	0,007
	S3	0,26	44,75	283	0,017

Sedimentte belirlenen pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarına ait ölçülen veriler mevsimsel olarak değerlendirilmiştir (Çizelge 3.8.). 2007 yılının yaz ve sonbahar mevsiminde genel olarak iletkenlik değerlerinde, ilkbahar mevsimine göre artış gözlenmiştir. Nitekim, yapılan istatistiki karşılaştırma sonucunda, 2007 yılının ilkbahar ile yaz mevsimleri ve ilkbahar ile sonbahar mevsimleri arasında iletkenlik açısından önemli farklılıkların olduğu görülmüştür

($p < 0,05$). 2007 yılı ilkbahar ve sonbahar mevsimlerine ait organik madde miktarı değerleri incelendiğinde her üç istasyonda da sonbahardaki organik madde miktarının düşüş gösterdiği belirlenmiştir. Yapılan fark testi sonucunda bu düşüşten kaynaklanan farklılık önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). 2008 yılında redoks potansiyelinin ilkbaharda her üç istasyonda da en düşük değerlerle temsil edildiği görülmüştür. Bu yılın yaz ve sonbahar mevsimlerinde artış gösteren redoks potansiyeli değerleri sonbaharda en yüksek seviyesine ulaşmıştır. Yapılan istatistiki karşılaştırma sonucunda bu değişimden kaynaklanan farklılık mevsimler arasında redoks potansiyeli açısından farklılığın önemli olduğunu ortaya koymuştur ($p < 0,05$). Yapılan fark testi sonucunda 2008 yılına ait yaz ve sonbahar mevsimleri arasında önemli bir farklılık tespit edilememiştir. 2007 ve 2008 yılları birbiriyle mevsimsel olarak karşılaştırıldığında, her iki yılın ilkbahar mevsimleri ve yaz mevsimleri redoks potansiyeli açısından önemli farklılık göstermiştir ($p < 0,05$).

Çizelge 3.8. Örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerinde belirlenen pH, redoks potansiyeli, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerlerinin mevsimsel ortalamaları ve standart sapma değerleri

Mevsim	İstasyon	pH	Redoks	İletkenlik	Org. Matter
İlkbahar 2007	S1	7,76	101,40	553,00	0,0911
	S2	7,83	113,80	701,00	0,0863
	S3	7,64	114,60	672,00	0,1031
Yaz 2007	S1	7,85±0,20	105,05±14,92	988 ± 14,85	0,0726±0,0008
	S2	7,85±0,05	110,45 ± 7,99	758 ± 90,51	0,0683±0,0050
	S3	7,80±0,07	124,55± 4,03	1110 ± 777,82	0,1384±0,0051
Sonbahar 2007	S1	7,70±0,12	116,55± 2,19	1499 ± 15,56	0,0859±0,0063
	S2	7,96±0,04	113,70± 3,11	1158 ± 10,61	0,0608±0,0151
	S3	7,74±0,21	118,85±17,61	751 ± 164,76	0,0289±0,0076
İlkbahar 2008	S1	7,72±0,21	3,50± 8,20	684 ± 196,58	0,0664±0,0169
	S2	7,75±0,21	49,45±59,61	679 ± 275,06	0,0916±0,0100
	S3	7,75±0,13	25,45± 5,59	565 ± 195,16	0,0405±0,0091
Yaz 2008	S1	7,97±0,29	62,20±45,54	718 ± 446,89	0,0588±0,0173
	S2	8,02±0,03	91,85±10,25	521 ± 51,62	0,0839±0,0004
	S3	7,65±0,07	92,05± 2,19	980 ± 38,89	0,0482±0,0013
Sonbahar 2008	S1	7,69±0,01	83,25±19,16	1307 ± 823,78	0,0588±0,0116
	S2	7,54±0,38	118,90± 8,20	760 ± 221,32	0,0801±0,0044
	S3	8,17±0,04	123,15± 3,04	396 ± 2,12	0,0132±0,0006

3.5. Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi

Örnekleme istasyonlarına ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde değerleri ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki ilişkilere ait korelasyon analizi sonuçları S1, S2 ve S3 için sırasıyla Çizelge 3.9. Çizelge 3.10. ve Çizelge 3.11. de verilmiştir. S1 istasyonu sediment örneklerinde pH ve redoks potansiyeli ile

Mn konsantrasyonları arasında pozitif ilişki tespit edilmiştir ($p<0,05$). Ayrıca redoks potansiyeli ile As konsantrasyonları arasında da pozitif ilişki olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Sedimentte ölçülen iletkenlik değerleri ile Cr, Zn konsantrasyonları arasında negatif yönde önemli bir ilişki bulunurken, Mo ve Hg konsantrasyonları ile gözlenen ilişkinin önemli ve pozitif yönde olduğu görülmüştür ($p<0,05$).

S2 istasyonunda belirlenen korelasyon değerleri incelendiğinde, organik madde miktarı ile Hg konsantrasyonu arasında negatif yönde ilişki tespit edilmiştir ($p<0,05$). İletkenlik değerleri ile Mn, Cr, Ni, Zn, Cu, As, Pb konsantrasyonları arasında negatif yönde ilişki belirlenirken bu ilişkinin Hg ve Cd konsantrasyonları ile pozitif yönde olduğu görülmüştür ($p<0,05$). pH ve redoks potansiyeli değerleri ile ağır metal konsantrasyonları arasında herhangi bir ilişki görülememiştir ($p>0,05$).

S3 istasyonu için belirlenen korelasyon değerlerine göre, pH değerleri ile Zn ve Hg konsantrasyonu arasında negatif yönde ilişki belirlenmiştir ($p<0,05$). Bu istasyonda organik madde miktarı ile Mn, Ni, Zn, Cu, As, Pb, Hg konsantrasyonları arasında önemli pozitif ilişki olduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 3.9. S1 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir

	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	pH	İletkenlik	Redoks	Org madde
Mn	1,000	-0,116	0,378	0,280	0,374	0,329	0,583	-0,111	-0,144	-0,275	-0,211	0,686	-0,399	0,615	0,237
Cr		1,000	0,578	0,697	0,525	0,544	0,022	0,809	-0,578	-0,798	-0,063	-0,087	-0,664	-0,342	-0,406
Ni			1,000	0,822	0,913	0,909	0,606	0,426	-0,041	-0,645	-0,068	-0,072	-0,577	0,227	0,321
Zn				1,000	0,875	0,936	0,640	0,799	-0,253	-0,806	-0,005	0,078	-0,621	0,159	0,004
Co					1,000	0,919	0,695	0,564	-0,018	-0,659	-0,055	-0,032	-0,436	0,314	0,234
Cu						1,000	0,729	0,616	0,007	-0,661	-0,099	-0,048	-0,478	0,380	0,283
As							1,000	0,271	0,190	-0,180	-0,077	0,247	-0,149	0,639	0,303
Pb								1,000	-0,471	-0,741	0,031	0,077	-0,497	-0,136	-0,388
Mo									1,000	0,638	0,098	-0,549	0,603	0,434	0,418
Hg										1,000	0,071	-0,246	0,796	0,106	0,103
Cd											1,000	0,060	-0,222	-0,460	-0,242
pH												1,000	-0,469	0,153	-0,094
İletkenlik													1,000	0,237	0,189
Redoks														1,000	0,464
Org madde															1,000

Çizelge 3.10. S2 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir

	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	pH	İletkenlik	Redoks	Org. Madde
Mn	1,000	0,917	0,823	0,845	0,312	0,820	0,815	0,816	-0,300	-0,799	-0,482	0,142	-0,788	0,111	0,464
Cr		1,000	0,840	0,826	0,122	0,826	0,747	0,810	-0,344	-0,797	-0,616	0,143	-0,851	0,127	0,384
Ni			1,000	0,989	0,392	0,961	0,928	0,975	-0,077	-0,788	-0,474	-0,090	-0,773	0,193	0,524
Zn				1,000	0,432	0,938	0,932	0,986	-0,056	-0,809	-0,466	-0,132	-0,754	0,119	0,585
Co					1,000	0,341	0,381	0,442	-0,279	-0,237	0,063	-0,141	-0,441	-0,351	0,562
Cu						1,000	0,925	0,947	-0,170	-0,766	-0,382	0,002	-0,698	0,336	0,420
As							1,000	0,930	0,027	-0,756	-0,449	-0,080	-0,651	0,377	0,353
Pb								1,000	-0,095	-0,804	-0,439	-0,198	-0,738	0,145	0,539
Mo									1,000	0,322	0,089	-0,113	0,518	0,272	-0,316
Hg										1,000	0,730	0,233	0,765	0,068	-0,619
Cd											1,000	0,066	0,616	0,135	-0,223
pH												1,000	0,081	0,178	-0,229
İletkenlik													1,000	0,114	-0,516
Redoks														1,000	-0,599
Org madde															1,000

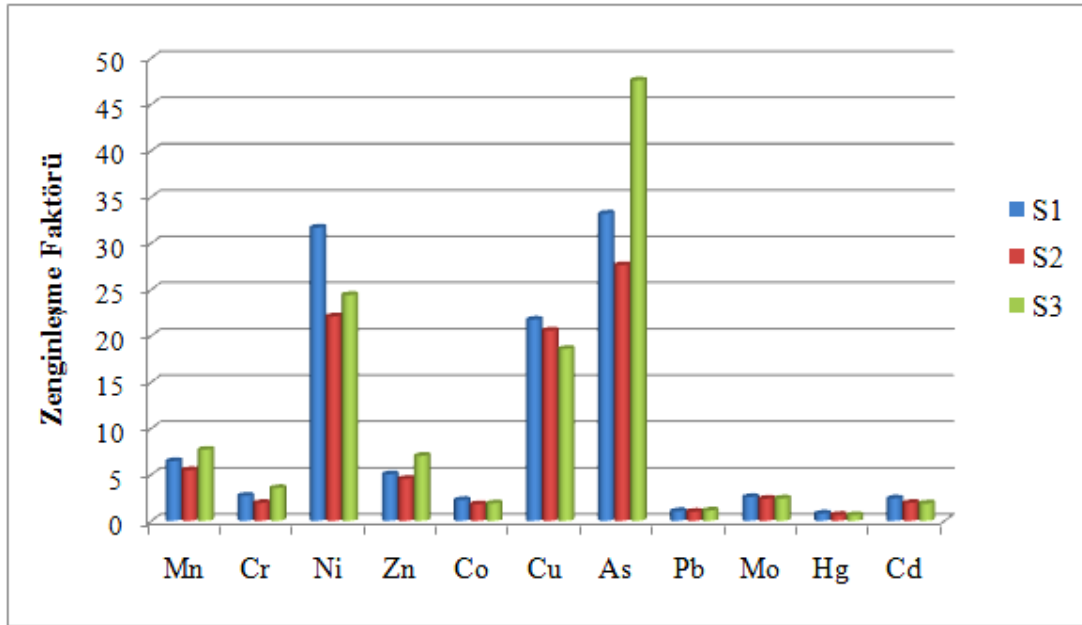
Çizelge 3.11. S3 istasyonu sediment örneklerine ait pH, redoks potansiyeli, iletkenlik, organik madde miktarları ile ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir

	Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	pH	İletkenlik	Redoks	Org. Madde
Mn	1,000	0,263	0,747	0,776	0,263	0,681	0,501	0,648	0,316	0,920	0,047	-0,540	0,389	-0,323	0,754
Cr		1,000	0,376	0,029	0,079	0,063	-0,290	-0,342	0,561	0,298	-0,237	-0,336	-0,096	-0,600	-0,232
Ni			1,000	0,502	0,347	0,828	0,458	0,454	0,446	0,676	-0,213	-0,346	0,258	-0,345	0,628
Zn				1,000	0,563	0,619	0,458	0,827	0,294	0,870	-0,226	-0,668	0,432	-0,055	0,694
Co					1,000	0,491	0,117	0,501	0,045	0,448	-0,418	-0,145	0,412	0,000	0,402
Cu						1,000	0,820	0,746	0,064	0,752	-0,208	-0,432	0,513	0,120	0,865
As							1,000	0,754	-0,316	0,583	0,050	-0,414	0,491	0,428	0,844
Pb								1,000	-0,143	0,744	-0,117	-0,371	0,428	0,322	0,912
Mo									1,000	0,265	-0,356	-0,335	-0,023	-0,484	-0,130
Hg										1,000	-0,137	-0,690	0,512	-0,163	0,778
Cd											1,000	0,133	-0,346	-0,141	0,068
pH												1,000	-0,393	0,252	-0,305
İletkenlik													1,000	0,161	0,472
Redoks														1,000	0,231
Org madde															1,000

3.6. Sedimentte Zenginleşme Faktörü (EF) Değerleri

Sedimentte muhtemel insan kaynaklı etkilerin miktarını belirlemek için alınan ana kayaç örneğinde belirlenen miktarlar göz önüne alınarak, zenginleşme faktörü (EF) değerleri hesaplanmıştır. Ana kayaç sonuçları Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb, Mo, Hg ve Cd için sırasıyla; 169,23; 288,04; 5,10; 17,2; 22,4; 1,6; 1,2; 36,5; 2,6; 3,4; 0,8 µg/g olarak bulunmuştur. EF değerleri her element ve her istasyon için mevsimsel ve genel ortalamalar göz önüne alınarak 2007 ve 2008 yılları için ayrı ayrı hesaplanmıştır. Bu değerler Çizelge 3.12.'de verilmiştir. Bu çizelgede elde edilen veriler dikkate alındığında genellikle mevsimlere ve yıllara göre hesaplanan zenginleşme değerlerinin benzer zenginleşme durumlarına işaret etmesinden dolayı, çalışma periyodu süresince elde edilen verilerin genel ortalaması ve zemin değer olarak alüminyum kullanılmasıyla hesaplanan EF değerleri dikkate alınarak, zenginleşme miktarının değerlendirilmesi yapılmıştır (Şekil 3.1.). Buna göre As elementi için hesaplanan EF değerlerinin her üç istasyonda da çok şiddetli zenginleşmeye işaret eden 25-50 değerleri arasında olduğu görülmüştür. Ancak Çizelge 3.12.'den de görüldüğü gibi 2007-2008 yılları arasında önemli farklılıkların bulunduğu As elementine ait EF değerlerinin 2007 yılında daha yüksek olduğu, özellikle S3 de aşırı derecede zenginleşmeyi gösteren değerlere ulaştığı belirlenmiştir. Ni ve Cu elementleri için belirlenen EF değerleri incelendiğinde genellikle şiddetli zenginleşmeyi gösteren değerlerle karşılaşılmıştır. Nitekim bu değerlerin şiddetli zenginleşmeyi gösteren 10-25 aralığına denk geldiği görülmüştür. Sadece Ni elementi için İstasyon 1 de çok şiddetli zenginleşmeyi gösteren 31,70 değeri hesaplanmıştır. Mn ve Zn elementi için hesaplanan EF değerlerinin 5-10 aralığında olduğu belirlenmiştir. Bu aralık Mn ve Zn için her üç istasyon da orta

derecede bir zenginleşmeyi işaret etmektedir. Mn ve Zn için en yüksek EF değerleri sırasıyla 7,71 ve 7,04 ile S3 de hesaplanmıştır. Cr, Co, Mo ve Cd elementlerinin her üç istasyonda da 3'den küçük EF değerlerine sahip olduğu görülmüştür. Bu durum ikincil, küçük (minor) zenginleşme durumunu göstermektedir. Hg ve Pb elementlerinin ise her üç istasyonda da ≤ 1 EF değerleri ile zenginleşme durumlarının olmadığı görülmüştür.



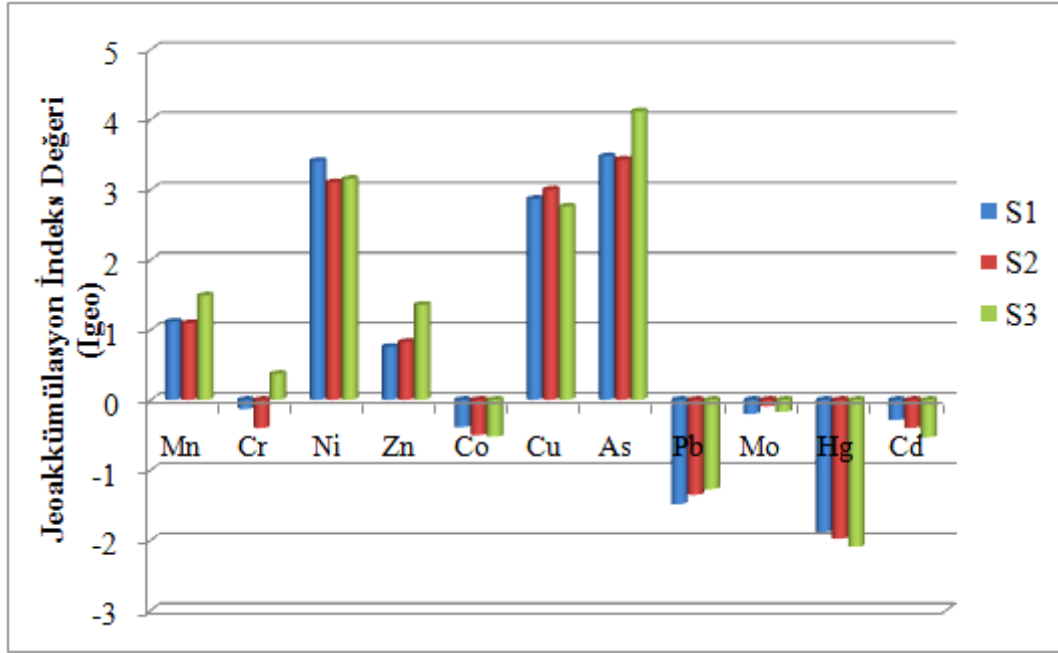
Şekil. 3.1. Çalışmada değerlendirilen on bir elementin tüm periyot için hesaplanan ortalama verilerine ait zenginleşme faktörü (EF) değerleri

Çizelge 3.12. Sediment örneklerinde 2007 ve 2008 yılları için ayrı ayrı hesaplanan zenginleşme faktörü değerleri

	S1				S2				S3			
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort
Mn 07	6,63	7,78	6,61	7,06	6,11	5,96	7,70	6,48	6,40	8,25	6,88	7,39
Mn 08	5,27	5,76	7,21	6,01	5,59	5,13	4,27	4,95	8,56	9,85	4,99	8,05
Cr 07	2,89	2,07	1,67	2,11	2,32	2,22	1,20	1,96	1,67	1,63	5,45	2,79
Cr 08	3,13	3,49	2,92	3,20	1,87	2,28	1,63	1,93	5,39	4,86	2,20	4,35
Ni 07	43,92	32,01	33,03	35,19	21,65	21,71	21,70	21,69	19,22	26,22	22,99	23,56
Ni 08	30,14	27,33	29,70	28,97	22,68	21,56	22,75	22,30	30,88	26,16	16,23	25,32
Zn 07	5,07	5,44	4,95	5,16	4,52	4,39	4,32	4,41	9,74	6,77	6,48	7,40
Zn 08	4,94	4,95	5,00	4,96	4,92	4,40	4,66	4,64	6,22	9,77	3,27	6,66
Co 07	3,23	2,32	2,25	2,51	1,40	1,92	3,02	2,08	2,60	1,58	2,13	1,99
Co 08	1,91	2,14	2,25	2,09	2,05	1,62	1,42	1,67	1,79	1,73	1,94	1,81
Cu 07	25,66	23,39	24,82	24,48	21,43	20,36	24,84	21,90	18,38	24,48	21,06	21,98
Cu 08	19,40	19,30	20,39	19,65	18,06	20,57	20,55	19,86	17,07	17,37	9,06	15,02
As 07	31,13	38,10	40,19	37,28	26,59	31,63	44,70	33,82	42,37	75,76	61,46	63,40
As 08	27,43	29,36	34,00	30,03	27,22	22,62	23,88	24,35	27,84	39,74	24,37	31,03
Pb 07	0,80	1,05	0,97	0,96	0,94	1,03	1,14	1,03	1,26	1,19	1,16	1,20
Pb 08	1,05	1,26	1,09	1,14	1,01	0,95	1,01	0,99	0,90	1,18	1,15	1,06
Mo 07	2,37	2,94	2,99	2,83	1,82	2,69	5,34	3,18	1,82	1,47	2,32	1,81
Mo 08	2,38	2,04	2,93	2,41	2,63	1,31	2,19	1,99	2,75	3,71	2,79	3,10
Hg 07	0,67	0,90	0,94	0,86	0,51	0,81	1,47	0,91	0,52	0,54	0,73	0,59
Hg 08	0,74	0,67	0,92	0,77	0,63	0,46	0,47	0,51	0,62	0,72	0,75	0,69
Cd 07	2,20	2,32	2,53	2,37	1,58	2,16	5,45	2,91	1,35	1,51	2,15	1,66
Cd 08	2,93	1,96	2,66	2,49	1,50	1,39	1,42	1,43	1,88	1,97	2,70	2,13

3.7. Jeoakümülyasyon İndeks Değerleri (I_{geo})

Sedimentte zenginleşmenin değerlendirilmesindeki genel yaklaşımlardan birisi de Jeoakümülyasyon indeks değerlerinin kullanılmasıdır. Buna göre her bir istasyon ve her bir element için ayrı ayrı I_{geo} değerleri hesaplanmış ve izelge 3.13.'de verilmiştir. Ancak mevsimsel ve her iki yıl için hesaplanan I_{geo} değerlerinin genellikle benzer zenginleşme oranlarını işaret etmesinden dolayı, genel değerlendirme yapılırken çalışma periyodu suresince elde edilen ortalama veriler tzerinden hesaplanan I_{geo} değerleri dikkate alınmıştır (şekil 3.2.). Bu sonuçlara göre I_{geo} değerlerinin genel olarak EF değerleri ile benzerlik ortaya koyduğu görülmüştür. Ni ve As elementleri için 3-4 arasında I_{geo} değerleri hesaplanmış olmakla birlikte bu değerin As elementi için S3 de 4' den büyük olduğu görülmüştür. Cu elementi her üç istasyonda da 2-3 arasında hesaplanan değerlerle temsil edilmiştir. Bu durum Cu için Orta-Yüksek Düzey aralığında bir kirliliğe işaret etmektedir. Mn elementi, her üç istasyonda da Orta Düzey Kirliliğe işaret eden 1-2 aralığında değerlerle temsil edilmiştir. Zn elementi ilk iki istasyonda 0-1 arasında değerler gösterirken istasyon 3 de 1,36 ile 1 den büyük bir değer hesaplanmıştır. 1–2 Orta düzey, 0–1 ise, Kirlenmemiş veya Orta Dzet Kirlilik aralığını temsil etmektedir. Cr, Co, Pb, Mo, Hg ve Cd elementlerine ait hesaplanan değerler her üç istasyonda da negatif olarak bulunmuştur. Ancak Cr elementi sadece S3 istasyonunda (0,37) pozitif değer göstermiştir.



Şekil 3.2. Çalışmada değerlendirilen on bir elementin tüm periyot için hesaplanan ortalama verilerine ait jeoakümülayon indeks (I_{geo}) değerleri

Çizelge 3.13. Sediment örneklerinde 2007 ve 2008 yılları için ayrı ayrı hesaplanan Jeoakümülyasyon (I_{geo}) değeri

	S1				S2				S3			
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Genel Ort
Mn 07	1,33	1,25	1,05	1,19	1,37	0,97	0,67	0,95	1,7	2,0	1,1	1,6
Mn 08	0,91	1,14	1,10	1,05	1,12	1,38	1,09	1,20	1,69	1,74	0,39	1,39
Cr 07	0,13	-0,66	-0,93	-0,55	-0,03	-0,46	-2,02	-0,77	-0,28	-0,39	0,75	0,20
Cr 08	0,15	0,42	-0,21	0,15	-0,46	0,21	-0,30	-0,15	1,02	0,72	-0,80	0,50
Ni 07	4,05	3,29	3,37	3,51	3,19	2,83	2,16	2,69	3,25	3,62	2,83	3,27
Ni 08	3,42	3,39	3,14	3,32	3,14	3,45	3,50	3,38	3,54	3,15	2,09	3,04
Zn 07	0,94	0,73	0,63	0,74	0,93	0,53	-0,17	0,39	2,27	1,67	1,01	1,60
Zn 08	0,81	0,92	0,57	0,78	0,94	1,16	1,22	1,11	1,23	1,73	-0,22	1,12
Co 07	0,29	-0,49	-0,51	-0,30	-0,76	-0,66	-0,68	-0,69	0,36	-0,43	-0,60	-0,29
Co 08	-0,56	-0,29	-0,58	-0,47	-0,33	-0,28	-0,50	-0,37	-0,57	-0,77	-0,98	-0,76
Cu 07	3,28	2,84	2,96	2,98	3,18	2,74	2,36	2,71	3,18	3,52	2,71	3,17
Cu 08	2,79	2,89	2,60	2,76	2,82	3,39	3,35	3,21	2,69	2,55	1,25	2,29
As 07	3,56	3,54	3,65	3,59	3,49	3,38	3,21	3,33	4,39	5,15	4,25	4,70
As 08	3,29	3,49	3,34	3,37	3,41	3,52	3,57	3,50	3,39	3,75	2,68	3,34
Pb 07	-1,73	-1,64	-1,71	-1,69	-1,34	-1,57	-2,09	-1,70	-0,69	-0,84	-1,48	-1,03
Pb 08	-1,42	-1,05	-1,62	-1,34	-1,34	-1,06	-0,99	-1,12	-1,57	-1,32	-1,73	-1,53
Mo 07	-0,16	-0,16	-0,10	-0,13	-0,38	-0,18	0,14	-0,08	-0,16	-0,53	-0,48	-0,43
Mo 08	-0,24	-0,35	-0,20	-0,26	0,04	-0,58	0,12	-0,11	0,05	0,33	-0,45	0,01
Hg 07	-1,97	-1,87	-1,77	-1,84	-2,21	-1,92	-1,72	-1,89	-1,97	-1,97	-2,15	-2,04
Hg 08	-1,92	-1,97	-1,87	-1,92	-2,03	-2,09	-2,09	-2,07	-2,09	-2,03	-2,35	-2,15
Cd 07	-0,26	-0,50	-0,34	-0,38	-0,58	-0,50	0,17	-0,21	-0,58	-0,50	-0,58	-0,55
Cd 08	0,06	-0,42	-0,34	-0,22	-0,78	-0,50	-0,50	-0,58	-0,50	-0,58	-0,50	-0,53

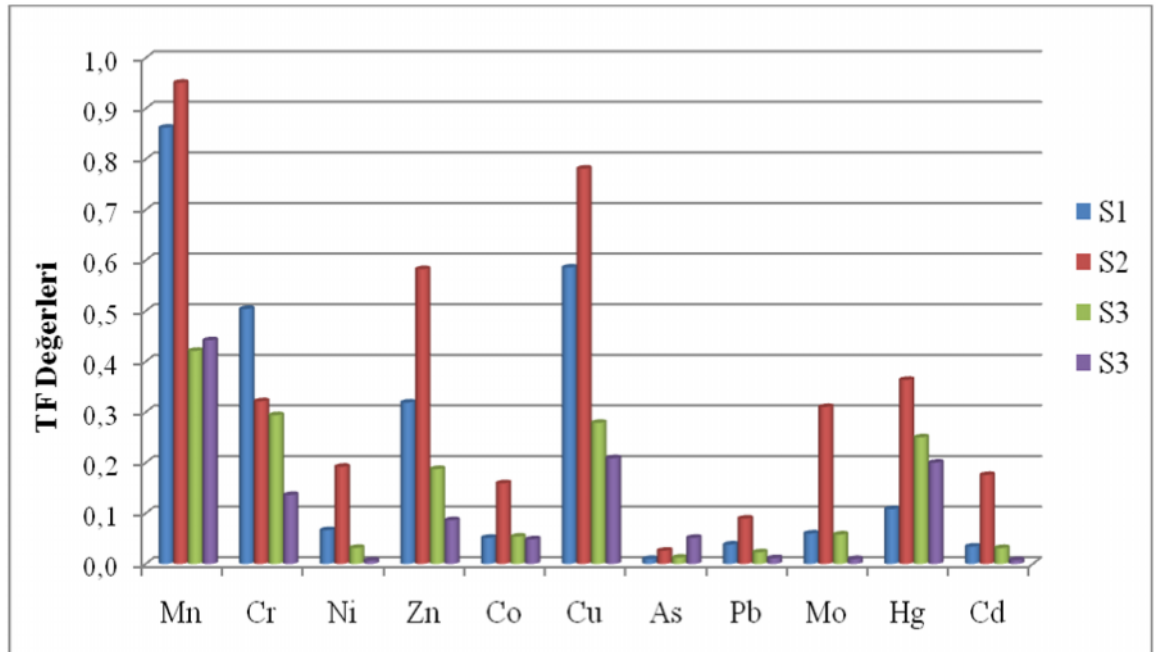
3.8. Bitki Örneklerinde Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları

Yapılan bu çalışmada Kapulukaya Baraj Gölü içerisinde yer alan iki istasyon ile barajın aşağı havzasında bulunan rafineri atık noktası sonrasındaki üçüncü istasyondan alınan bitki örneklerinin kök, gövde ve yapraklarında Manganez (Mn), Krom (Cr), Nikel (Ni), Çinko (Zn), Kobalt (Co), Bakır (Cu), Arsenik (As), Kurşun (Pb), Molibden (Mo), Cıva (Hg) ve Kadmiyum (Cd) elementlerinin analizleri yapılmıştır.

3.8.1. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları

2007 yılının mayıs ayında her üç istasyondan temmuz ayında ise sadece S3 istasyonundan alınabilen *Phragmites australis* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları Çizelge 3.14. de verilmiştir. Her üç istasyondan alınan örneklerin tümünde Cr, Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb, Mo, Hg, Cd elementlerinin en fazla kök tarafından biriktirildiği belirlenmiştir. Mn elementinin S1 ve S2 istasyonlarından alınan örneklerde yaprak kısmında, S3 istasyonundan alınan örneklerde ise kök kısmında biriktiği gözlenmiştir. Değerlendirilen 11 element içerisinde kök tarafından en fazla miktarda biriktirilen elementin 418,00 µg/g ile nikel, en düşük konsantrasyonda ise cıva (1,10 µg/g) olduğu belirlenmiştir. Bitkiye ait üç kısmın ortalaması alınarak tüm bitki değerlendirildiğinde, Mn, Cr, Ni, Zn, Pb, Mo, Cd elementlerinin S3 istasyonundan alınan örneklerde daha fazla birikim gösterdiği tespit edilmiştir. Co, As, Hg elementlerinin S1 istasyonundan, Cu elementinin ise S2 istasyonundan alınan örneklerde fazla miktarda bulunduğu

belirlenmiştir. Bütün istasyonlara ait mevsimsel örnek alınamamış olmasına rağmen, S3 istasyonunda yapılan örneklemler ilkbahar ve yaz olarak değerlendirildiğinde ortalama konsantrasyonlar açısından genel olarak yaz mevsimini temsil eden temmuz ayı örnekleminde element konsantrasyonlarında bir artış olduğu görülmektedir. Yaz örnekleminde düşüş gösteren elementler; Zn, As, Cu ve Hg olmakla birlikte, Cu ve Hg ilkbahar ve yaz örneklemlerinde yaklaşık değerler sergilemiştir. Bu değerler Cu için, sırasıyla 8,57-8,03 ve Hg için 1,00-0,93 µg/g olarak bulunmuştur. *Phragmites australis* türü için istasyonlara göre hesaplanan translokasyon faktörü (TF) değerleri Şekil 3.3. de verilmiştir. Buna göre; İstasyon 1 ve 2 de Mn için sırasıyla TF değerleri 0,9 ve 1,0 olarak hesaplanmıştır. Bunun dışında Cu içinde bu istasyonlarda TF değeri 1'e (0,8 ve 0,6) yaklaşık olarak bulunmuştur. Zn elementi içinde istasyon 2 de TF değerinin 0,6 olduğu görülmüştür. Bunun dışındaki elementlerde ve istasyonlarda TF değeri 0,5'in altında hesaplanmıştır.

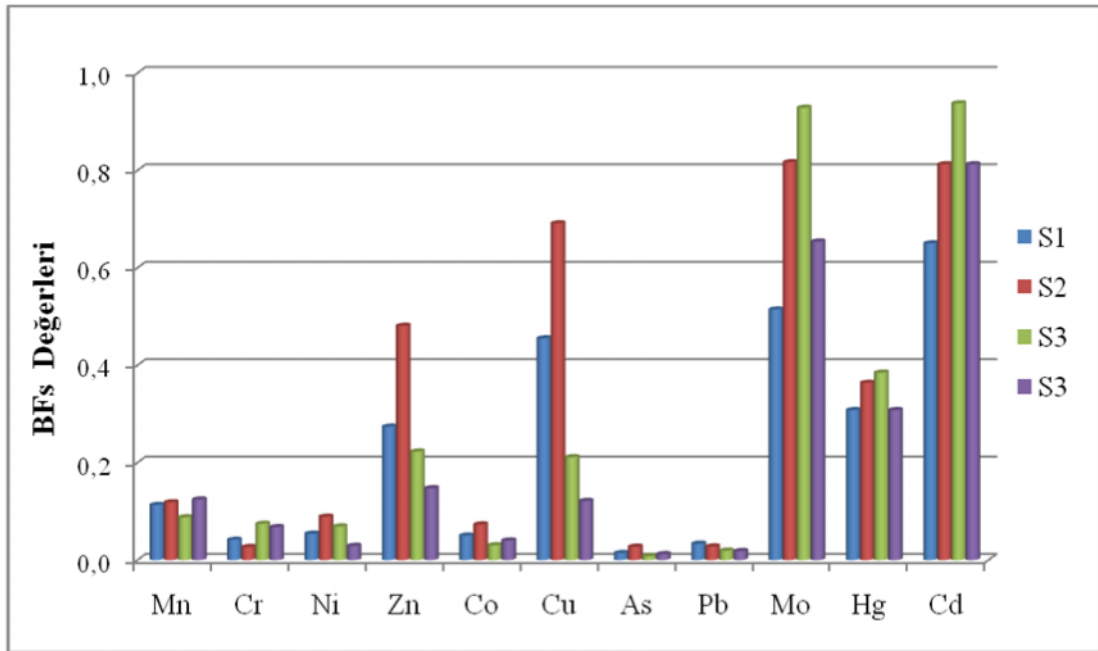


Şekil 3.3. *Phragmites australis* bitkisine ait transakümüülasyon (TF) değerleri

Çizelge. 3.14. Mayıs 2007 tarihinde üç istasyondan ve Temmuz 2007 tarihinde sadece S3 istasyonundan alınabilen *Phragmites australis* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Br	Mo	Hg	Cd
S1	Kök	83,40	38,70	102,80	42,50	39,90	18,10	30,80	14,40	10,40	30,00	3,70	19,00
	Gövde	37,50	34,40	8,10	13,40	2,80	12,60	0,30	0,60	8,70	2,20	0,40	0,70
	Yaprak	106,30	4,60	5,60	13,70	1,30	8,60	0,30	0,50	7,50	1,40	0,40	0,60
	Tüm Bitki Ort.	75,73	25,90	38,83	23,20	14,67	13,10	10,47	5,17	8,87	11,20	1,50	6,77
S2	Kök	81,40	35,00	32,30	40,60	9,10	19,20	21,10	6,70	15,10	7,90	1,10	3,70
	Gövde	72,40	16,10	7,00	29,60	1,70	17,00	0,80	0,60	7,70	3,60	0,40	0,70
	Yaprak	82,40	6,40	5,40	17,70	1,20	13,00	0,30	0,60	7,40	1,30	0,40	0,60
	Tüm Bitki Ort.	78,73	19,17	14,90	29,30	4,00	16,40	7,40	2,63	10,07	4,27	0,63	1,67
S3	Kök	167,00	90,00	158,40	147,50	24,10	16,50	24,40	28,40	29,80	56,00	2,00	24,00
	Gövde	38,10	38,70	6,00	34,90	1,70	4,00	0,30	0,70	5,10	1,90	0,50	0,70
	Yaprak	102,50	14,20	4,00	20,40	0,90	5,20	0,30	0,60	4,40	4,60	0,50	0,80
	Tüm Bitki Ort.	102,53	47,63	56,13	67,60	8,90	8,57	8,33	9,90	13,10	20,83	1,00	8,50
S3	Kök	257,00	161,00	418,00	140,70	32,00	17,00	13,60	49,00	21,10	180,00	2,00	88,00
	Gövde	55,40	26,10	2,20	12,30	1,20	1,70	0,50	0,50	5,30	1,60	0,40	0,60
	Yaprak	171,70	17,70	3,30	12,00	1,90	5,40	0,90	0,60	10,00	1,80	0,40	0,70
	Tüm Bitki Ort.	161,37	68,27	141,17	55,00	11,70	8,03	5,00	16,70	12,13	61,13	0,93	29,77

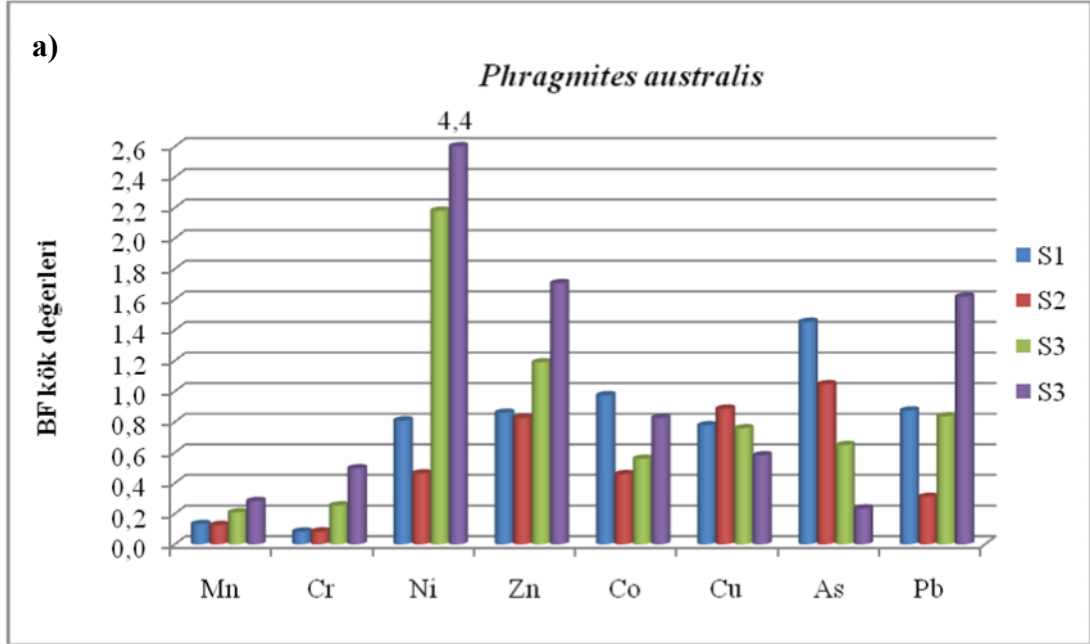
Bitki kısımları için biyoakümülyasyon gövde (BFs) ve biyoakümülyasyon kök (BFk) değerleri ayrı ayrı hesaplanarak değerlendirilmiştir. Buna göre sedimentten bitkinin toprak üstü bölümüne geçiş oranını belirlemek için hesaplanan BFs değerine göre Mo ve Cd elementinin bütün istasyonlarda 1'e yakın değerler gösterdiği bulunmuştur. Zn elementinin S2 istasyonunda 0,5 ile Cu elementinin ise S1 ve S2 istasyonlarında 0,5 ve 0,7 değerleri ile temsil edildiği görülmüştür. Bunun dışındaki elementlerde ise BFs değeri, 0,5 in altında bulunmuştur (şekil 3.4.).



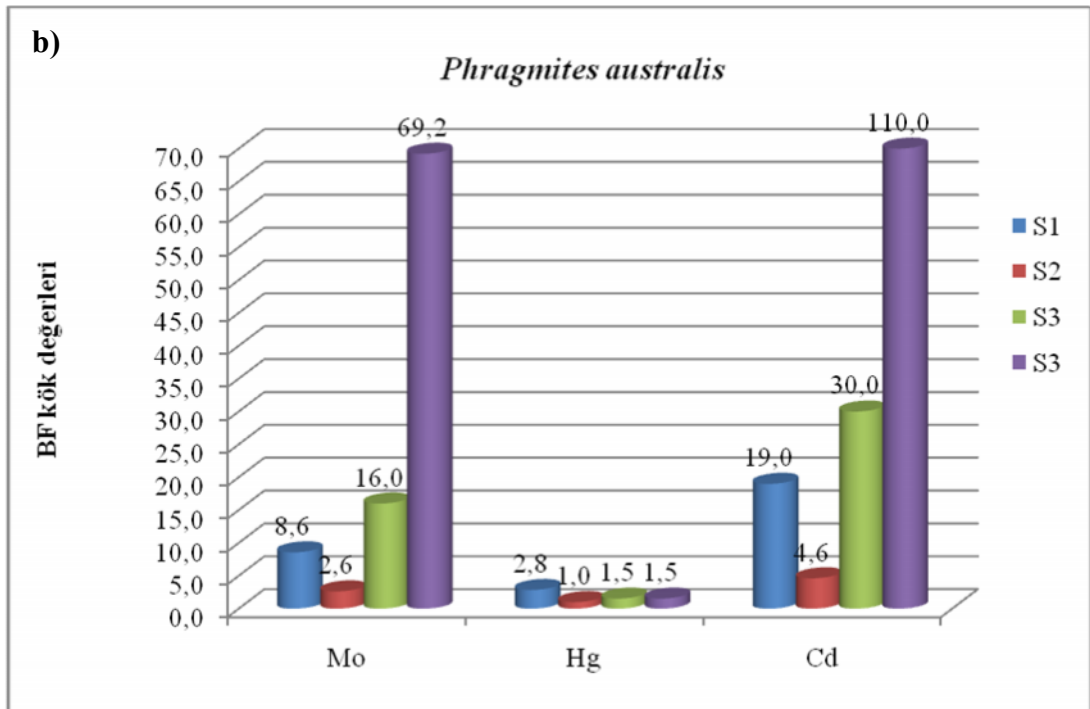
şekil 3.4. *Phragmites australis* bitkisine ait biyoakümülyasyon shoot (BFs) değerleri

Biyoakümülyasyon kök değerleri incelendiğinde sedimentten köke geçiş oranlarının oldukça yüksek olduğu görülmüştür. Özellikle Cd ve Mo için S3 istasyonunda yaz mevsimini temsil eden temmuz ayında bu değer sırasıyla 110,0 ve 69,2 olarak bulunmuştur. Mn ve Cr hariç bütün elementlerde sedimentten köke geçiş oranının genel olarak 0,5 den büyük olduğu tespit edilmiştir. Mevsimsel olarak S3 istasyonu incelendiğinde bu geçiş miktarının Cu ve As haricinde yazın arttığı

gözlendi. Biyoakümülyasyon kök değerleri iki grafik halinde Şekil 3.5.(a) ve Şekil 3.5. (b) de gösterilmiştir.



Şekil 3.5.a. Sekiz elemente ait biyoakümülyasyon kök (BFk) değerleri



Şekil 3.5.b. Üç elemente ait biyoakümülyasyon kök (BFk) değerleri

3.8.2. *Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları

Örnekleme periyodu süresince İstasyon 1 ve İstasyon 2 den alınan *Schoenoplectus triqueter* bitksinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında belirlenen ağır metal oranları sırasıyla Çizelge 3.15. ve Çizelge 3.16.’ da verilmiştir. Buna göre S1 istasyonu değerlendirildiğinde Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb, Mo elementlerinin tüm örnekleme örneklerinden elde edilen veriler göz önüne alındığında, en fazla bitkinin kök kısmında biriktiği gözlenmiştir. Mn elementinin ise genellikle kökte fazla miktarda biriktirilmesine karşılık bazı örnekleme örneklerinde gövde de en fazla miktarda biriktirildiği tespit edilmiştir. Cr elementi ise, örnekleme periyodu süresince genellikle bitkinin gövde kısmında fazla miktarda, bazı örnekleme örneklerinde ise kökte daha fazla miktarda biriktirilmiştir. Değerlendirilen 11 element içerisinde kök tarafından en yüksek miktarda biriktirilen elementin 444,60 µg/g ile Mn olduğu, en düşük miktarda biriktirilen elementin ise 0,4 µg/g ile Hg ve Cd olduğu tespit edilmiştir.

Ağır metallerin bitkinin hangi kısmında daha çok biriktirildiği konusunda İstasyon 2 değerlendirildiğinde ise, bitkinin kök kısmı tarafından yüksek miktarda biriktirilen elementlerin istasyon 1 ile aynı olduğu görülmüştür. Mn elementinin bitkide en fazla miktarda biriktirildiği kısmın kök, gövde ya da yaprak olarak değiştiği gözlenmiştir. Cr elementi ise genellikle gövde de fazla miktarda biriktirilmektedir. Hg ve Cd elementlerinin ise bitkinin farklı kısımlarında ölçülen değerlerinin birbirine yaklaşık ya da aynı olduğu görülmüştür. İstasyon 2 de en fazla miktarda biriktirilen element yine 304,20 µg/g ile Mn, en düşük miktarda biriktirilen element ise 0,40 µg/g ile Hg olmuştur.

Bitki bir bütün olarak değerlendirildiğinde, her iki istasyondan alınan örneklerde 11 element içerisinde Mn konsantrasyonunun en yüksek olduğu görülmüştür. En düşük miktarda ise cıvanın biriktirildiği tespit edilmiştir. İstasyon 1 den alınan örnekler mevsimsel olarak değerlendirildiğinde, 2007 yılına ait yaz mevsiminde biriktirilen element konsantrasyonlarının Mn>Cr>Zn>Ni>As>Cu>Co>Mo>Pb>Cd>Hg şeklinde sıralandığı görülmüştür. Sonbahar mevsimiyle birlikte bütün element konsantrasyonlarında bir düşüş gözlenmiştir. Sonbahar da elementlerin sıralanışı yaz mevsiminde 17,33 µg/g olan As konsantrasyonunun 1,03 µg/g a düşmesiyle birlikte sıralamada As yer değiştirirken diğer elementlerin sıralanışında bir değişiklik olmamıştır. Sonbahardaki düşüşü takiben ilkbaharda bütün element konsantrasyonlarında tekrar bir yükselme olduğu görülmüştür. 2008 yılının yaz mevsiminde değerlerin genel olarak tekrar düşüş gösterdiği belirlenmiştir. Elementler mevsimlere göre incelendiğinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu, Pb, Mo elementlerinin en yüksek konsantrasyonları ile ilkbaharda karşılaşılrken As, Hg, ve Cd için bu mevsimin yaz olduğu görülmüştür. Bu değerler sırasıyla 231,43; 94,18; 33,40; 24,10; 7,08; 11,53; 2,70; 4,98, 17,33; 0,60; 0,95 µg/g olarak hesaplanmıştır. Elementlerin en düşük konsantrasyonlarının belirlendiği mevsimler ise sonbahar ve yaz olmuştur. Buna göre; 77,40; 14,73; 1,03; 1,30; 0,50; 0,50 µg/g ile sırasıyla Mn, Zn, As, Pb, Hg ve Cd elementleri sonbaharda düşük konsantrasyonda belirlenirken, Cr, Ni, Co Cu, Mo elementleri 2008 yaz mevsiminde sırasıyla 9,37; 5,00; 4,47; 4,57; 1,95 µg/g ile düşük konsantrasyonda tespit edilmiştir (Şekil 3.6.a, b).

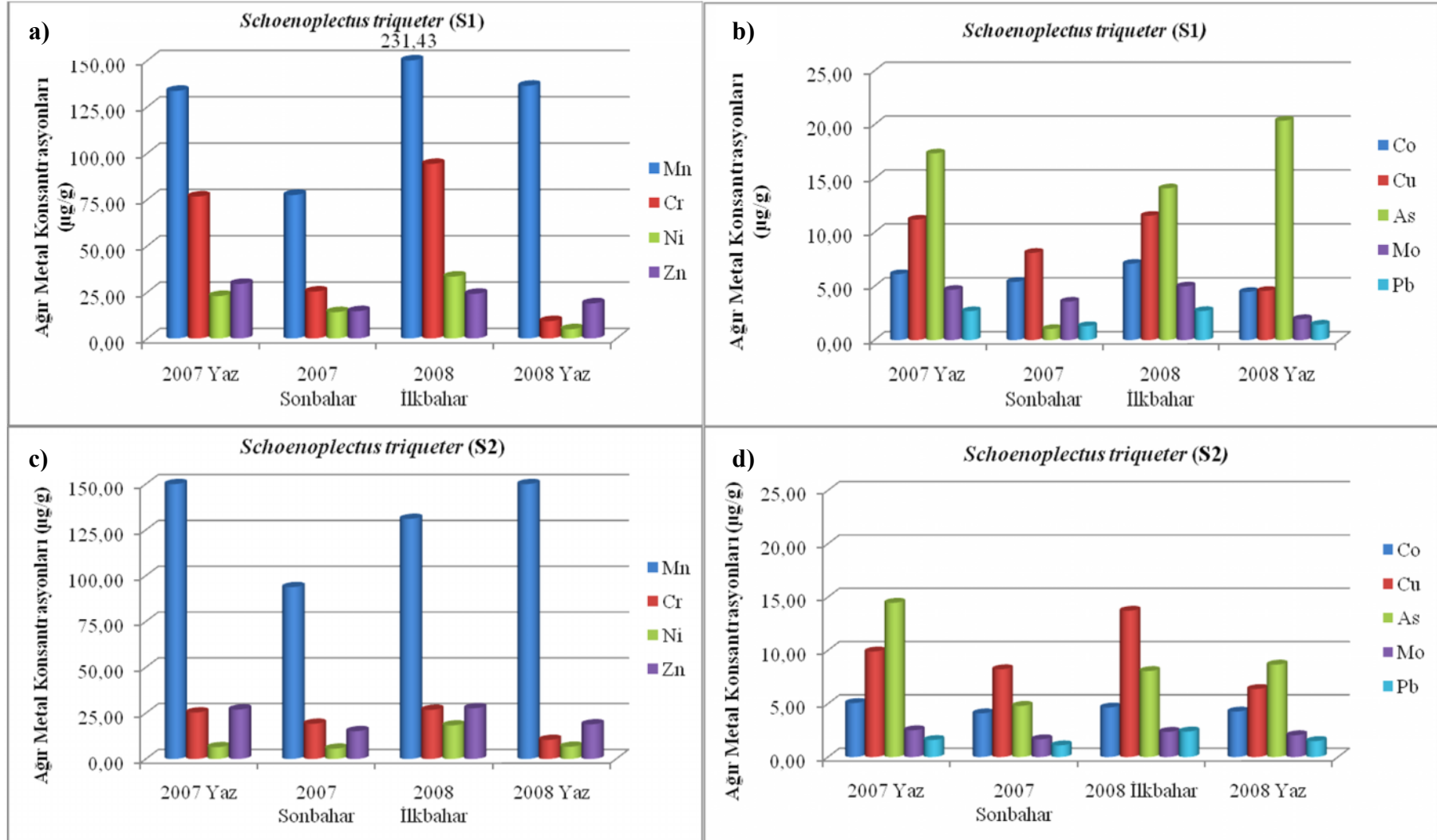
İstasyon 2' den alınan örnekler mevsimsel olarak değerlendirildiğinde bütün mevsimlerde en yüksek konsantrasyonda tespit edilen elementin Mn, en düşük miktarda tespit edilen elementin de Hg olduğu görülmüştür.

Çizelge. 3.15. Örnekleme periyodu süresince S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları (µg/g kuru ağırlık)

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	
S1 <i>Schoenoplectus triqueter</i> (L.) Palla	Tem.07	Kök	219,10	125,30	95,70	56,40	10,10	14,70	33,60	6,20	4,60	0,50	0,70
		Gövde	181,40	247,20	4,50	8,60	1,40	4,80	0,40	0,60	1,90	0,50	0,80
		Yaprak	88,90	16,10	5,00	16,70	4,50	7,30	0,90	0,60	1,80	0,50	0,70
	Ağu.07	Kök	119,50	22,50	20,50	49,60	15,80	16,50	67,60	7,40	13,20	0,80	2,20
		Gövde	84,60	37,20	6,20	22,50	2,30	12,50	0,50	0,60	3,00	0,70	0,50
		Yaprak	108,00	11,10	5,60	23,00	2,60	11,30	1,00	0,70	3,50	0,60	0,80
	Eki.07	Kök	66,20	12,20	31,60	22,20	9,20	13,40	2,40	1,80	5,00	0,40	0,40
		Gövde	49,60	44,30	5,40	7,60	2,10	4,40	0,30	0,60	1,70	0,50	0,50
		Yaprak	116,40	19,40	5,70	14,40	4,90	6,50	0,40	1,50	4,00	0,60	0,60
	Nis.08	Kök	279,70	50,10	29,30	31,30	13,30	13,70	48,10	6,90	5,00	0,40	0,70
		Gövde	136,20	42,50	6,60	25,30	2,00	7,40	0,40	0,60	1,50	0,50	0,80
		Yaprak	243,00	24,70	12,30	29,50	1,70	8,90	0,90	0,60	3,70	0,50	0,70
	May.08	Kök	444,60	339,60	132,10	25,60	19,00	22,80	33,40	6,90	10,30	0,70	1,00
		Gövde	178,80	85,30	11,30	18,00	2,10	9,60	0,80	0,60	6,60	0,50	0,80
		Yaprak	106,30	22,90	8,80	14,90	4,40	6,80	0,90	0,60	2,80	0,50	0,70
	Tem.08	Kök	154,00	6,70	7,40	35,70	12,30	7,50	81,90	2,00	2,50	0,60	0,70
		Gövde	152,90	16,20	2,40	15,80	1,70	4,10	0,40	0,70	1,90	0,60	0,80
		Yaprak	111,10	10,70	3,90	14,60	1,40	2,70	2,20	0,70	1,60	0,50	0,70
	Ağu.08	Kök	110,00	8,90	8,30	21,50	7,40	4,70	36,00	3,30	2,70	0,50	1,00
		Gövde	155,30	5,70	2,10	12,80	0,90	3,90	0,30	0,60	1,70	0,50	0,70
		Yaprak	134,90	8,00	5,90	13,20	3,10	4,50	1,40	1,30	1,30	0,50	1,20

Çizelge. 3.16. Örnekleme periyodu süresince S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueteter* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	
S2 <i>Schoenoplectus triqueteter</i> (L.) Palla	Tem.07	Kök	158,40	14,30	6,40	34,20	10,00	6,70	26,20	2,80	3,20	0,50	0,70
		Gövde	222,60	39,70	2,80	9,80	1,50	2,30	0,30	0,80	1,20	0,50	0,70
		Yaprak	205,10	13,40	3,20	19,90	3,00	6,20	0,80	0,60	1,90	0,50	0,70
	Ağu.07	Kök	114,20	10,00	15,50	45,10	10,20	17,30	56,60	3,80	4,10	0,60	1,20
		Gövde	142,00	50,80	5,30	24,20	1,40	10,60	0,40	0,70	2,00	0,60	0,80
		Yaprak	146,70	24,20	5,60	28,90	4,30	16,30	2,50	0,90	2,70	0,60	0,90
	Eki.07	Kök	61,00	7,30	10,20	26,90	8,80	15,40	13,50	2,10	1,90	0,50	0,50
		Gövde	108,90	41,10	3,60	8,60	0,90	4,80	0,30	0,60	1,40	0,50	0,50
		Yaprak	111,40	9,30	3,10	10,10	2,60	4,50	0,60	0,60	1,70	0,60	0,60
	Nis.08	Kök	171,40	38,60	29,50	44,20	9,90	22,80	33,60	8,70	3,40	0,70	1,30
		Gövde	123,30	35,80	13,10	27,10	2,00	11,20	1,00	0,60	1,70	0,50	0,70
		Yaprak	136,50	15,70	12,60	27,90	1,80	9,80	0,50	0,60	1,90	0,50	1,60
	May.08	Kök	119,50	12,70	20,00	25,00	8,70	14,70	12,30	3,20	3,60	0,40	1,10
		Gövde	129,90	25,40	16,40	18,50	3,20	11,70	0,50	0,70	1,90	0,50	0,80
		Yaprak	105,60	32,70	18,40	23,40	2,30	12,10	0,50	0,60	1,70	0,50	0,70
	Tem.08	Kök	279,60	5,50	7,20	21,80	6,10	8,10	16,10	2,60	2,20	0,40	0,70
		Gövde	304,20	8,80	6,30	11,50	1,70	4,70	0,40	0,60	1,70	0,50	0,60
		Yaprak	59,70	7,50	6,50	19,50	1,60	4,70	1,60	0,60	1,50	0,50	0,60
	Ağu.08	Kök	163,40	21,80	9,60	26,10	10,70	9,70	29,60	3,80	2,70	0,50	0,70
		Gövde	155,50	9,50	4,00	15,80	0,90	6,10	0,50	0,60	2,40	0,50	0,80
		Yaprak	98,80	9,40	6,60	18,80	4,60	5,00	3,80	0,80	1,80	0,50	1,20

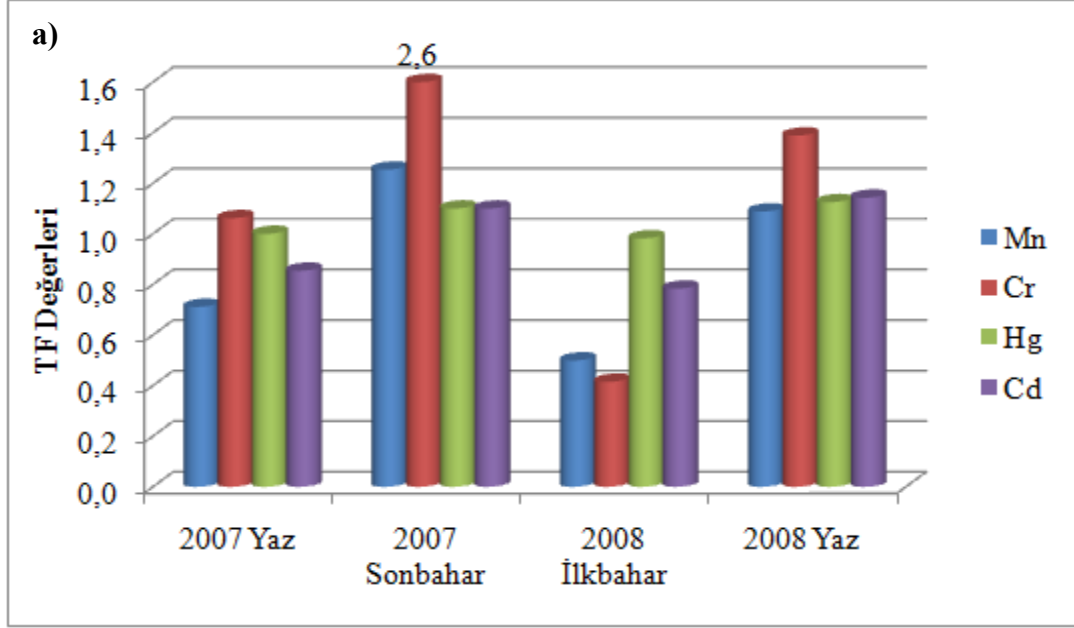


Şekil 3.6. *Schoenoplectus triquetet* bitkisindeki ağır metal konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi

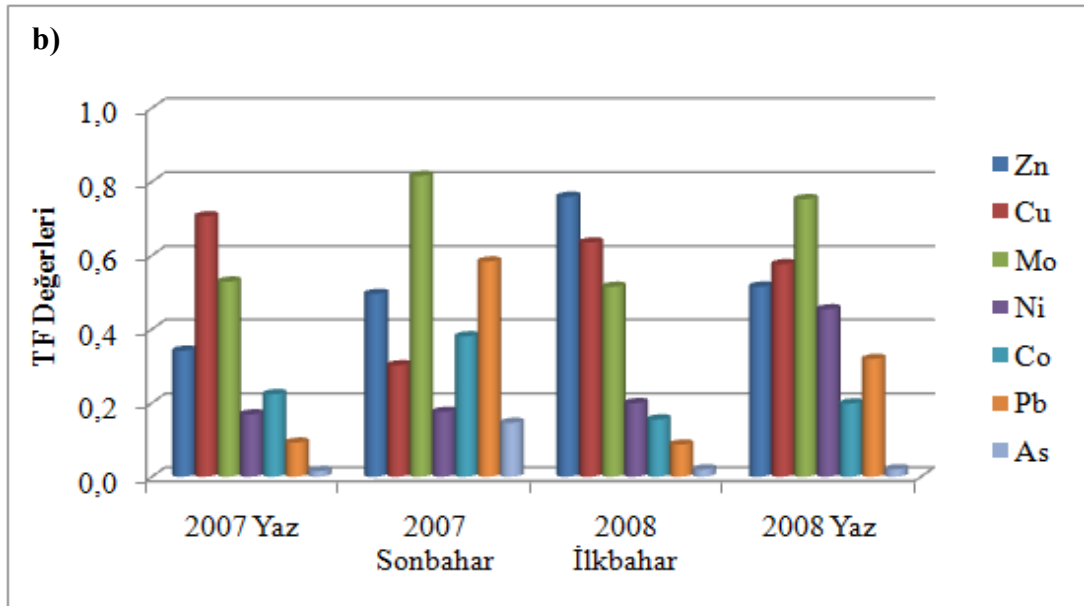
S2 istasyonunda gözlemlenen mevsimsel ilişkilerin istasyon 1 ile benzer olduğu belirlenmiştir. Sonbaharda bütün elementlerde gözlenen düşüşü ilkbahardaki yükselme takip etmiştir. İstasyon 2 de Mn, As, Co, Mo, Hg ve Cd elementlerin en yüksek konsantrasyonları yaz mevsiminde tespit edilmiş olmasına rağmen Co, Mo, Hg ve Cd elementlerinin mevsimler arasında yaklaşık değerler sergilediği görülmüştür. Bu değerler sırasıyla 176,87; 14,47; 5,07, 2,52; 0,55; 0,83 µg/g olarak belirlenmiştir. Cr, Ni, Zn, Cu ve Pb elementlerinin en yüksek değerde görüldüğü mevsim ise, 26,82; 18,33; 27,68; 13,72; 2,40 µg/g ile ilkbahar olmuştur. Değerlendirilen elementlerin en düşük konsantrasyonda belirlendikleri mevsim genellikle sonbahar olmakla birlikte Cr, Cu, Hg elementlerinin düşük konsantrasyonları ile 2008 yılının yaz mevsiminde karşılaşılmıştır. En düşük konsantrasyon değerleri sırasıyla Mn, Ni, Zn, Co, As, Pb, Mo ve Cd için 93,77; 5,63; 15,20; 4,10; 4,80; 1,10; 1,67; 0,53 µg/g olarak tespit edilirken, Cr, Cu, Hg için ise sırasıyla 10,42; 6,38; 0,48 µg/g olarak bulunmuştur (Şekil 3.6.c, d).

İstasyon 1 ve 2 den alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisine ait translokasyon faktörü değerleri (TF) mevsimsel olarak hesaplanmıştır. Bu veriler istasyon 1 için değerlendirildiğinde, Mn, Cr, Hg, ve Cd elementlerinin genellikle 1 ve 1'e yaklaşık TF değerlerine sahip olduğu görülmüştür. En yüksek TF değerleri ile sonbahar mevsiminde karşılaşılmıştır. Cr için bu değer 2,6 olarak belirlenmiştir. İlkbaharda düşüş gösteren TF değerleri Mn ve Cr için sırasıyla 0,5 ve 0,4 olarak belirlenmiş olmakla birlikte diğer iki element için bu mevsimde de 1'e yaklaşık değerler hesaplanmıştır (Şekil 3.7.a.). Diğer elementler için hesaplanan TF değerleri incelendiğinde ise, Zn elementine ait TF değerinin ilkbahar mevsiminde yükselme göstererek 0,8 e ulaştığı görülmüştür. Cu için belirlenen en yüksek TF değeri ise 0,7 ile 2007 yılının yaz mevsiminde tespit edilmiştir. Mo elementine ait TF değerlerinin

bütün mevsimlerde 0,5'in üzerinde olduğu görülmüştür. Hesaplanan en yüksek TF değeri ise sonbaharda ve 2008 yılının yazında, 0,8 olarak belirlenmiştir. Ni, Co, Pb ve As için hesaplanan TF değerlerinin ise Pb' ye ait sonbahar örnekleme haricinde (0,6) 0,5' in altında olduğu görülmüştür (Şekil 3.7.b.).



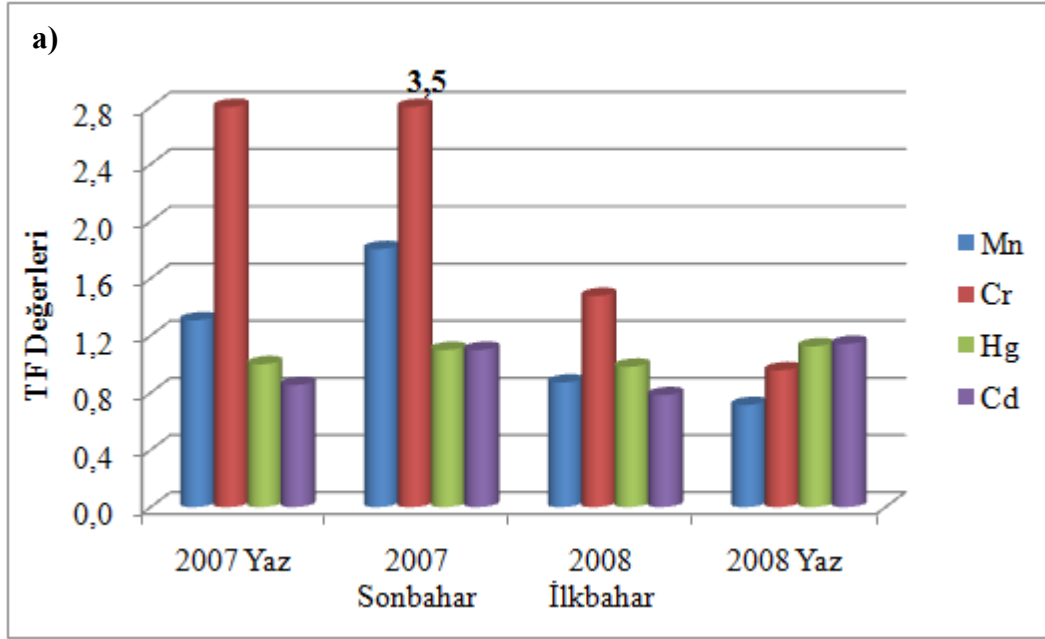
Şekil 3.7.a. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Hg, Cd için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi



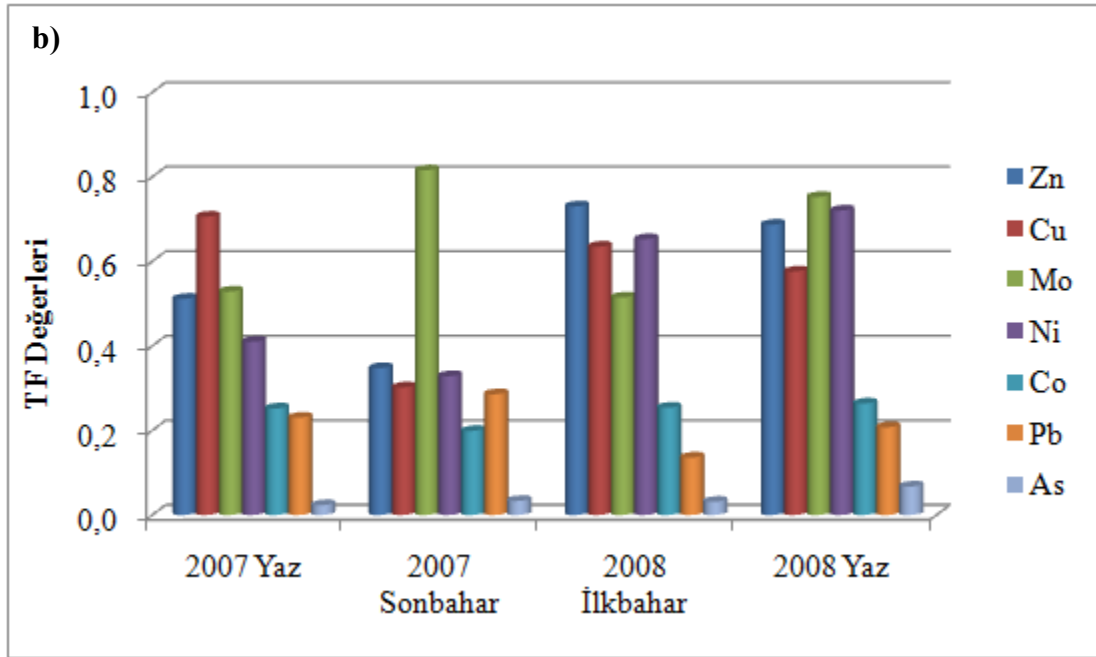
Şekil 3.7.b. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Zn, Cu, Mo, Ni, Co, Pb, As için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi

İstasyon 2'ye ait TF değerleri istasyon 1 ile benzerlik göstermiştir. Buna göre yine Mn, Cr, Cd, Hg elementleri için hesaplanan TF değerlerinin 1 ve 1'e yaklaşık olduğu görülmüştür. Sonbahar mevsiminde gözlenen çıkışı takiben ilkbaharda değerler tekrar azalma gözlenmiştir. Mn ve Cr elementleri (sırasıyla 1,8 ve 3,5) en yüksek TF değerlerine sahiptir (Şekil 3.8.a.). Zn ve Ni elementlerine ait TF değerleri 2008 yılında yükselme göstermiş ve 0,7 olarak hesaplanmıştır. Cu elementinin 0,7 ile en yüksek TF değerine 2007 yılının yaz mevsiminde ulaştığı görülmüştür. Mo elementinin ise mevsimlere ait TF değeri 0,5 ve 0,8 olarak hesaplanmıştır. Co, Pb, As elementlerinin TF değerlerinin ise düşük olduğu tespit edilmiştir (Şekil 3.8.b.).

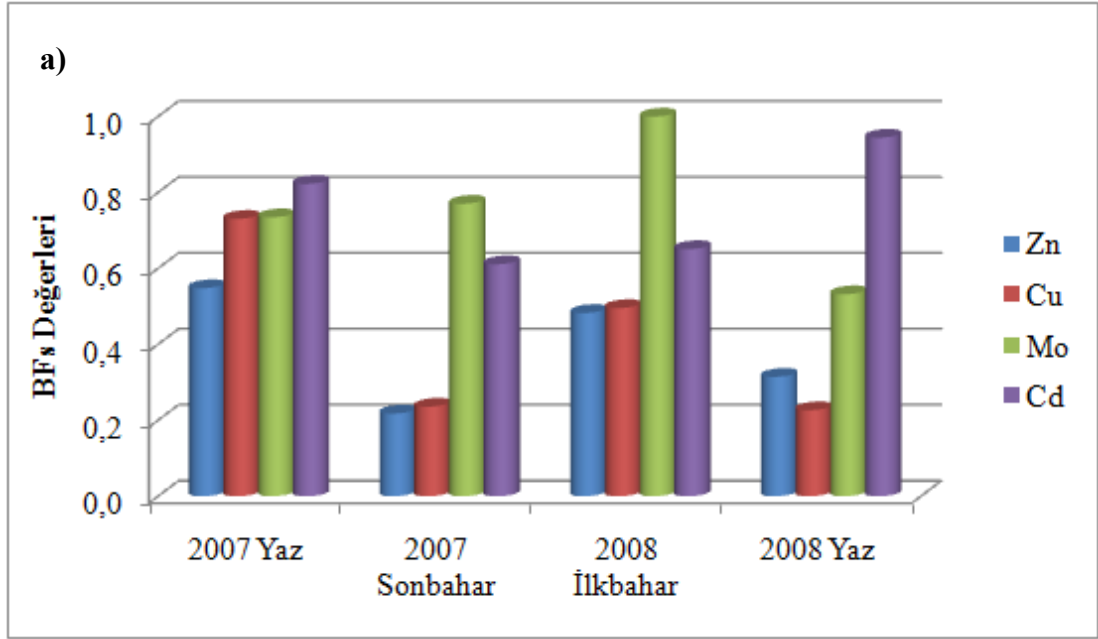
Sedimentten toprak üstü kısma geçişi ifade etmek için hesaplanan BFs değerleri S1 için değerlendirildiğinde Mo ve Cd elementlerine ait değerlerin genellikle bütün mevsimlerde 1'e yaklaşık olduğu tespit edilmiştir. Bu değerler içerisinde Mo için en düşük değer 0,5 olarak 2008 yazında, Cd için, 0,6 olarak sonbahar mevsiminde hesaplanmıştır. Bu elementleri takiben Cu ve Zn elementleri 2007 yılının yazında 0,5 ve 0,7 değerleri ile 1'e yaklaşık değerler göstermiştir (Şekil 3.9.a.). Diğer elementlerin BFs değerleri 0,5 den küçük hesaplanmıştır (Şekil 3.9.b.). İstasyon 2 de de Mo ve Cd için hesaplanan BFs değerleri sonbahar mevsimi haricinde 0,5 den yukarı bulunmuştur. En yüksek değer Cd için ilkbahar mevsiminde 1,4 olarak hesaplanmıştır. Zn ve Cu elementlerinin en yüksek değerleri (0,6 ve 0,7) ilkbahar mevsiminde tespit edilmiştir (Şekil 3.10.a.). Diğer elementlerin BFs değerleri istasyon 1 ile benzer olarak 0,5 den küçük hesaplanmıştır (Şekil 3.10.b.).



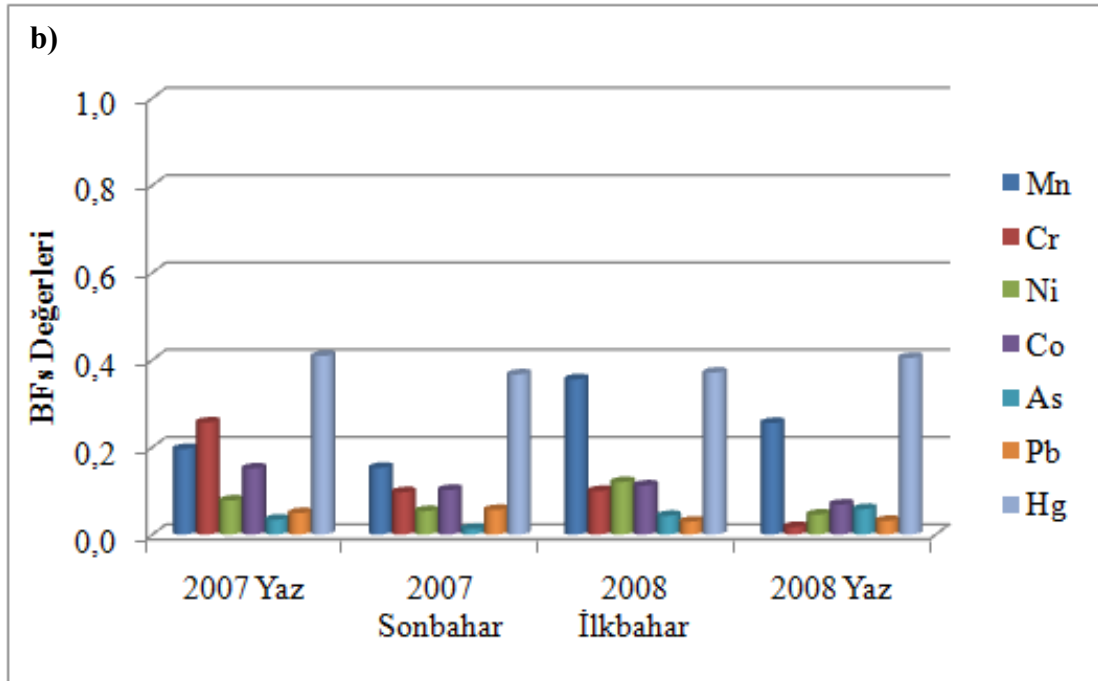
Şekil 3.8.a. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Hg, Cd için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi



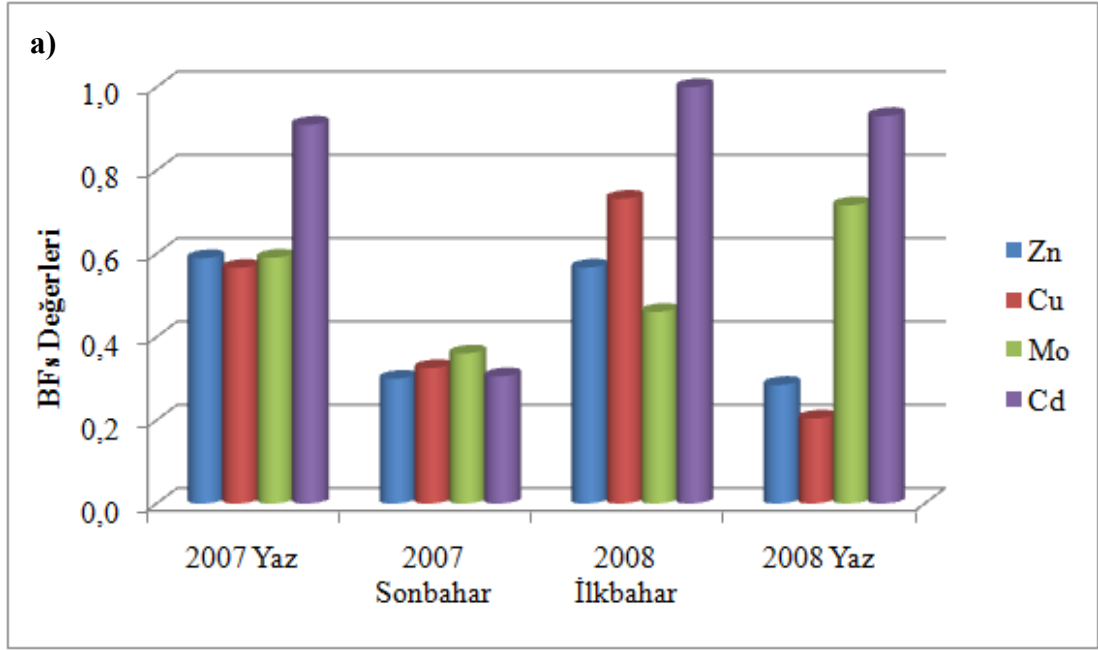
Şekil 3.8.b. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Zn, Cu, Mo, Ni, Co, Pb, As için hesaplanan TF değerlerinin mevsimsel değişimi



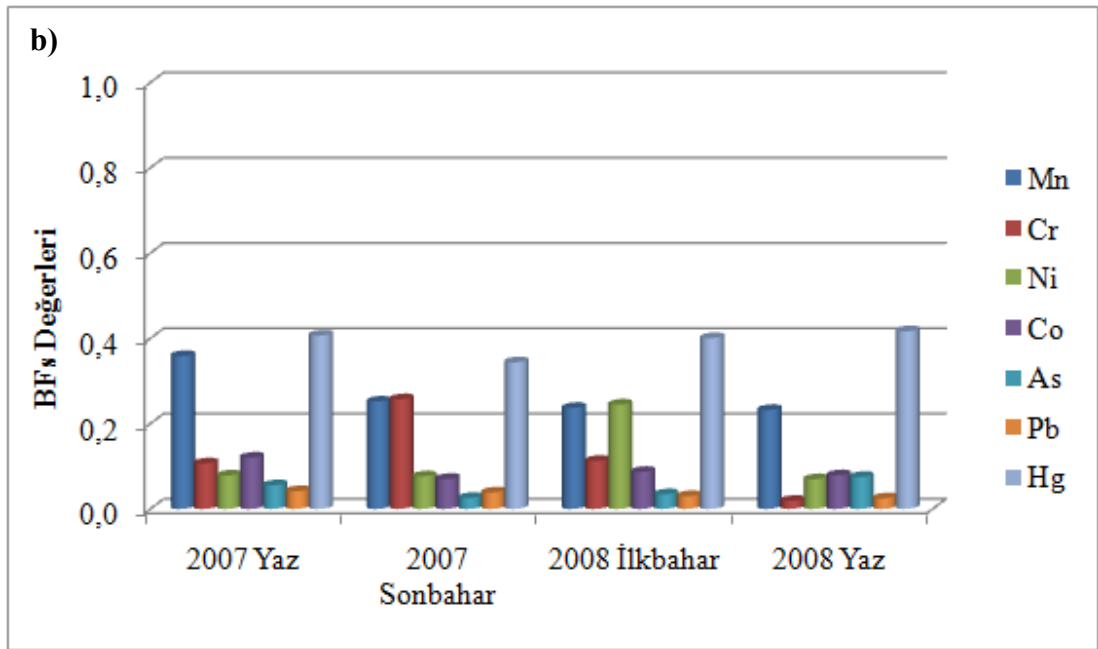
Şekil 3.9.a. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Zn, Cu, Mo, Cd için hesaplanan BF's değerlerinin mevsimsel değişimi



Şekil 3.9.b. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Ni, Co, As, Pb, Hg için hesaplanan BF's değerlerinin mevsimsel değişimi



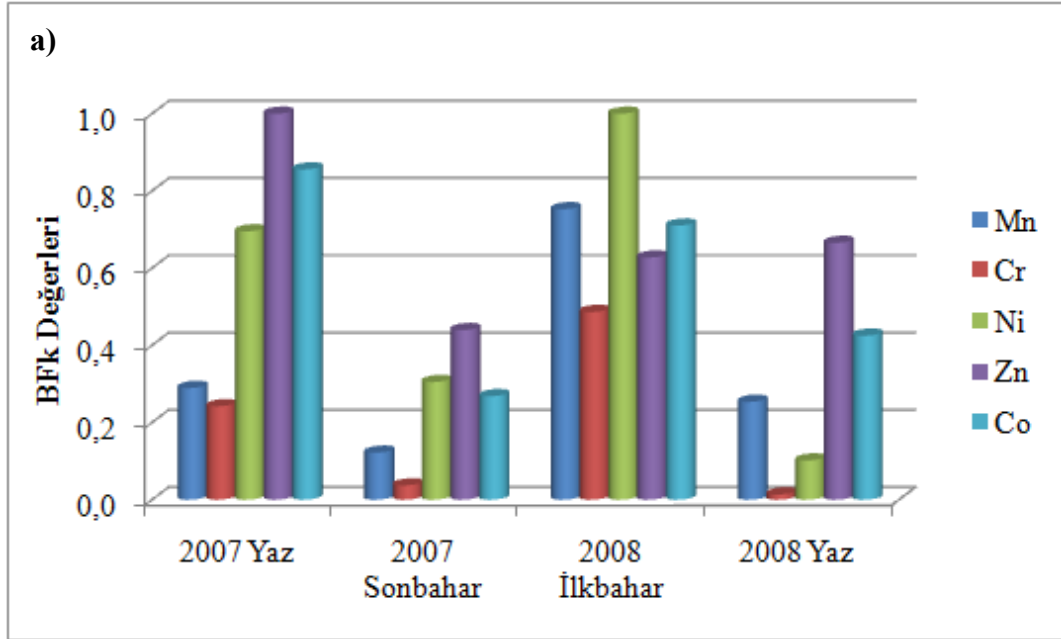
Şekil 3.10.a. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Zn, Cu, Mo, Cd için hesaplanan BF₈ değerlerinin mevsimsel değişimi



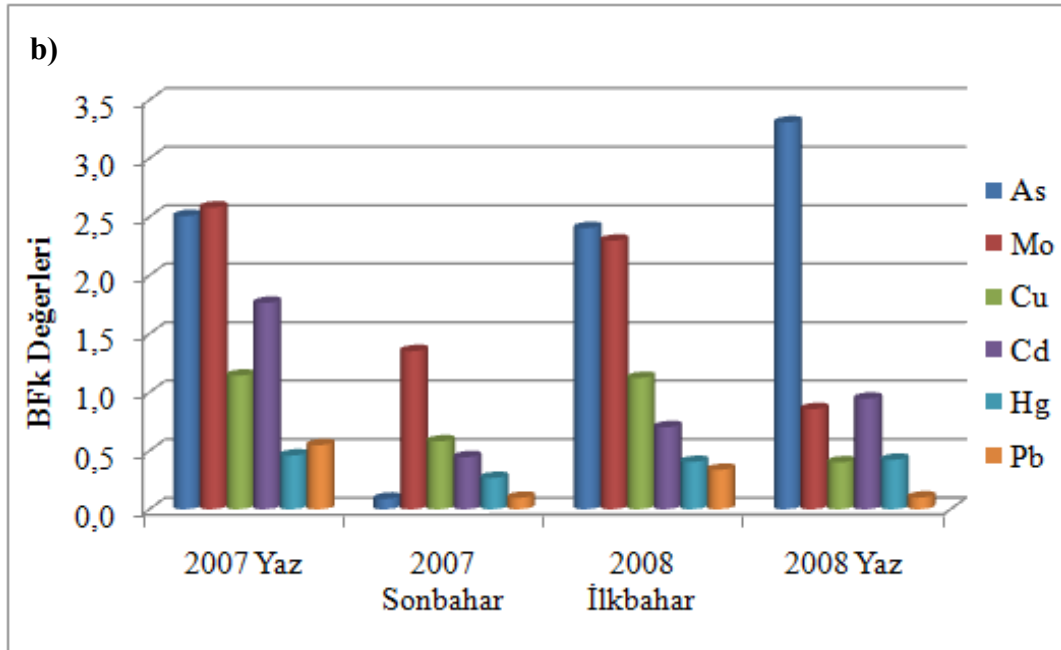
Şekil 3.10.b. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Ni, Co, As, Pb, Hg için hesaplanan BF₈ değerlerinin mevsimsel değişimi

Biyoakümülyasyon kök değerleri incelendiğinde sedimentten köke geçiş oranlarının *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde *Phragmites australis* deki kadar yüksek olmadığı görölmektedir. Mevsimsel olarak hesaplanan kök akümülyasyon değerleri, istasyon 1 de Mo elementinin 2,6'lara varan BFK değerine sahip olduğunu ortaya koymaktadır. As ve Cd elementi için de, sonbahar mevsimi haricinde (0,1 ve 0,4) yüksek değerler bulunmuş, As için en yüksek değer 2008 yılının yaz mevsiminde 3,3 Cd için 2007 yılının yaz mevsiminde 1,8 olarak hesaplanmıştır. Ni, Zn, Co, Cu elementlerinin yüksek kök aktarımı ile 2007 yaz ve ilkbahar mevsiminde karşılaşılmıştır. Bu değerler sırasıyla 1,0; 1,4; 0,9 ve 1,1 olarak hesaplanmıştır. Mn, Cr, Pb ve Hg için genellikle düşük BFK değerleri hesaplanmıştır. Ancak, Mn elementinin ilkbahardaki BFK değerinin 0,8 olduğu görölmüştür (Şekil 3.11.a. ve Şekil 3.11.b).

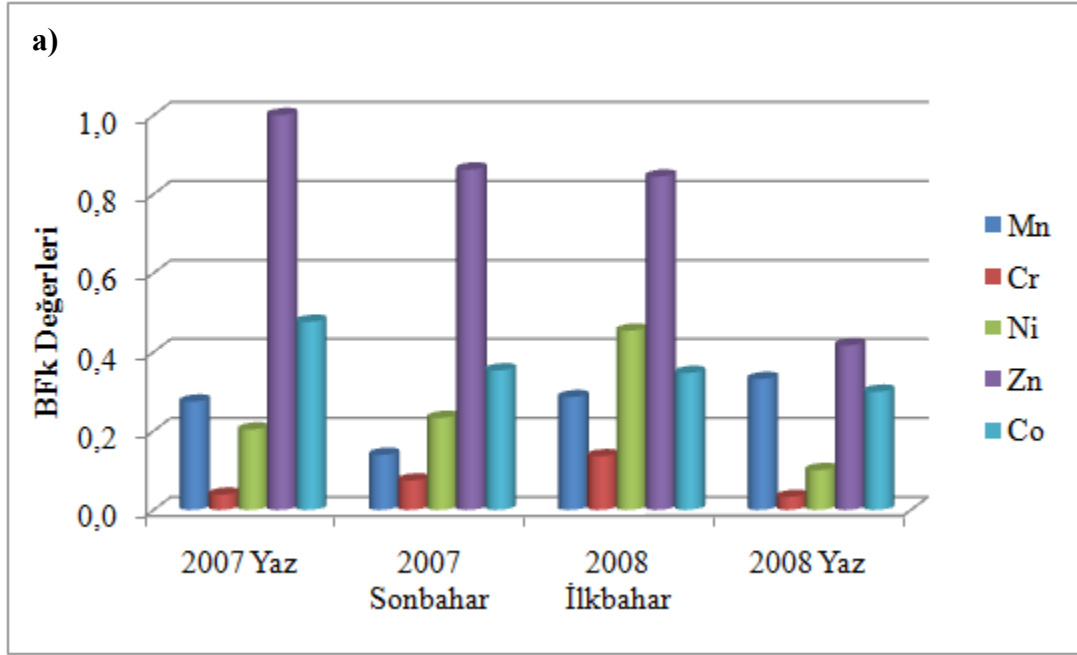
İstasyon 2 de hesaplanan BFK değerlerinin istasyon 1 e göre düşüş gösterdiği gözlenmiştir. As elementinin 2007 yılının yazında hesaplanan 2,3 değeri ile en yüksek BFK değerine sahip element olduğu belirlenmiştir. Bunun dışındaki mevsimlerde de 1'e yaklaşık değerler göstermiştir. Mo, Cd elementleri 2007 yılının sonbaharında düşüş gösteren BFK değerleri ilkbahar mevsiminde tekrar yükselmiştir. En yüksek değerleri Mo' nin 2007 yılının yaz mevsiminde (1,1) Cd' un ise 2008 yılının ilkbahar mevsiminde (1,8) belirlenmiştir. Zn ve Cu elementleri de 2008 yılının yaz mevsimi dışında 1'e yaklaşık BFK değerleri göstermiştir. Mn, Cr, Ni, Co, Hg ve Pb elementlerine ait BFK değerlerinin düşük olduğu belirlenmiştir (Şekil 3.12.a. ve Şekil 3.12.b).



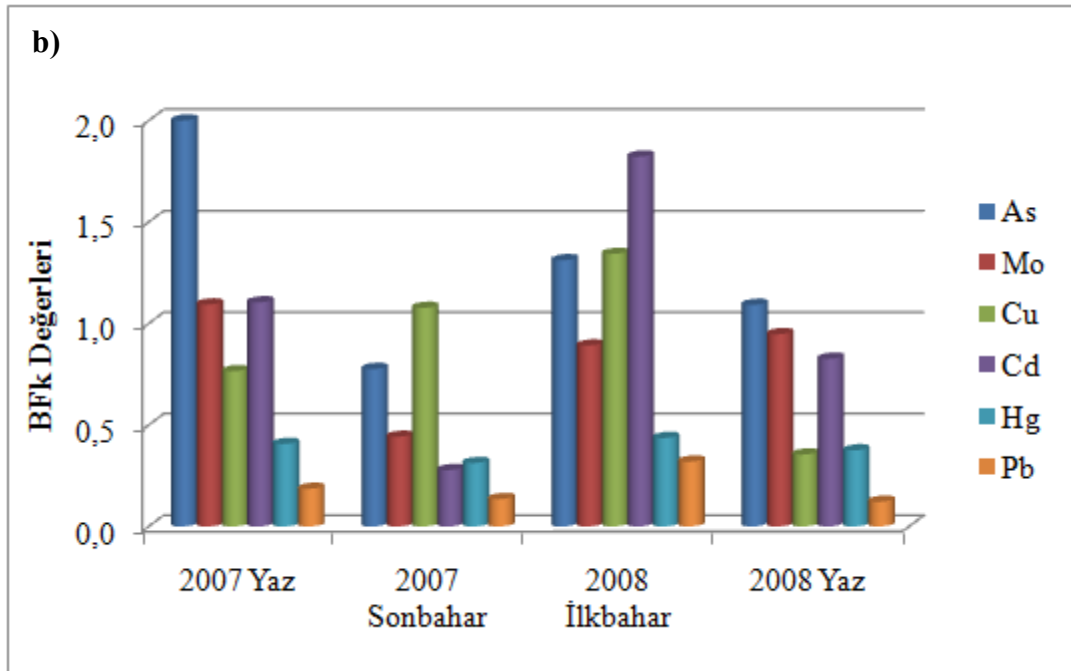
Şekil 3.11.a. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi



Şekil 3.11.b. S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde As, Mo, Cu, Cd, Hg ve Pb için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi



Şekil 3.12.a. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde Mn, Cr, Ni, Zn, Co için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi



Şekil 3.12.b. S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde As, Mo, Cu, Cd, Hg ve Pb için hesaplanan BFK değerlerinin mevsimsel değişimi

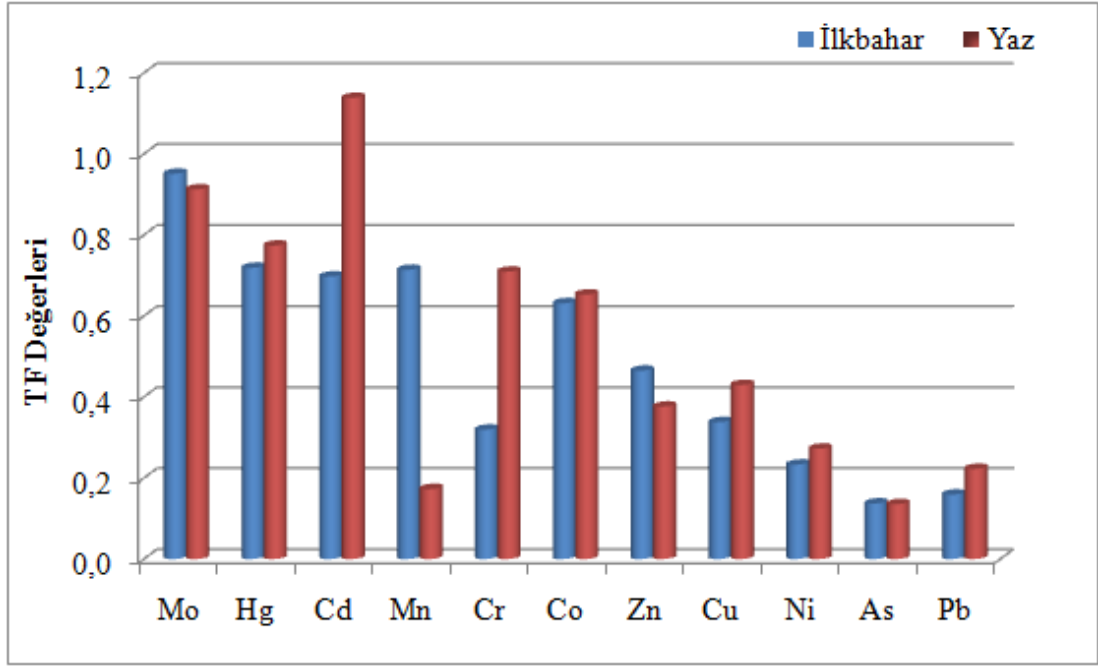
3.8.3. *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları

2008 yılına ait örneklemelelerde S3 istasyonundan alınan *Schoenoplectus lacustris* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında belirlenen ağır metal konsantrasyonları ile tüm bitki ortalaması Çizelge 3.17.'de verilmiştir. Buna göre, Cr, Ni, Zn, Cu, As, Pb ve Hg elementlerinin bitkinin kök kısmında yüksek oranda biriktirildiği tespit edilmiştir. Oldukça yüksek konsantrasyonlarda gözlenen Mn elementinin Nisan örnekleme haricinde (gövde) bitkinin kök kısmında yüksek konsantrasyonlara sahip olduğu görülmüştür. Co ve Cd elementlerinin bitkinin kök ya da yaprak kısımlarında yüksek konsantrasyonları ile karşılaşılrken Mo elementinin Nisan örnekleme dışında bitkinin yaprak kısmında yüksek konsantrasyonda biriktirildiği belirlenmiştir. Mn elementi, 1419 µg/g ile bitkinin kök kısmında en yüksek konsantrasyonda biriktirildiği görülmüştür. En düşük konsantrasyonda biriktirilen element 0,4 µg/g ile cıva olmuştur. Elde edilen veriler ortalamaları alınarak mevsimsel olarak değerlendirildiğinde Mn, Cr, Ni, Co, Cu, As, Mo, Hg ve Cd elementlerinin ilkbaharda, Zn ve Pb elementlerinin ise yazın yüksek konsantrasyonda bulunduğu belirlenmiştir. Bu değerler sırasıyla; 439,73; 24,95; 13,15; 4,72; 9,63; 12,15; 2,78; 0,57; 0,97; 64,17; 2,83 olarak hesaplanmıştır.

Mevsimsel olarak hesaplanan translokasyon faktörüne ait değerler incelendiğinde Mo, Hg, Cd, Co elementlerinin örnek alınabilen her iki mevsimde de 1' e yaklaşık değerler gösterdiği görülmüştür. Mn elementi ilkbahar mevsiminde, Cr elementi ise yaz mevsiminde TF değeri 0,7 olarak bulunmuştur. Her iki elementte diğer mevsimde düşük TF değerleri göstermiştir. Zn, Cu, Ni, As, Pb elementlerinin ise 0,5 den küçük TF değerleri ile temsil edildiği belirlenmiştir (Şekil 3.13.).

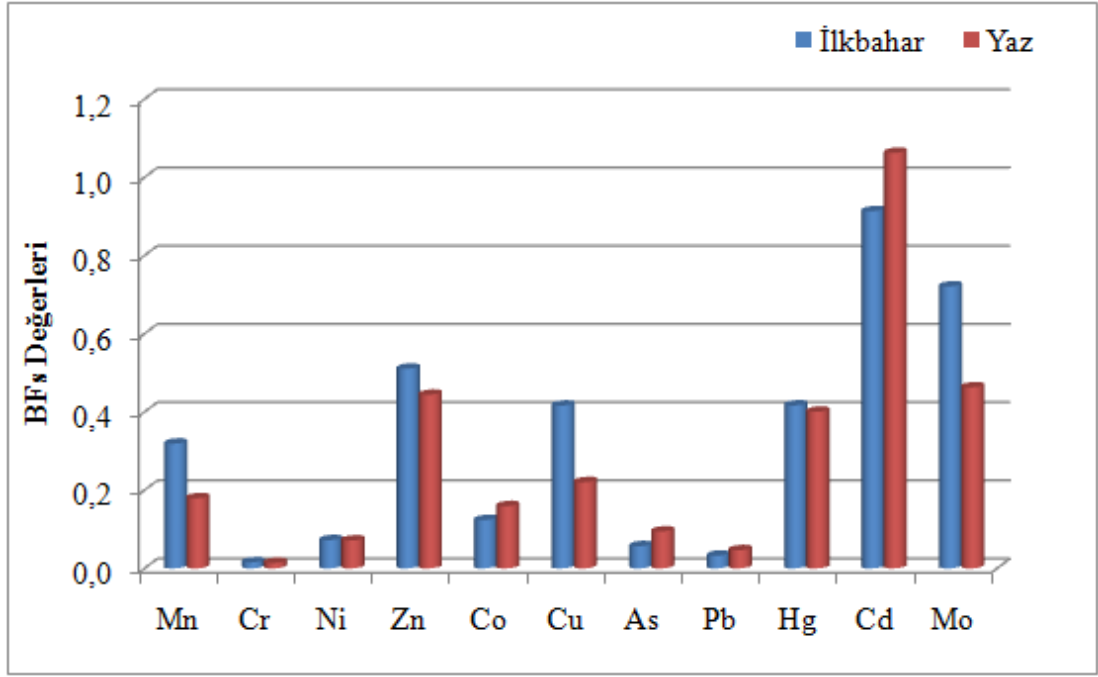
Çizelge. 3.17. 2008 yılında S3 istasyonundan alınan *Schoenoplectus lacustris* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd	
S3	Nis.08	Kök	177,30	38,80	23,10	37,90	2,70	18,50	3,90	3,20	4,60	0,60	1,90
		Gövde	308,90	23,80	6,10	29,20	1,70	7,10	0,60	0,60	2,20	0,40	0,70
		Yaprak	120,80	12,50	8,90	28,80	4,20	7,60	1,40	0,60	1,50	0,50	0,80
		Tüm bitki ort	202,33	25,03	12,70	31,97	2,87	11,07	1,97	1,47	2,77	0,50	1,13
	May.08	Kök	1419,00	55,60	31,80	199,70	14,70	15,80	64,70	4,60	2,10	0,80	0,80
		Gövde	332,50	9,30	4,80	33,70	3,00	5,80	0,90	0,60	2,50	0,60	0,80
		Yaprak	279,90	9,70	4,20	32,10	2,00	3,00	1,40	0,60	3,80	0,50	0,80
		Tüm bitki ort	677,13	24,87	13,60	88,50	6,57	8,20	22,33	1,93	2,80	0,63	0,80
	Tem.08	Kök	1040,00	14,80	20,30	157,50	5,90	8,10	39,30	9,50	2,00	0,70	0,80
		Gövde	123,90	8,20	3,20	21,80	0,70	2,40	1,00	0,60	1,60	0,50	0,70
		Yaprak	84,40	7,60	3,40	21,50	1,90	2,70	1,20	0,80	2,10	0,50	1,00
		Tüm bitki ort	416,10	10,20	8,97	66,93	2,83	4,40	13,83	3,63	1,90	0,57	0,83
	Ağu.08	Kök	808,70	7,40	16,60	82,60	4,70	6,80	14,40	3,50	3,00	0,60	0,70
		Gövde	143,80	5,80	1,90	26,40	1,70	2,00	1,10	0,60	2,00	0,50	0,80
		Yaprak	252,90	7,30	10,80	75,20	8,50	5,40	5,90	2,00	3,40	0,50	0,90
		Tüm bitki ort	401,80	6,83	9,77	61,40	4,97	4,73	7,13	2,03	2,80	0,53	0,80



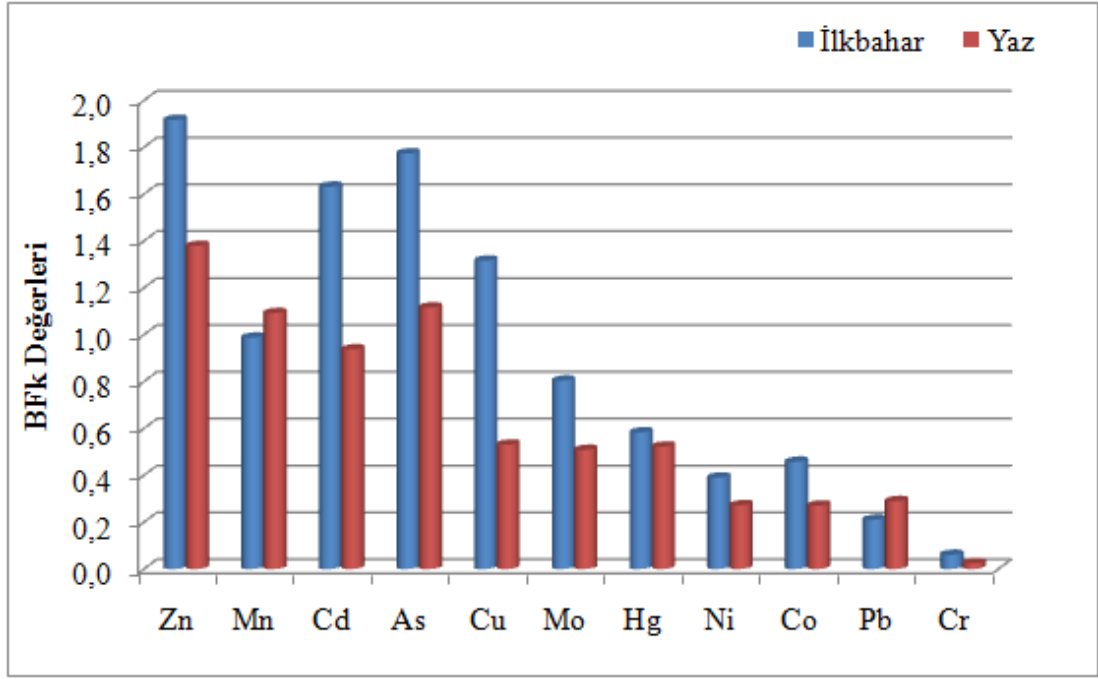
Şekil 3.13. *Schoenoplectus lacustris* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin mevsimsel değişimi

Sedimentten toprak üstü kısma geçiş oranını belirlemek için hesaplanan BFs değeri elementler için her iki mevsime göre incelendiğinde Cd için 0,9 ve 1,1 değerleri belirlenmiştir. Mo için, ilkbahar mevsiminde 0,7 olan BFs değeri yazın düşüş göstermiş ve 0,5 olarak hesaplanmıştır. Zn ve Hg elementlerinin ise, diğer elementlere göre yüksek BFs değerlerine sahip olduğu görülmüştür. Mn, Cr, Ni, Zn, Co, Cu, As ve Pb elementleri her iki mevsimde de düşük BFs değerleri göstermiştir (Şekil 3.14.).



Şekil 3.14. *Schoenoplectus lacustris* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFs değerlerinin mevsimsel değişimi

Sedimentten köke geçiş oranını temsil eden biyoakümülyasyon kök (BFk) değeri incelendiğinde bu oranın TF ve BFs ye göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Mn haricinde bütün elementlerde BFk değerinin ilkbaharda yüksek olduğu yazın ise düştüğü belirlenmiştir. Her iki mevsimde de en yüksek BFk oranı ile temsil edilen elementin Zn olduğu görülmüştür. Bu değerler ilkbahar ve yaz mevsimleri için sırasıyla 1,9 ve 1,4 olarak hesaplanmıştır. En düşük BFk değeri ise Cr elementi için hesaplanmıştır. Bu değerler ise, 0,1 ve 0,0 bulunmuştur. İlkbahar mevsiminde BFk oranlarına göre elementlerin sıralanışı; Zn> As> Cd> Cu> Mn> Mo> Hg> Co> Ni> Pb> Cr şeklinde olduğu tespit edilmiştir. Zn, As, Mn, Cd, elementleri her iki mevsimde de 1 den yüksek değerler göstermiştir. Cu elementi ilkbahar mevsiminde 1,3 olan BFk değeri yazın 0,5 e düşmüştür (Şekil 3.15.)



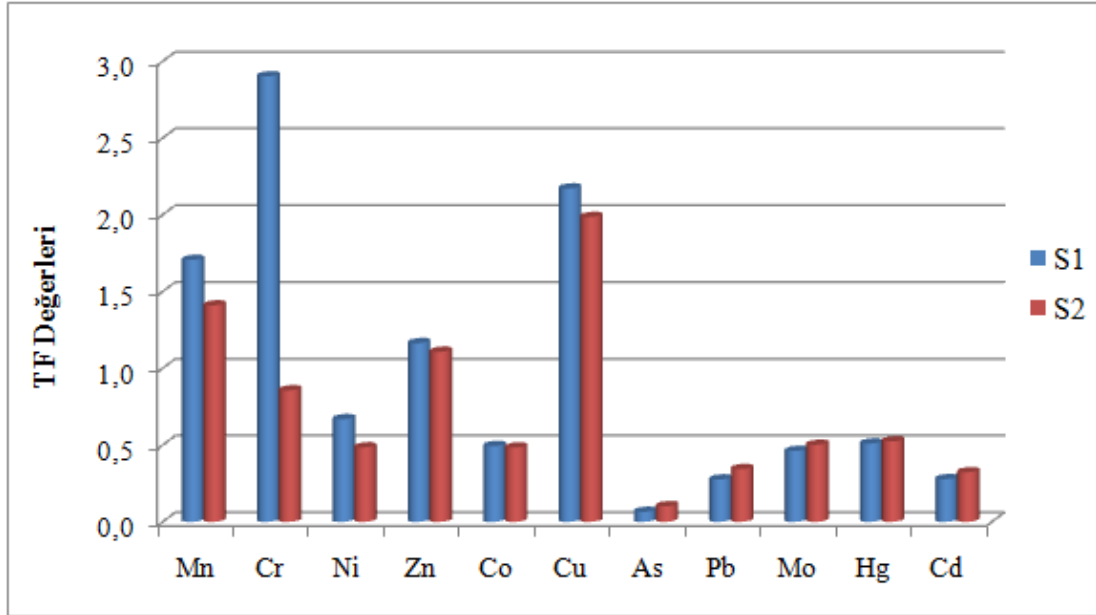
Şekil 3.15. *Schoenoplectus lacustris* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFK değerlerinin mevsimsel değişimi

3.8.4. *Potamogeton perfoliatus* L. Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları

2007 yılının temmuz ve ağustos aylarında S1 ve S2 istasyonlarından alınan *Potamogeton perfoliatus* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında belirlenen on bir elemente ait ağır metal konsantrasyonları Çizelge 3.18.' de verilmiştir. Buna göre; bütün örneklemelerde Ni, Co, As, Pb, Mo, Hg ve Cd elementlerinin en yüksek miktarda kök; Mn, Zn, Cu elementlerinin yaprak; Cr elementinin ise gövde tarafından biriktirildiği tespit edilmiştir. Tüm örneklemelerde Mn en fazla miktarda biriktirilen element, Hg' nin ise en düşük miktarda biriktirilen element olduğu gözlenmiştir.

İstasyonlar için ayrı ayrı hesaplanan TF değerleri incelendiğinde bitkide Mn, Cr, Zn ve Cu elementlerinin genellikle her iki istasyonda da 1'den yüksek

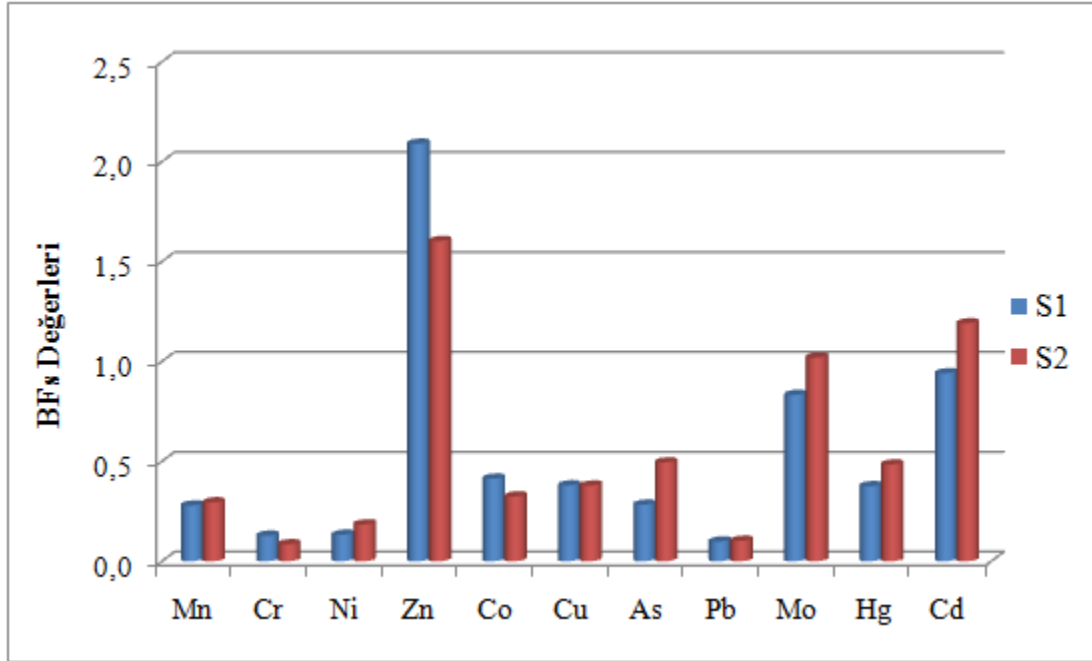
değerlerle temsil edildiği belirlenmiştir. Sadece Cr elementi için hesaplanan TF değeri S2 istasyonunda 0,9 olarak hesaplanmıştır. En yüksek TF değeri S1 istasyonunda Cr için 2,9 olarak en düşük TF değeri ise As için 0,1 olarak bulunmuştur (Şekil 3.16.).



Şekil 3.16. *Potamogeton perfoliatus* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin istasyonlara göre değişimi

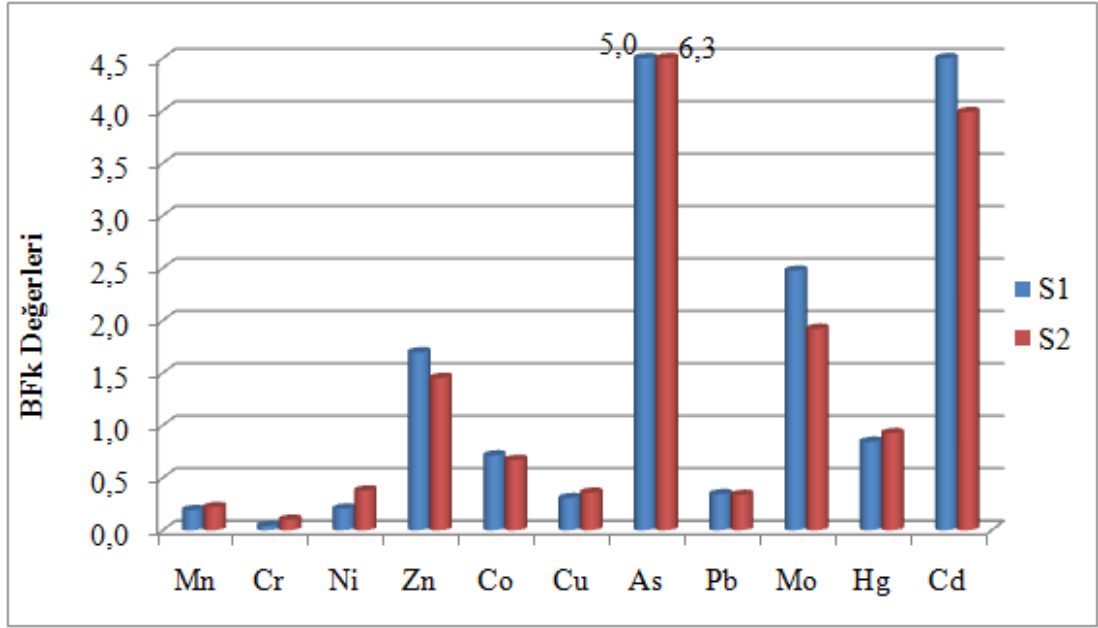
Potamogeton perfoliatus bitkisi için hesaplanan BF's değerleri, Zn, Mo ve Cd elementlerinin diğer elementlere göre yüksek değerlere sahip olduğunu ortaya koymuştur. Her iki istasyonda da 1'den yüksek değerlerle temsil edilen Zn elementinin en yüksek BF's değerine sahip olduğu belirlenmiştir. Bu değer S1 ve S2 istasyonları için sırasıyla 2,1 ve 1,6 olarak hesaplanmıştır. En düşük değer ise, Cr ve Pb elementleri için her iki istasyonda da belirlenen 0,1 değeri olmuştur. Mo ve Cd elementleri ise her iki istasyonda da 1 e yaklaşık değerler göstermesine karşılık S2

istasyonundaki BF's değerlerinin S1'e göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (şekil 3.17.).



şekil 3.17. *Potamogeton perfoliatus* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BF's değerlerinin istasyonlara göre değişimi

Sedimentten bitkinin kök kısmına geçiş oranlarının göstergesi olarak kullanılan BFk değerleri bitkide çok yüksek oranlarda bulunmuştur. Özellikle As ve Cd elementleri için hesaplanan BFk değerlerinin 1 den oldukça büyük oldukları belirlenmiştir. Buna göre S1 ve S2 istasyonlarında bu iki elemente ait BFk değerleri sırasıyla 5,0-6,3 ve 4,5-4,0 olarak hesaplanmıştır. Bu elementleri takiben Mo, Zn, Hg ve Co elementlerinin yüksek BFk değerlerine sahip olduğu grlmüştur. Mn, Cr, Ni, Cu ve Pb elementleri için hesaplanan BFk değerleri ise 0,5' in altında bulunmuştur (şekil 3.18.).



Şekil 3.18. *Potamogeton perfoliatus* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFK değerlerinin istasyonlara göre değişimi

Çizelge. 3.18. 2007 yılında S1 ve S2 istasyonundan alınan *Potamegeton perfoliatus* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)

			Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
S1	Tem.07	Kök	63,40	16,20	21,70	33,20	18,30	1,50	23,00	8,40	14,00	1,50	6,10
		Gövde	113,60	35,30	5,40	27,80	1,90	4,10	1,40	1,20	4,00	0,50	1,10
		Yaprak	181,80	11,10	16,10	42,80	5,70	5,90	2,10	1,00	2,80	0,50	0,60
	Tüm Bitki Ort.		119,60	20,87	14,40	34,60	8,63	3,83	8,83	3,53	6,93	0,83	2,60
S1	Ağu.07	Kök	175,60	5,40	10,10	73,00	10,20	5,40	172,10	3,20	3,60	0,80	1,80
		Gövde	159,80	36,20	7,10	63,70	7,20	3,90	6,30	1,50	3,10	0,50	0,70
		Yaprak	220,50	11,00	9,90	120,90	8,70	7,00	12,40	1,20	1,80	0,60	0,80
	Tüm Bitki Ort.		185,30	17,53	9,03	85,87	8,70	5,43	63,60	1,97	2,83	0,63	1,10
S2	Tem.07	Kök	177,40	37,00	21,50	31,80	14,50	1,60	67,10	5,00	5,10	1,20	3,80
		Gövde	135,70	41,50	8,40	22,00	8,30	2,70	8,60	1,60	2,10	0,60	0,70
		Yaprak	298,90	9,40	19,40	48,90	6,40	7,70	11,70	3,20	2,10	0,90	0,80
	Tüm Bitki Ort.		204,00	29,30	16,43	34,23	9,73	4,00	29,13	3,27	3,10	0,90	1,77
S2	Ağu.07	Kök	55,90	26,10	19,80	69,10	13,90	9,50	161,10	7,00	7,60	1,30	2,90
		Gövde	45,10	45,50	5,30	62,80	6,90	3,90	10,90	1,60	3,20	0,60	1,70
		Yaprak	133,20	8,00	7,50	89,20	5,90	9,80	5,90	1,30	5,80	0,50	0,90
	Tüm Bitki Ort.		78,07	26,53	10,87	73,70	8,90	7,73	59,30	3,30	5,53	0,80	1,83

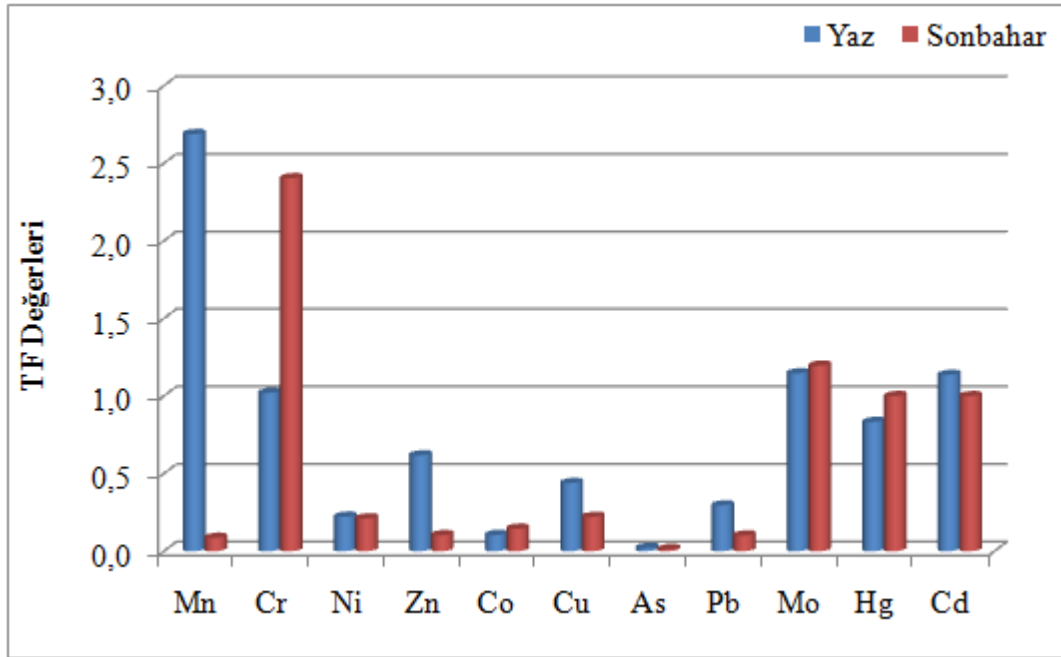
3.8.5. *Typha angustifolia* L. Bitkisinde Ağır Metal Konsantrasyonları

2007 yılının ağustos ve ekim aylarında S3 istasyonundan alınabilen *Typha angustifolia* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen 11 elemente ait konsantrasyon değerleri Çizelge 3.19.'da verilmiştir. Buna göre; Mn elementinin Ağustos ayında yaprakta Ekim ayında ise kökte yüksek oranda biriktirildiği tespit edilmiştir. Cr ve Mo elementlerinin gövde, Ni, Zn, Co, Cu, As, Pb elementlerinin ise kök tarafından yüksek oranda biriktirildiği belirlenmiştir. Hg elementi bitkinin farklı kısımlarında yaklaşık değerler göstermiştir. Cd elementi ise ağustos ayında yaprak tarafından yüksek oranda biriktirilirken ekim ayında bitkinin her üç kısmında da eşit konsantrasyonda ölçülmüştür. On bir element içerisinde en fazla miktarda biriktirilen element Mn olurken en düşük konsantrasyonda biriktirilen element Hg olarak belirlenmiştir. *Typha angustifolia* bitkisi tarafından biriktirilen en yüksek Mn konsantrasyonunun kök kısmında 1862 µg/g değerinde olduğu tespit edilmiştir. En düşük konsantrasyonda tespit edilen Hg ise gövde ve yaprak tarafından 0,5 µg/g miktarında biriktirilmiştir. Her iki örnekleme tüm bitki ortalama değerleri üzerinden mevsimsel olarak değerlendirilirse, Mn, Ni, Zn, As, Pb, Mo elementlerinin miktarlarında sonbaharı temsil eden ekim ayında yükselme gözlemlenirken, Cr, Co; Cu, Cd elementlerinin yaz mevsimini temsil eden ağustos ayında sonbahara göre daha yüksek konsantrasyona sahip oldukları görülmüştür. Hg elementi her ne kadar ekim ayında yüksek konsantrasyonda tespit edilmiş olsa da bu değerlerin birbirine oldukça yakın olduğu gözlenmiştir (Çizelge 3.19.).

Çizelge. 3.19. 2007 yılının Ağustos ve Ekim aylarında S3 istasyonundan alınan *Typha angustifolia* bitkisinin kök, gövde ve yaprak kısımlarında tespit edilen ağır metal miktarları ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık)

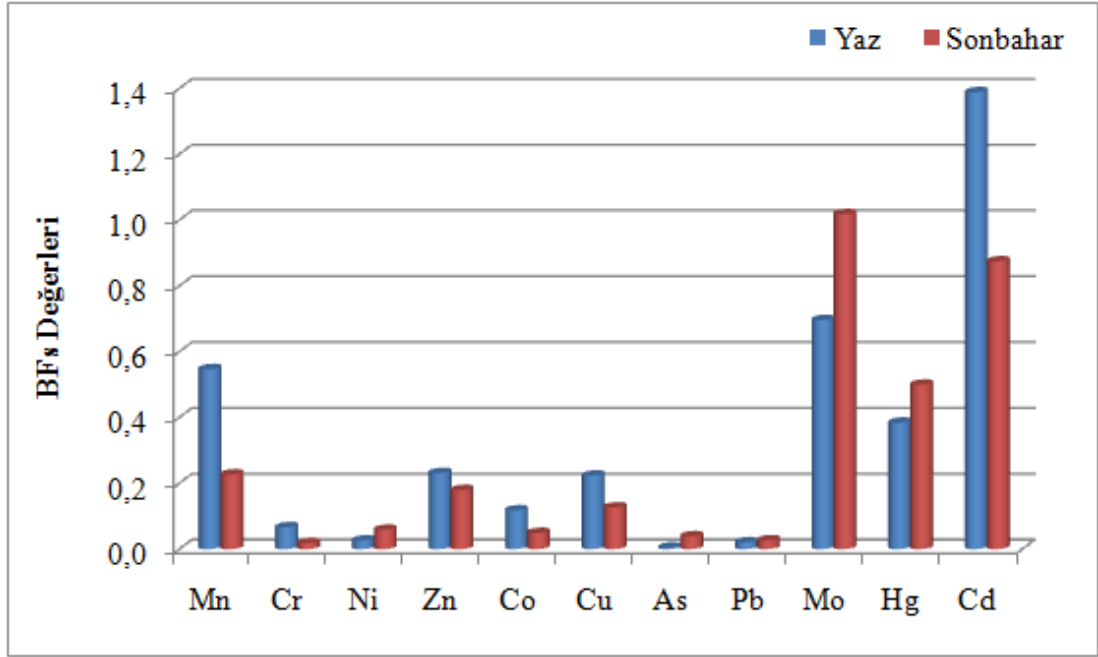
			Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
S3	Ağu.07	Kök	214,30	21,90	11,00	30,50	12,40	13,20	16,80	2,20	1,70	0,60	1,10
		Gövde	404,10	32,60	2,90	23,30	1,50	7,60	0,30	0,50	2,10	0,50	0,70
		Yaprak	748,30	12,10	2,00	14,40	1,10	4,00	0,40	0,80	1,80	0,50	1,80
		Tüm Bitki Ort.	455,57	22,20	5,30	22,73	5,00	8,27	5,83	1,17	1,87	0,53	1,20
S3	Eki.07	Kök	1862,00	7,30	15,60	105,40	9,30	7,90	62,80	5,40	2,30	0,60	0,70
		Gövde	101,60	27,30	3,30	9,10	1,00	1,70	0,90	0,50	3,40	0,60	0,70
		Yaprak	220,20	7,80	3,30	12,70	1,70	1,80	0,80	0,60	2,10	0,60	0,70
		Tüm Bitki Ort.	727,93	14,13	7,40	42,40	4,00	3,80	21,50	2,17	2,60	0,60	0,70

Typha angustifolia bitkisi için hesaplanan TF değerleri mevsimsel olarak değerlendirildiğinde, Mn, Cr, Mo, Hg ve Cd elementleri için bu değerler genellikle her iki mevsimde de 1 ve 1' den büyük olarak hesaplanmasına rağmen Mn elementi için sonbaharda belirlenen 0,1 ve yaz mevsiminde Hg için hesaplanan 0,8 (1'e yaklaşık olmasına rağmen) değeri farklılık göstermiştir. Hesaplanan en yüksek TF değeri Mn için yaz mevsiminde 2,7 olarak bulunmuştur. Bunlar dışındaki elementlerin düşük TF değerleri ile temsil edildiği belirlenmiştir (Şekil 3.19).



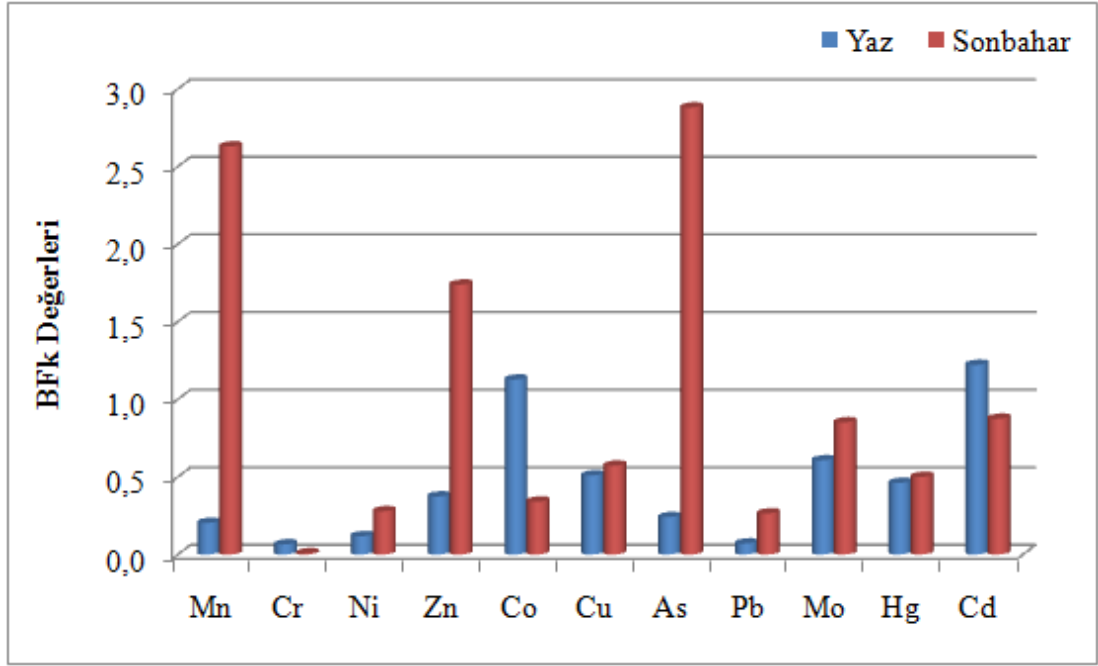
Şekil 3.19. *Typha angustifolia* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait TF değerlerinin mevsimsel değişimi

Hesaplanan BF's değerleri incelendiğinde Mo ve Cd elementlerinin 1'e yaklaşık değerler gösterdiği görülmüştür. Molibden elementine ait BF's değeri sonbaharda yükselme gösterirken Cd elementi için hesaplanan BF's değeri düşük göstermiştir. Bu iki element dışındaki elementlere ait BF's değerlerinin ise 0,5 den düşük olduğu belirlenmiştir (Şekil 3.20).



Şekil 3.20. *Typha angustifolia* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFs değerlerinin mevsimsel değişimi

BFk değerlerine göre *Typha angustifolia* bitkisi incelendiğinde Mn, Zn, As elementleri için sonbaharda yüksek BFk değerleri hesaplanmıştır. Bunlar sırasıyla 2,6; 1,7 ve 2,9 olarak belirlenmiştir. Bu elementlere ait yazın hesaplanan BFk değerlerinin ise 0,5 den düşük olduğu görülmüştür. Co ve Cd elementleri için sırasıyla 1,1 ve 1,2 olarak hesaplanan BFk değerleri ise yaz mevsiminde tespit edilmiştir. Buna karşılık bu elementlere ait BFk değerlerinin ise sonbaharda düşüş gösterdiği belirlenmiştir. Bu değerler sırasıyla 0,3 ve 0,9 olarak hesaplanmıştır. Mo elementi içinse yaz mevsiminde 0,6 olan BFk değeri sonbaharda 0,9'a yükselme göstermiştir (Şekil 3.21.).



Şekil 3.21. *Typha angustifolia* bitkisinde belirlenen on bir elemente ait BFK değerlerinin mevsimsel değişimi

3.9. Bitki Organ Yapıları Arasında Fark Analizi

Phragmites australis bitkisine ait kısımlar arasında yapılan fark analizi sonucunda kök ve gövde arasında Cr ve Cu haricindeki elementlerin önemli farklılık gösterdiği belirlenmiştir ($p < 0,05$). Kök ile yaprak arasındaki farklılık ise Mn elementi haricinde bütün elementlerde gözlenmiştir ($p < 0,05$). En fazla birikimin kökte belirlendiği *Phragmites australis* bitkisinde gövde ile yaprak arasındaki farklılık Mn ve Cr elementleri için ortaya çıkmıştır ($p < 0,05$). Yapılan inceleme sonucunda da bu iki bitki kısmı açısından Mn ve Cr elementleri değerlendirildiğinde, Mn'nin yaprakta, Cr'un ise gövde de fazla miktarda biriktirildiği görülmüştür.

Schoenoplectus triqueter bitkisi incelendiğinde her iki istasyonda da Mn, Cr, Hg ve Cd elementleri haricinde diğerlerinin kök ve gövde kısımları arasındaki

farklılıklarının önemli olduğu dikkat çekmiştir ($p<0,05$). Kök ve yaprak kısımları arasındaki farklılık incelendiğinde S1 istasyonundan alınan örneklerde Mn, Cr, Hg ve Cd elementleri haricinde farklılıkların önemli olduğu görülürken, S2'den alınan örneklerde Zn, Co, As, Mo, Pb açısından farklılıkların önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). Gövde ve yaprak kısımları arasındaki farklılık ise As açısından önemli bulunmuştur ($p<0,05$). As elementinin genellikle yaprak tarafından daha fazla biriktirildiği tespit edilmiştir.

Schoenoplectus lacustris bitkisinde kök ve gövde arasında Mn, Cr, Mo ve Cd haricinde diğer elementler arasındaki farklılık önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Kök ve yaprak kısımları arasında da Mn, Cr, Co, Mo ve Cd haricindeki elementler önemli derecede farklı bulunmuştur ($p<0,05$). *Schoenoplectus triqueter* bitkisinde olduğu gibi gövde ile yaprak arasında farklı bulunan element As olmuştur ($p<0,05$). Bu bitkide de yaprak tarafından As'in daha fazla biriktirildiği tespit edilmiştir. *Potamogeton perfoliatus* bitkisi için kök ve gövde kısımları arasında Mn, Cr, Zn ve Cu dışındaki elementler farklılık göstermiştir ($p<0,05$). Kök ve yaprak kısımları arasında önemli farklılıkların görüldüğü elementler ise Co, As, Pb, Hg ve Cd olmuştur ($p<0,05$). Cr, Ni ve Cu elementleri ise gövde ile yaprak arasında önemli fark gösteren elementler olarak bulunmuştur ($p<0,05$). Her bitki için ayrı ayrı yapılan korelasyon analizi sonucunda da sediment ve bitki kısımları arasında yüksek değerlerde ve istatistik olarak önemli korelasyon katsayıları belirlenmiştir (Çizelge 3.20, Çizelge 3.21, Çizelge 3.22)

Çizelge 3.20. Sediment örnekleri ile bitki kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment)

<i>Phragmites australis</i>				<i>Potamogeton perfoliatus</i>			
S1M07 K	S1M07 G	S1M07 Y	S1M07 S	S1T07 K	S1T07 G	S1T07 Y	S1T07 S
S1M07 K	1,000	0,627	0,618	S1T07 K	1,000	0,638	0,711
S1M07 G		1,000	0,936	S1T07 G		1,000	0,964
S1M07 Y			1,000	S1T07 Y			1,000
S1M07 S			1,000	S1T07 S			1,000
S2M07 K	S2M07 G	S2M07 Y	S2M07 S	S1A07 K	S1A07 G	S1A07 Y	S1A07 S
S2M07 K	1,000	0,882	0,752	S1A07 K	1,000	0,866	0,943
S2M07 G		1,000	0,943	S1A07 G		1,000	0,936
S2M07 Y			1,000	S1A07 Y			1,000
S2M07 S			1,000	S1A07 S			1,000
S3M07 K	S3M07 G	S3M07 Y	S3M07 S	S2T07 K	S2T07 G	S2T07 Y	S2T07 S
S3M07 K	1,000	0,706	0,627	S2T07 K	1,000	0,918	0,809
S3M07 G		1,000	0,738	S2T07 G		1,000	0,909
S3M07 Y			1,000	S2T07 Y			1,000
S3M07 S			1,000	S2T07 S			1,000
S3T07 K	S3T07 G	S3T07 Y	S3T07 S	S2A07 K	S2A07 G	S2A07 Y	S2A07 S
S3T07 K	1,000	0,752	0,582	S2A07 K	1,000	0,918	0,770
S3T07 G		1,000	0,966	S2A07 G		1,000	0,834
S3T07 Y			1,000	S2A07 Y			1,000
S3T07 S			1,000	S2A07 S			1,000

Çizelge 3.21. Sediment örnekleri ile S1 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistikî öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment)

	<i>Schoenoplectus triqueter</i>			
	S1T07 K	S1T07 G	S1T07 Y	S1T07 S
S1T07 K	1,000	0,718	0,855	0,909
S1T07 G		1,000	0,909	0,745
S1T07 Y			1,000	0,800
S1T07 S				1,000
	S1A07 K	S1A07 G	S1A07 Y	S1A07 S
S1A07 K	1,000	0,574	0,764	0,891
S1A07 G		1,000	0,888	0,729
S1A07 Y			1,000	0,745
S1A07 S				1,000
	S1E07 K	S1E07 G	S1E07 Y	S1E07 S
S1E07 K	1,000	0,881	0,863	0,861
S1E07 G		1,000	0,991	0,825
S1E07 Y			1,000	0,788
S1E07 S				1,000
	S1N08 K	S1N08 G	S1N08 Y	S1N08 S
S1N08 K	1,000	0,636	0,791	0,809
S1N08 G		1,000	0,918	0,782
S1N08 Y			1,000	0,782
S1N08 S				1,000
	S1M08 K	S1M08 G	S1M08 Y	S1M08 S
S1M08 K	1,000	0,847	0,882	0,873
S1M08 G		1,000	0,989	0,797
S1M08 Y			1,000	0,845
S1M08 S				1,000
	S1T08 K	S1T08 G	S1T08 Y	S1T08 S
S1T08 K	1,000	0,427	0,752	0,527
S1T08 G		1,000	0,843	0,664
S1T08 Y			1,000	0,765
S1T08 S				1,000
	S1A08 K	S1A08 G	S1A08 Y	S1A08 Y
S1A08 K	1,000	0,509	0,852	0,809
S1A08 G		1,000	0,861	0,673
S1A08 Y			1,000	0,888
S1A08 Y				1,000

Çizelge 3.22. Sediment örnekleri ile S2 istasyonundan alınan *Schoenoplectus triqueter* kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistikî öneme sahip ($p < 0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment)

	<i>Schoenoplectus triqueter</i>			
	S2T07 K	S2T07 G	S2T07 Y	S2T07 S
S2T07 K	1,000	0,618	0,827	0,729
S2T07 G		1,000	0,918	0,811
S2T07 Y			1,000	0,747
S2T07 S				1,000
	S2A07 K	S2A07 G	S2A07 Y	S2A07 S
S2A07 K	1,000	0,473	0,752	0,682
S2A07 G		1,000	0,925	0,673
S2A07 Y			1,000	0,802
S2A07 S				1,000
	S2E07 K	S2E07 G	S2E07 Y	S2E07 S
S2E07 K	1,000	0,598	0,741	0,706
S2E07 G		1,000	0,961	0,715
S2E07 Y			1,000	0,763
S2E07 S				1,000
	S2N08 K	S2N08 G	S2N08 Y	S2N08 S
S2N08 K	1,000	0,864	0,733	0,855
S2N08 G		1,000	0,943	0,827
S2N08 Y			1,000	0,733
S2N08 S				1,000
	S2M08 K	S2M08 G	S2M08 Y	S2M08 S
S2M08 K	1,000	0,825	0,825	0,809
S2M08 G		1,000	0,997	0,838
S2M08 Y			1,000	0,838
S2M08 S				1,000
	S2T08 K	S2T08 G	S2T08 Y	S2T08 S
S2T08 K	1,000	0,580	0,845	0,664
S2T08 G		1,000	0,883	0,813
S2T08 Y			1,000	0,845
S2T08 S				1,000
	S2A08 K	S2A08 G	S2A08 Y	S2A08 S
S2A08 K	1,000	0,542	0,800	0,709
S2A08 G		1,000	0,902	0,747
S2A08 Y			1,000	0,845
S2A08 S				1,000

Çizelge 3.23. Sediment örnekleri ile *Schoenoplectus lacustris* bitki kısımları ve *Typha angustifolia* bitki kısımları arasındaki korelasyon katsayıları (r). İstatistiki öneme sahip ($p<0,05$) r değerleri kalın karakter formatıyla gösterilmiştir. (K: Kök, G: Gövde, Y: Yaprak, S: Sediment)

<i>Schoenoplectus lacustris</i>				
	S3N 08 K	S3N 08 G	S3N 08 Y	S3N 08 S
S3N 08 K	1,000	0,907	0,918	0,855
S3N 08 G		1,000	0,966	0,779
S3N 08 Y			1,000	0,882
S3N 08 S				1,000
	S3M 08 K	S3M 08 G	S3M 08 Y	S3M08 S
S3M 08 K	1,000	0,801	0,774	0,916
S3M 08 G		1,000	0,952	0,738
S3M 08 Y			1,000	0,764
S3M08 S				1,000
	S3T08 K	S3T08 G	S3T08 Y	S3T08 S
S3T08 K	1,000	0,765	0,727	0,918
S3T08 G		1,000	0,984	0,774
S3T08 Y			1,000	0,773
S3T08 S				1,000
	S3A 08 K	S3A 08 G	S3A08 Y	S3A08 S
S3A 08 K	1,000	0,743	0,927	0,864
S3A 08 G		1,000	0,788	0,670
S3A08 Y			1,000	0,809
S3A08 S				1,000
<i>Typha angustifolia</i>				
	S3A07 K	S3A07 G	S3A07 Y	S3A07 S
S3A07 K	1,000	0,661	0,642	0,836
S3A07 G		1,000	0,973	0,629
S3A07 Y			1,000	0,592
S3A07 S				1,000
	S3E07 K	S3E07 G	S3E07 Y	S3A07 S
S3E07 K	1,000	0,582	0,688	0,755
S3E07 G		1,000	0,980	0,727
S3E07 Y			1,000	0,770
S3A07 S				1,000

3.10. Su Örneklerinde Tespit Edilen Ağır Metal Konsantrasyonları

Çalışma periyodu süresince üç istasyondan alınan su örneklerinde, iki farklı metot uygulanarak gerçekleştirilen analiz işlemleri sonucunda tez çalışmasında değerlendirilen 11 ağır metal içerisinden Cd, Zn, Mn, Cu ve Ni elementlerinin konsantrasyonları belirlenmiş olup diğer element konsantrasyonlarının 0,001 ppm den düşük olması sebebiyle okuma işlemi gerçekleştirilememiştir. Yapılan üç tekrarlı okuma sonucunda elde edilen ortalama değerler ve standart sapma miktarları istasyonlar için ayrı ayrı ele alınmıştır.

3.10.1. İstasyon 1

Çalışma süresince S1'den alınan su örneklerinde belirlenen ağır metallere ait konsantrasyon aralıkları Mn: 0,000-0,007 mg/L, Zn: 0,001-0,022 mg/L, Ni: 0,006- 0,061, Cu: 0,008-0,021 olarak belirlenmiştir. Cd elementinin konsantrasyonu ise sadece 2008 yılının Nisan ayı örneklemeğinde 0,001 mg/L olarak ölçülmüştür. Tespit edilebilen elementler içerisinde 2007 yılı için hesaplanan ortalama konsantrasyonlar değerlendirildiğinde 0,020 mg/L ile en fazla miktarda Cu elementinin bulunduğu görülmüştür. 2008 yılında Mn, Zn, Ni elementlerinin konsantrasyonlarında görülen artışla birlikte Cu element konsantrasyonunun düşüş gösterdiği görülmüştür. Ni; 0,041 mg/L ile en yüksek konsantrasyondaki element olarak belirlenmiştir (Çizelge 3.20. ve Çizelge 3.21.).

3.10.2. İstasyon 2

Çalışma periyodu süresince S2 istasyonundan alınan su örneklerinde belirlenen ağır metallere ait konsantrasyon aralıkları Mn: 0,000-0,003 mg/L, Zn: 0,001-0,012 mg/L, Ni: 0,006-0,043, Cu: 0,018-0,022 mg/L arasında değiştiği görülmüştür. Cd; S1 istasyonunda olduğu gibi en düşük miktarda belirlenen element olmuştur. 2007 ortalama verileri değerlendirildiğinde Cu ve Ni elementleri 0,020 mg/L ile en yüksek konsantrasyonda hesaplanmıştır. Ancak her iki element aynı değerlerde temsil edilmekle birlikte Ni elementi örneklemelemlerde farklı konsantrasyonlarda belirlenirken, Cu tüm örneklemelemlerde birbirine yaklaşık değerler göstermiştir. Yaz mevsiminde Ni daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. 2008 yılı ortalama verileri değerlendirildiğinde Ni, 0,034 mg/L ile en yüksek konsantrasyondaki element olarak dikkat çekmiştir. 2007 yılına göre artış gösteren Ni konsantrasyonuna karşılık Mn, Zn, Cu miktarlarında azda olsa bir düşüş gözlenmiştir (Çizelge 3.24 ve Çizelge 3.25.).

3.10.3. İstasyon 3

Çalışma periyodu süresince alınan su örneklerinde belirlenen ağır metal konsantrasyon aralıkları Mn: 0,001-0,009 mg/L, Zn: 0,001-0,013 mg/L, Ni: 0,013-0,127 mg/L, Cu: 0,018-0,020 arasında değişiklik göstermiştir. Genellikle 0,000 mg/l değerinde ölçülen Cd elementinin konsantrasyonu her iki yılın Kasım ayında 0,001 mg/L olarak belirlenmiştir. 2007 ortalama verileri değerlendirildiğinde en yüksek konsantrasyondaki elementin Ni olduğu görülmüştür. Bu elementi Cu, Mn, ve Zn elementlerinin izlediği görülmüştür (Çizelge 3.24.). Ni elementinin 2007 yılı için en

yüksek konsantrasyonu olan 0,112 mg/L değeri ilkbahar mevsimini temsil eden Mayıs örneklemeinde tespit edilmekle birlikte 2008 yılında en yüksek konsantrasyonu Ekim ayında belirlenmiştir. 2008 ortalama verileri değerlendirildiğinde Ni, Mn, Zn konsantrasyonlarında artış olduğu belirlenmiştir (Çizelge 3.25.). Fakat bu artış miktarlarının Mn ve Zn için çok yüksek olmadığı görülmüştür.

Çizelge 3.24. 2007 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan su örneklerinde belirlenen ortalama ağır metal konsantrasyonları ve standart sapma değerleri (mg/L)

Tarih	İstasyon	Mn	Zn	Ni	Cu	Cd
Mayıs 2007	S1	0,002±0,000	0,001±0,000	0,009±0,002	0,021±0,000	0,000±0,000
	S2	0,003±0,000	0,008±0,000	0,014±0,005	0,022±0,000	0,000±0,000
	S3	0,001±0,000	0,001±0,000	0,112±0,002	0,020±0,000	0,000±0,000
Temmuz 2007	S1	0,007±0,000	0,003±0,000	0,006±0,001	0,020±0,000	0,000±0,000
	S2	0,003±0,000	0,012±0,000	0,028±0,008	0,020±0,000	0,000±0,000
	S3	0,007±0,000	0,002±0,000	0,038±0,002	0,019±0,000	0,000±0,000
Ağustos 2007	S1	0,000±0,000	0,003±0,000	0,011±0,004	0,019±0,000	0,000±0,000
	S2	0,001±0,000	0,002±0,000	0,024±0,003	0,018±0,000	0,001±0,000
	S3	0,001±0,000	0,006±0,000	0,052±0,006	0,019±0,000	0,000±0,000
Ekim 2007	S1	0,004±0,000	0,002±0,000	0,008±0,002	0,019±0,000	0,000±0,000
	S2	0,001±0,000	0,003±0,000	0,027±0,002	0,019±0,000	0,000±0,000
	S3	0,003±0,000	0,002±0,000	0,035±0,002	0,019±0,000	0,000±0,000
Kasım 2007	S1	0,004±0,000	0,004±0,000	0,012±0,005	0,019±0,000	0,000±0,000
	S2	0,000±0,000	0,002±0,000	0,006±0,003	0,019±0,000	0,001±0,000
	S3	0,006±0,000	0,004±0,000	0,013±0,001	0,019±0,000	0,001±0,000
Ortalama	S1	0,003±0,003	0,003±0,001	0,009±0,002	0,020±0,001	0,000±0,000
	S2	0,002±0,001	0,005±0,004	0,020±0,009	0,020±0,002	0,000±0,000
	S3	0,004±0,003	0,003±0,002	0,050±0,037	0,019±0,000	0,000±0,000

Çizelge 3.25. 2008 yılında, örnekleme istasyonlarından alınan su örneklerinde belirlenen ortalama ağır metal konsantrasyonları ve standart sapma değerleri (mg/L)

Tarih	İstasyon	Mn	Zn	Ni	Cu	Cd
Nisan 2008	S1	0,004±0,000	0,022±0,000	0,061±0,001	0,008±0,000	0,001±0,000
	S2	0,001±0,000	0,002±0,000	0,025±0,006	0,018±0,000	0,000±0,000
	S3	0,003±0,000	0,005±0,000	0,045±0,004	0,019±0,000	0,000±0,000
Mayıs 2008	S1	0,003±0,000	0,011±0,000	0,053±0,007	0,018±0,000	0,000±0,000
	S2	0,001±0,000	0,009±0,000	0,029±0,002	0,019±0,000	0,000±0,000
	S3	0,002±0,000	0,013±0,000	0,033±0,001	0,019±0,000	0,000±0,000
Temmuz 2008	S1	0,005±0,000	0,003±0,001	0,041±0,001	0,018±0,000	0,000±0,000
	S2	0,001±0,000	0,002±0,000	0,040±0,009	0,018±0,000	0,000±0,000
	S3	0,005±0,000	0,001±0,000	0,058±0,005	0,018±0,000	0,000±0,000
Ağustos 2008	S1	0,004±0,000	0,002±0,000	0,030±0,007	0,018±0,000	0,000±0,000
	S2	0,000±0,000	0,001±0,000	0,032±0,014	0,018±0,000	0,000±0,000
	S3	0,002±0,000	0,002±0,000	0,052±0,019	0,018±0,000	0,000±0,000
Ekim 2008	S1	0,002±0,000	0,004±0,000	0,016±0,002	0,018±0,000	0,000±0,000
	S2	0,000±0,000	0,003±0,000	0,037±0,009	0,018±0,000	0,000±0,000
	S3	0,009±0,000	0,009±0,000	0,127±0,028	0,018±0,000	0,000±0,000
Kasım 2008	S1	0,003±0,000	0,003±0,000	0,044±0,010	0,018±0,000	0,000±0,000
	S2	0,001±0,000	0,003±0,000	0,043±0,021	0,018±0,000	0,001±0,000
	S3	0,009±0,000	0,005±0,000	0,063±0,011	0,019±0,000	0,001±0,000
Ortalama	S1	0,004±0,001	0,008±0,007	0,041±0,016	0,016±0,004	0,000±0,000
	S2	0,001±0,001	0,004±0,003	0,034±0,007	0,018±0,000	0,000±0,000
	S3	0,005±0,003	0,006±0,004	0,063±0,033	0,019±0,001	0,000±0,000

3.11. Fiziksel ve Kimyasal Parametreler

Mayıs 2007 ve Kasım 2008 tarihleri arasında gerçekleştirilen bu çalışmada Kapulukaya Baraj Gölü içerisindeki iki istasyondan (S1 ve S2) ve aşağı havzasını içine alan üçüncü örnekleme istasyonundan (S3) alınan su örneklerinde tespit edilen fiziksel ve kimyasal değişkenlere ait değerler Çizelge 3.22.'de verilmiştir.

Azot (Amonyum, nitrit-nitrat) konsantrasyonlarında görülen mevsimsel değişimler, bahar aylarında tespit edilen yüksek değerler ile karakterize edilmiştir. İstasyonlar karşılaştırıldığında, S3'ün diğerlerine göre genellikle daha yüksek amonyum ve nitrit-nitrat konsantrasyonları ile temsil edildiği belirlenmiştir.

Çalışma periyodu boyunca, sülfat değerlerinin Kıta İçi Su Kaynakları kalite sınıfları dikkate alındığında her üç istasyonda da IV. sınıf (çok kirlenmiş) kategorisinde değerlendirmeye neden olacak şekilde çok yüksek konsantrasyonlarda olduğu saptanmıştır.

Genellikle istasyon 1 ve istasyon 2 de istasyon 3'e göre yüksek olan bulanıklık değerlerinin askıda katı madde miktarı ile doğrusal bir ilişki gösterdiği gözlenmiştir. Bulanıklık değerlerinin yüksek olduğu bölgede askıda katı madde miktarında da artış olduğu tespit edilmiştir.

Bütün istasyonlarda iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde ve tuzluluk değerlerindeki benzer iniş çıkışlar bu parametreler arasındaki doğrusal ilişki olduğuna işaret etmiştir. Nitekim, S3 istasyonunda iletkenlik değerlerinin en yüksek seviyede ölçüldüğü 2008 yılının sonbahar aylarında, TDS ve tuzluluk değerlerinin de en yüksek seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir.

Çalışma süresince, 142-392 mg/L arasında değişiklik gösteren alkalinite değerlerinin genellikle istasyon 3 de diğer istasyonlara göre yüksek miktarlarda olduğu tespit edilmiştir.

Her üç istasyonda da birbirine yaklaşık olan pH, 7,78 ile 8,59 arasında değişen değerler göstermiştir. Yaz aylarında düşük olan silikat konsantrasyonlarının, sonbahar aylarında her üç istasyonda da artış gösterdiği belirlenmiştir. İstasyon 3'ün diğer iki istasyona göre genellikle daha yüksek silikat değerleri ile temsil edildiği görülmüştür. Nitekim çalışma süresince karşılaşılan en yüksek silikat konsantrasyonu S3 istasyonunda, sonbahar ayında ölçülmüştür.

Çalışma süresince oksijensizlikle hiç karşılaşılmamıştır. En düşük oksijen miktarı 6,65 mg/L ile istasyon 3 de ölçülmüştür. Sıcaklık verileri incelendiğinde istasyon 3'ün genellikle diğer istasyonlara göre daha düşük sıcaklıklara sahip olduğu görülmüştür. En düşük sıcaklık istasyon 3 de sonbahar aylarında ölçülürken en yüksek sıcaklık değeri istasyon 2 de yaz ayında belirlenmiştir.

Çizelge 3.26. Örnekleme istasyonlarında ölçülen fiziksel ve kimyasal değişkenlerin değerleri

	TP (µg/L)			SRP (µg/L)			Klorofil- <i>a</i> (µg/L)			Sülfat (mg/L)		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
09.05.2007	16,15	18,46	25,38	3,11	4,66	4,66	2,58	2,82	1,76	470,75	481,25	470,75
23.07.2007	23,08	18,46	18,46	6,22	4,66	3,11	4,22	1,41	1,41	554,75	488,25	525,00
22.08.2007	41,54	20,77	16,15	3,11	3,11	6,22	3,99	3,99	5,28	567,00	483,00	570,50
25.10.2007	23,08	11,54	9,23	7,77	6,22	4,66	9,50	8,45	2,82	607,25	516,25	558,25
28.11.2007	50,77	25,38	18,46	9,33	3,11	1,55	8,68	3,29	0,53	542,50	490,00	448,00
30.04.2008	20,77	13,85	18,46	1,55	4,66	3,11	10,56	6,34	4,22	511,00	465,50	441,00
28.05.2008	16,15	25,38	50,77	6,22	1,55	6,22	2,82	3,17	2,11	623,00	581,00	556,50
24.07.2008	11,54	30,00	30,00	1,55	4,66	6,22	1,41	0,35	3,17	621,25	563,50	539,00
28.08.2008	9,23	23,08	32,31	3,11	3,11	3,11	1,76	2,46	2,82	560,00	493,50	528,50
20.10.2008	6,92	23,08	237,69	1,55	3,11	90,14	1,76	2,46	1,76	630,00	518,00	801,50
12.11.2008	9,23	20,77	25,38	1,55	3,11	12,43	3,52	3,52	1,76	654,50	616,00	682,50
	Amonyum (µg/L)			Nitrit+Nitrat (µg/L)			Alkalinite (mg/L)			Silikat (mg/L)		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
09.05.2007	20,58	32,75	35,55	85,54	119,75	145,41	258	246	250	4,21	3,81	4,20
23.07.2007	26,20	28,07	33,68	8,55	2,85	17,11	256	216	208	3,81	3,64	4,07
22.08.2007	13,10	15,91	22,46	5,70	8,55	11,40	174	182	212	3,93	3,87	3,99
25.10.2007	37,43	41,17	50,52	125,45	57,02	305,08	232	230	250	4,78	4,79	4,27
28.11.2007	24,33	54,27	58,94	225,24	159,67	322,19	248	240	248	4,88	5,27	5,80
30.04.2008	11,23	17,78	41,17	96,94	85,54	111,20	228	226	228	2,92	2,91	3,59
28.05.2008	0,94	4,68	29,00	2,85	51,32	116,90	222	218	224	3,49	2,87	3,09
24.07.2008	9,36	18,71	7,49	2,85	8,55	39,92	200	188	234	3,13	4,40	4,52
28.08.2008	28,07	4,68	29,00	2,85	2,85	28,51	216	212	234	3,64	3,48	4,00
20.10.2008	0,94	12,16	123,50	2,85	39,92	929,49	142	232	392	4,29	4,32	7,12
12.11.2008	6,55	0,94	8,42	48,47	37,07	151,11	226	232	276	4,51	4,45	5,34

Çizelge 3.26. Devamı

	İletkenlik (µs/cm)			TDS (mg/L)			Tuzluluk (‰)			pH		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
09.05.2007	1585	1657	1314	777	812	640	0,8	0,8	0,7	8,24	8,30	8,29
23.07.2007	1983	1978	1842	978	977	907	1,0	1,0	0,9	8,14	8,25	8,30
22.08.2007	1542	1599	1666	753	788	808	0,8	0,8	0,8	8,14	8,25	8,30
25.10.2007	1633	1583	1587	800	775	777	0,8	0,8	0,8	8,38	8,16	8,59
28.11.2007	1438	1442	1440	698	703	703	0,7	0,7	0,7	8,30	8,17	7,93
30.04.2008	1488	1454	1433	727	709	699	0,7	0,7	0,7	8,37	8,30	8,17
28.05.2008	1599	1610	1589	785	790	778	0,8	0,8	0,8	8,20	8,42	8,20
24.07.2008	1849	1789	1767	915	884	868	0,9	0,9	0,9	8,23	8,45	8,07
28.08.2008	1778	1791	1763	874	883	867	0,9	0,9	0,9	8,10	8,15	8,14
20.10.2008	1572	1576	2140	770	772	1060	0,8	0,8	1,1	7,78	7,90	8,07
12.11.2008	1346	1411	1515	656	689	741	0,7	0,7	0,8	7,92	7,96	7,97
	Bulanıklık (NTU)			Askıda Katı Madde (mg/L)			Sıcaklık (°C)			Çözünmüş Oksijen (mg/L)		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
09.05.2007	1,3	1,1	2,3	0,0019	0,0015	0,0033	20,05	19,75	16,60	10,48	11,41	17,86
23.07.2007	4,4	6,7	1,4	0,0042	0,0046	0,0020	24,30	23,50	20,15	13,27	10,26	16,68
22.08.2007	3,9	1,2	1,4	0,0048	0,0024	0,0033	24,00	26,00	23,05	11,22	12,58	15,89
25.10.2007	7,8	6,0	1,2	0,0088	0,0052	0,0013	16,05	17,10	16,60	7,58	8,51	16,11
28.11.2007	7,5	2,4	0,6	0,0070	0,0040	0,0010	10,03	10,35	7,70	11,80	10,17	9,92
30.04.2008	4,1	3,2	3,1	0,0050	0,0048	0,0064	13,43	13,83	12,43	10,85	11,00	10,36
28.05.2008	3,8	1,9	2,2	0,0038	0,0026	0,0022	18,33	19,57	15,93	9,41	10,09	10,15
24.07.2008	1,9	6,7	1,5	0,0030	0,0208	0,0028	25,70	25,53	22,30	12,98	13,88	6,65
28.08.2008	2,2	2,3	1,4	0,0032	0,0032	0,0024	23,03	23,53	21,93	7,82	8,87	6,65
20.10.2008	1,0	1,5	2,7	0,0010	0,0014	0,0036	15,60	17,90	16,80	12,72	9,26	11,86
12.11.2008	2,2	1,5	0,4	0,0010	0,0018	0,0014	13,10	14,10	11,90	10,29	10,39	10,81

4. TARTIŞMA

Su kaynaklarının kirlenmesinde özel bir grup olarak dikkat çeken ağır metallere, organik atıklardan farklı olarak kendi kendine ayrıştırılmamaları ve ekosistemde birikerek besin zincirine dahil olmalarından dolayı yüksek ölçüde ekolojik öneme sahiptirler. Barajlarda metallere artan seviyelerinin başlıca göstergesi sedimentteki konsantrasyonlarında görülen değişiklik olarak belirtilmiştir (Loska ve Wiechula, 2003). Bu ağır metallere öncelikli kaynağı endüstriyel ve evsel atıklar, tarım faaliyetleri, rafineri atıkları, ulaşım, fosil yakıtlarının yakılması, madencilik, gibi insan kaynaklı aktiviteler olmakla birlikte, kayaların aşınması ve volkanik aktiviteler gibi doğal süreçler de sisteme ağır metal açısından katkıda bulunabilmektedir (Förstner ve Wittmann, 1983; Nriagu ve Pacyna, 1988; Chen ve Chen, 2001). Bu bağlamda Kapulukaya Baraj Gölü ve aşağı havzasından alınan sediment örnekleri için, ağır metallere bakımından sedimentlerin kirlenme düzeylerinin değerlendirilmesinde kullanılan zenginleşme faktörü ve jeoakümülyasyon indeks değerleri hesaplanmış ve bu değerlerin yapılan diğer çalışmalarda (Feng vd., 2004; Abraham ve Parker, 2008) olduğu gibi elementten elemente değişiklik gösterdiği görülmüştür.

Jeokimyasal verilerin değerlendirilmesinde zemin değerlerin seçilmesi önemli bir rol oynamaktadır. Bazı araştırmacılar tarafından zemin değeri olarak Ortalama Yerkabuğu Değerleri ya da Ortalama Yerkabuğu Yoğunlukları kullanılmakla birlikte Covelli ve Fontolan (1997) kirlenmenin araştırılacağı örnek ile kirlenme olmayan referans bir bölgeden alınan örneklerin karşılaştırılmasının daha anlamlı olduğunu belirtmiştir. Bu nedenle, çalışmada referans bölgeden alınan ana

kayaç örnekleri üzerinden araştırılan metallerin analizleri yapılmış ve bu değerler arşiv değeri olarak insan kaynaklı etkilerin değerlendirilmesinde kullanılmıştır.

Zenginleşme faktörü değerlerinin incelenmesinde kullanılan kategoriler, yapılan çalışmalarda değişiklik göstermiş ve farklı şekillerde yorumlanmıştır (Zhang ve Liu 2002; Acevedo-Figueroa vd., 2006; Yongming vd., 2006). Acevedo-Figueroa vd. (2006) tarafından belirlenen zenginleşme sınıfları, zenginleşme değerlerini daha ayrıntılı kategorilere ayırmasından dolayı bu çalışmadaki değerlendirmelerde tercih edilmiştir. Arsenik elementi bütün istasyonlarda, Ni; S1 istasyonunda çok şiddetli zenginleşme değeri gösterirken diğer istasyonlarda Ni ve Cu elementleri şiddetli zenginleşme değerlerine sahiptir. Mn ve Zn için her üç istasyonda da belirlenen orta derecede zenginleşme değerlerine karşılık Cr, Co, Mo ve Cd için düşük derecede zenginleşme belirlenmiştir. Hg ve Pb için ise hesaplanan zenginleşme değerlerinin ≤ 1 olduğu görülmüştür. Bu bulgular, bölgenin ana kayaç itibarıyla doğal olarak sahip olduğu konsantrasyonlarından az veya çok değişen miktarlarda farklılaştığını ve bu farklılığın insan kaynaklı aktivitelerin ortaya koyduğu artışlardan kaynaklandığını gösteren genel bir sonuç olarak değerlendirilmelidir. Mn, As, Ni, Cu, Zn, Cr, Co, Mo ve Cd element konsantrasyonları üzerinde insan kaynaklı bu etkinin varlığı oldukça belirgindir. Ancak, Hg ve Pb elementleri için insan kaynaklı bir etkinin olmadığı söylenmelidir.

Küçüksezgin vd. (2008) tarafından Gediz nehrinde, yapılan çalışmada hesaplanan kontaminasyon faktörü değerlerinin istasyonlar arasında farklılık gösterdiği görülmüştür. Çalışmamızda da istasyonlar için hesaplanan zenginleşme faktörü değerleri benzer zenginleşme durumlarına işaret etmekle birlikte miktar olarak farklılıkların olduğu dikkat çekmiştir. Bu çalışmada belirlenen dördüncü

istasyonda bizim çalışmamızla farklı olarak Mn için düşük, Ni, Cu, Hg ve Zn için orta derecede, Pb ve Cr için çok yüksek kontaminasyon değerleri hesaplanmıştır.

Yapılan diğer bir çalışmada Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn için hesaplanan zenginleşme faktörü değerleri sırasıyla 3,3; 2,8; 1,5; 1,6; 2,0; 1,7; 1,6 olarak bulunmuştur (Zhang vd., 2009). Nitekim bu değerler çalışmamızda Mn, Ni, Cu, Zn için hesaplanan zenginleşme faktörü değerlerinden oldukça düşük olduğu görülmektedir. Hindistan'da Yamuna nehrinde yapılan çalışmada Ni, Cd ve Cr için zenginleşme faktörü değerleri hesaplanmış ve Cd için bulunan değerlerin bizim çalışmamızdan oldukça yüksek olduğu Ni elementi için hesaplanan değerlerin ise düşük olduğu belirlenmiştir. Cr için ise yaklaşık değerlerin sergilendiği görülmüştür (Kaushik vd., 2009). Ürdün'de bulunan Al-Mujib rezervuarı sediment örneklerine ait EF değerleri Cd = 118.78, Cu = 1.66, Ni = 2.58, Mn = 1.11, Pb = 0.9 ve Zn = 3.4 olarak hesaplanmış ve EF serisi Cd>Zn>Ni>Cu>Mn>Pb olarak sıralanmıştır (Manasreh vd., 2010). Benzer şekilde Wadi Al-Arab rezervuarında yapılan çalışmada da EF değerlerine göre elementlerin Cd>Zn>Cu olarak sıralandığı belirtilmiştir (Ghrefat ve Yusuf, 2006). Yukarıda anlatılan bir çok örnekten anlaşılacağı üzere, farklı çalışmalarda değişik zenginleşme faktörü açığa çıkabilmektedir. Bu durum, ağır metal birikiminin her bir bölgede "aktivite düzeyine" bağlı olarak farklı yük miktarlarının ortaya çıkmasından kaynaklanacağı doğal sonucu ortaya koymaktadır. Ayrıca, her bir elementin, başlangıçta salınan yük miktarlarının doğadaki akibetini etkileyen fiziksel ve kimyasal olarak çok sayıda etken bulunmaktadır. Bu nedenledir ki, birikimin karakterine ilişkin genellemeler yapabilmek ya da her bir elementin kimyasal özelliğinin birikimi nasıl etkileyebileceğinin ortaya konulabilmesi oldukça zor görünmektedir. Ancak ülkemizin kirlilik haritasının ortaya konularak, bölgelere özgü kirlilik kaynaklarının belirlenmesi ve bu çevrede lokal önlemler geliştirilmesi

halen yapılması gerekenler arasında yer almaktadır. Bunun yapılabilmesi için ise, söz konusu çalışmalarda karşılaştırma ve uzun süreli takip etme uygulamalarının yapılabilmesi için ortak veya benzer metot ve yöntemlerin kullanılması gerekmektedir. Ülkemizdeki çalışmalarda farklı uygulamalar olduğundan bu çalışmada ağır metal birikimine ilişkin olarak değişik metotlar kullanılarak gelecekte yapılacak çalışmalarda karşılaştırma ve takip edilebilirliğin sağlanması amaçlanmıştır.

Buna göre, metallerin zenginleşme miktarlarının belirlenmesinde kullanılan diğer bir yaklaşım olan ve Müller (1969) tarafından ortaya konulan jeoakümülyasyon indeks değerleri de hesaplanmıştır. Metot, artan jeoakümülyasyon değerlerine göre belirlenen yedi sınıf üzerinden metal kirlilik seviyelerinin değerlendirilmesini gerçekleştirmektedir. Yaptığımız çalışmada her elemente ait jeoakümülyasyon değerleri hesaplanmış ve belirlenen yedi sınıfa göre elementlerin zenginleşme durumları değerlendirilmiştir. Ni ve As elementleri 4. sınıf (Yüksek düzeyde kirli), Cu 3. sınıf (Orta düzey-yüksek düzey kirlilik sınırı), Mn bütün istasyonlarda, Zn ise sadece S3 de orta düzeyde kirli olarak belirtilen 2. sınıf özelliği göstermiştir. Bunun dışındaki istasyonlarda Zn, S3 de ise Cr, orta düzey kirli-kirlenmemiş sınırı olan 1. sınıfa dahildir. Co, Pb, Mo, Hg ve Cd, Cr elementleri ise negatif değerleri ile kirlenmemiş olarak dikkat çekmiştir.

Yapılan çalışma, yurt içinde ve yurt dışında yapılmış, literatürde yer alan diğer çalışmalarla sırasıyla Çizelge 4.1. ve Çizelge 4.2. de karşılaştırılmıştır. Buna göre Türkiye’de bulunan göl, nehir ve barajlarda gerçekleştirilen araştırmalarda As ve Mo elementlerine ait değerler bulunmamakla birlikte diğer elementlerin farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Çalışmada incelenen Cr elementine ait değerlerin, diğer yapılan araştırma sonuçlarından oldukça yüksek olduğu dikkat çekmiştir. Ancak

yapılan incelemeler sonucunda görülmüştür ki, referans bölgeden alınan ana kayac sonuçlarında da yüksek Cr değerleri ile karşılaşılmıştır. Nitekim hesaplanan zenginleşme faktörü değerlerine göre de sistemde Cr açısından düşük derecede bir zenginleşme tespit edilmiştir. Sistemimizde özellikle S1 istasyonunda şiddetli zenginleşme değerleri ile temsil edilen Ni konsantrasyonları, çizelgede görüldüğü gibi bazı çalışmalardan oldukça yüksek değerlerde bulunurken, Dicle, Büyük Menderes ve Gediz Nehri'nde yapılan çalışmalardan düşük olduğu görülmüştür. Yer kabuğunda en bol bulunan 11. element olan Mn'nin, çalışmamızda olduğu gibi diğer çalışmalarda da yüksek değerleri ile karşılaşılmıştır. Cd elementinin Altındağ ve Yiğit (2005) tarafından Beyşehir gölünde yapılan çalışma dışında, diğer çalışmalarla benzerlik göstererek $1\mu\text{g/g}$ ' in altında değerleri ile karşılaşılmıştır.

Yurt dışında farklı ülkelerde yapılan araştırmalardan bazıları ile çalışmamız karşılaştırıldığında Kuzeydoğu Çin'de bulunan nehirlerde yapılan çalışmada sanayileşmenin etkilerinin görüldüğü, özellikle Cishan Nehri'nin bulunduğu kısımda çinko tesisinin olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle bizim çalışmamıza göre değerlerin oldukça yüksek olduğu dikkat çekmektedir. Çalışma bölgelerinde belirlenen Cr konsantrasyonlarının Türkiye'deki araştırmalarla benzer şekilde bizim çalışmamızdan düşük olduğu görülmüştür. Zn, Cu ve Cd konsantrasyonlarının ise genellikle çalışmamızdaki değerlerden yüksek olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 4.1. Çalışma periyodu süresince sedimentte tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının Türkiye’de yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
Sapanca Gölü^a		337,80	19,08	26,71	62,00	-	26,68	-	15,20	-	-	0,29
Abant Gölü^a		484,88	16,05	33,14	69,37	-	43,69	-	20,41	-	-	0,46
Dipsiz Çayı^b		-	19,70	-	37,00	-	13,00	-	83,60	-	-	0,80
Beşşehir Gölü^c		-	10,63	-	-	-	-	-	32,65	-	0,24	13,05
Dicle Nehri^d	S1	622,90	-	124,50	30,00	43,13	137,00	-	ND	-	-	ND
	S2	502,90	-	103,50	30,30	30,90	66,60	-	ND	-	-	ND
	S3	497,70	-	99,51	42,70	32,40	92,50	-	ND	-	-	ND
Büyük Menderes Nehri^e		388,00	165,00	315,00	120,00	29,00	137,00	-	54,00	-	-	-
Gediz Nehri^e		510,00	200,00	106,00	160,00	38,00	140,00	-	128,00	-	-	-
Hazar Gölü^f	İst 6	110,00	17,00	45,00	46,00	24,00	10,00	-	<DL	-	-	-
Gediz Nehri^g		235-1371	59-814	35-175	34-196	-	15-148	-	38-198	-	0,25-0,49	-
Bendimahi Nehri^h		75,11	64,18	-	75,43	16,15	20,34	-	33,23	-	-	0,39
Avşar Baraj Gölüⁱ	S1	-	14,48	29,99	-	-	29,98	-	2,44	-	-	0,76
	S2	-	13,33	28,25	-	-	23,47	-	4,04	-	-	0,76
Demirköprü Baraj Gölü^k	S1	-	6,75	14,30	-	-	15,10	-	6,50	-	-	0,70
	S2	-	3,58	7,41	-	-	9,30	-	2,66	-	-	0,82
Atatürk Baraj Gölü^l		73-514	ND	44-140	59-61	-	14-22	-	ND	-	-	-
Kapulukaya Baraj Gölü	S1	550,36	394,36	81,28	43,65	25,60	17,51	20,04	19,51	3,39	1,38	0,98
	S2	542,27	327,00	65,80	45,79	23,69	19,23	19,38	21,40	3,65	1,29	0,91
	S3	713,27	559,16	68,06	66,15	23,28	16,25	31,23	22,58	3,46	1,19	0,83

a) Duman, 2005, b) Demirak vd., 2006, c) Altındağ ve Yiğit, 2005, d) Karadede-Akın ve Ünlü, 2007, e) Akçay vd., 2003

f) Özmen vd., 2004, g) Küçüksezgin vd., 2008, h) Zorer vd., 2009 ı) Öztürk vd., 2009, k) Öztürk vd., 2008; l) Karadede ve Ünlü, 2000

Çizelge 4.2. Çalışma periyodu süresince sedimentte tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının yurt dışında yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması ($\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık).

		Mn	Cr	Ni	Zn	Co	Cu	As	Pb	Mo	Hg	Cd
Tizsa River SC (2003)^a(Macaristan)		499,00	<77	<20,9	133,00	-	59,80	<15,40	<26,80	-	-	-
Túr SD (2003)^a		3310,00	59,00	21,20	2110,00	-	70,20	22,50	39,20	-	-	-
Szamos SB (2003)^a		821,00	139,00	18,90	397,00	-	87,20	<23,7	<36,80	-	-	-
River Po^b (İtalya)		-	-	81,50	303,00	-	76,70	-	52,60	-	-	1,81
West Lake^c (Vietnam)		441,00	58,00	-	221,00	-	57,00	-	61,00	-	-	0,488
Wuli River^d(Kuzeydoğu Çin)		-	-	-	525,20	-	56,63	-	80,50	-	8,66	7,94
Cishan River^d		-	-	-	5595,00	-	217,00	-	454,10	-	33,07	250,30
Lianshan River^d		-	-	-	450,90	-	73,08	-	104,90	-	1,58	9,72
Lake Volvi^e (Yunanistan)		84-157	20-25		48-75		12-16		10,5-14,4			0,74-1,00
Lake Koronia^e		581-682	27-37		72-100		15-19		16,3-24,5			0,97-1,00
Hazar Denizi^f (Azarbaycan)		832	85,3	50,1	83,2	14,9	31,9	14,7	19,6	-	0,15	0,14
To Lich River^g (Vietnam)	S1	595	179	50	1240	11,3	97,2	43	168	3,6	-	427
	S2	1201	222	101	823	21,3	150	73	134	5,2	-	53,7
	S3	891	262	122	517	25,5	103	35	93,5	2,7	-	10,4
Rybnik Reservoir^h (Polonya)		2018,71	129,84	71,08	1583,40	-	451,74	-	118,55	-	-	25,81
Khoshk Riverⁱ (İran)		231,46	181,87	107,6	64,81	-	42,25	-	121,01	-	-	1,23
Pearl River^j (Güney Çin)		-	67,35	-	106,05	11,76	28,6	-	34,8	-	-	-
Lake Qattienh^k (Suriye)		-	61	50	25	22	24	-	4,1	-	-	0,46
Kapulukaya Baraj Gölü	S1	550,36	394,36	81,28	43,65	25,60	17,51	20,04	19,51	3,39	1,38	0,98
	S2	542,27	327,00	65,80	45,79	23,69	19,23	19,38	21,40	3,65	1,29	0,91
	S3	713,27	559,16	68,06	66,15	23,28	16,25	31,23	22,58	3,46	1,19	0,83
TEC (Macdonald ve ark.,2000)		-	43,4	22,7	121,0	-	31,6	9,79	35,8	-	0,18	0,99
PEC (Macdonald ve ark.,2000)		-	111,0	48,6	459,0	-	149,0	33,0	128,0	-	1,06	4,98

a) Osán vd., 2007; b) Farkas vd., 2007; c) Pham vd., 2007; d) Zheng vd., 2008; e) Fytianos ve Lourantou, 2004; f) Mora vd., 2004; g) Marcussen vd., 2008; h) Loska ve Wiechula, 2003; i) Salati ve Moore, 2010; j) Ip vd., 2007; k) Hassan vd., 2010

Sedimentte ağır metallerin birikimi çevresel koşulların değişimine neden olarak sucul çevrede yaşayan canlılar ve buna bağlı olarak besin zinciri ilişkileri sonucunda en üst düzeydeki tüketici olarak insana kadar uzanabilen kaçınılmaz bir riski de beraberinde getirebilecektir (Cheung vd., 2003; Hang vd., 2009). Bu nedenle sediment kalite yönergeleri (SQG) kullanılması, sediment ile birleşen kimyasalların toksikolojik etkilerinin değerlendirilmesinde, sedimentteki mevcut kirlilik durumlarının belirlenmesinde ve korunmasına yönelik önlemlerin alınmasında önemli bir yer teşkil etmektedir. Bir çok araştırmacı tarafından yapılan çalışmada, sediment kalite yönergeleri ile mevcut durumun karşılaştırması yapılarak araştırılan sisteme dair yorumlar yapılması hedeflenmiştir (Farkas vd., 2007; Hang vd., 2009; Salati ve Moore, 2010). Nitekim çeşitli ülkeler tarafından hazırlanan tatlı su sedimentlerine spesifik kalite yönergeleri bulunmakla birlikte ülkemizde henüz sediment için bu şekilde hazırlanmış bir kalite yönergesi bulunmamaktadır. Bu nedenle çalışmamızın sonuçlarının değerlendirilmesinde MacDonald vd. (2000) tarafından yayınlamış sediment kalite yönergelerinin geliştirilmesiyle tatlı su ekosistemlerindeki metaller için belirlenen Eşik Etki Konsantrasyonu (TEC) ve Olası Etki Konsantrasyonu (PEC) değerleri kullanılmıştır. Buna göre şayet sedimentteki metal miktarı TEC değerinin altındaysa zararlı etkiler olasılık dahilinde değilken, şayet metal konsantrasyonları PEC değerinin üstünde ise, muhtemel zararlı etkilerin açığa çıkabilmesi söz konusu olabilmektedir (MacDonald vd., 2000). Bu değerler tatlı su ekosistemlerinde sediment kalite koşullarının değerlendirilmesinde güvenilir bir kaynak olarak kullanılabilir. Çalışmamızın değerlendirilmesinde kullanılacak olan TEC ve PEC değerleri Çizelge 4.2. de verilmiştir. Buna göre, Cr, Ni ve Hg elementlerine ait değerler hem TEC hem de PEC değerlerinden yüksek bulunmuştur. Zn, Cu, Pb ve Cd değerleri ise her iki standarttan da düşük oldukları görülmüş ve

sucul canlılık açısından tehlikeli bir durum oluşturmamaktadırlar. İki değer arasında yer alan. As ise, canlılık açısından zararlı etkilerin açığa çıkabileceğinin sinyallerini vermektedir.

Ayrıca Bowman ve Harlock (1998) tarafından sedimentteki ağır metal miktarları için Avrupa Arşiv Değerleri belirtilmiştir. Buna göre; Pb; 2-80, Zn; 10-200, Cu; 2-100, Ni; 0,5-100, Co; 1-25, Cd; 0,1-1 şeklinde değerlendirilmektedir. Buna göre çalışmamızda bu elementler için belirlenen değerler bu aralıklarla uyum göstermektedir. Ancak S1 istasyonunda Co için belirlenen miktar 25 µg/g değerinin üstünde bulunmuştur.

Ağır metallerin sistemde bulunma şekillerinde önemli etkilere sahip olan sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik, toplam organik madde miktarı ve redoks potansiyeli gibi fiziksel ve kimyasal özelliklerle (Howari ve Banat, 2001; Canário vd., 2007) ağır metal konsantrasyonları arasında yapılan korelasyon analizi sonucunda bu değişkenlerle olan ilişkilerin istasyonlar, ağır metaller arasında farklılık göstermekle birlikte çalışmamızda da önemli ilişkiler tespit edilmiştir. Yapılan çalışmalarda özellikle organik madde miktarı ve çeşitli ağır metaller arasında pozitif yönde ilişkilerin olduğu belirtilmiştir (Hickey ve Kittick, 1984; Duman vd., 2006; Hoang vd., 2007).

Hickey ve Kittick (1984) önemli miktarda Cu ve Zn elementlerinin organik madde ile birleştiğini belirtmişlerdir. Çalışmamızda istasyonlar arasında farklılık göstermekle birlikte Mn, Zn ve Cu elementleri ile organik madde miktarı arasında pozitif korelasyon değerleri tespit edilmiştir. Özellikle S3 de Mn, Ni, Zn, Cu, As, Pb, Hg elementleri ile organik madde miktarı arasında pozitif korelasyon değerleri bulunmuştur. Bunun sonucu olarak organik madde miktarı ağır metallerin dağılımında önemli bir rol oynadığı düşünülmektedir.

Sediment ve sucul bitki örnekleri çalışılan sistem hakkında daha detaylı bilgi sahibi olunmasını sağlayan faktörler olarak dikkat çekmektedir (Demirezen ve Aksoy, 2006). Sucul bitkilerin, iyon değişimi, kimyasal çökelme gibi fizikokimyasal süreçlerin birleşik etkileriyle elementleri biriktirme yeteneğinde oldukları bilinmektedir (Maine vd., 2000). Bu bitkilerde bulunan aminoasitlerin, yapılarında bulunan amino ve karboksil grupları sayesinde metallerin bağlanmasında önemli rol oynadıkları düşünülmektedir (Haider vd., 1983). Türler arasındaki ağır metal konsantrasyon farklılıkları, bitkilerin çözünmüş metallere maruz kalma süresinin uzunluğu, bitkinin yaşı gibi faktörler etkilediği gibi ağır metallerin alımın mekanizmaları arasındaki farklılıklarda bu durumun oluşmasında rol oynayabilir (Valitutto vd., 2006).

Bitki organlarında biriktirilen ağır metal konsantrasyonları arasındaki farklılık ise elementlerin geçiş yollarındaki değişikliklerden kaynaklanabilmektedir. Su altındaki bitkilerde kök alımını takiben üst kısımlara aktarımın yaygın olduğu belirtilmekte (Jackson, 1998), diğer taraftan iz elementlerin sedimentte hazır kullanılabilir durumda bulunmadığı ya da çevrelerinde daha yüksek miktarda bulunduğu sudan direkt olarak alınabildikleri belirtilmiştir (Guilizzoni, 1991). *Phragmites australis* için elde edilen veriler değerlendirildiğinde incelenen ağır metallerin en fazla kökte biriktirildiği tespit edilmiştir. Bu durum Baldantoni ve ark. (2004) tarafından *Phragmites communis* bitkisinde yapılan çalışmada bulunan sonuçlarla uyumluluk göstermektedir. Bu çalışmada da kökte, yapraklardan daha fazla element biriktirildiği belirtilmiştir. Benzer şekilde Keller vd. (1998) Romanya'da Danube deltasından alınan *Phragmites australis* bitkisinde yaptıkları çalışmada kökte biriken miktarın daha fazla olduğu dile getirilmiştir. Sawidis vd. (1995) *P.australis*' in kök ve rizomlarının sahip oldukları geniş hücreler arası hava

boşluklu korteks parankima dokusu ile ağır metallerin önemli miktarlarını biriktirebildiklerini belirtmişlerdir.

Yapılan bazı çalışmalarda iz element konsantrasyonunun sedimentte bitki kökünden daha fazla miktarda bulunduğu belirtilirken (Kumar vd., 2006; Vardanyan ve Ingole, 2006; Mazej ve Germ, 2009), bunun karşıt durumunun ortaya konulduğu çalışmalarda literatürde mevcuttur (Cardwell vd., 2002; Aksoy vd., 2005; Duman vd., 2006). Nitekim bizim çalışmamızda da bitki, istasyon, örnekleme zamanı ve element ölçeğinde bu durumun değişiklik gösterdiği dikkat çekmiştir. Örneğin; *Potamogeton perfoliatus* bitkisinde Mo ve Cd elementlerinin bütün örneklemeelerde kökte sedimentten daha fazla biriktirildiği belirlenmiş, Zn ve As her iki istasyonda da Ağustos örneklemesinde kökte sedimentten fazla biriktirildiği görülmüştür. Bunun dışında elementlerin sedimentte fazla miktarda biriktirildiği belirlenmiştir. *Phragmites australis* bitkisinde ise özellikle Mo, Hg ve Cd elementlerinin kökte sedimentten daha fazla miktarda biriktirildiği görülmüştür.

Yapılan bir çalışmada *Phragmites australis* bitkisinin kök kısmında sedimentten daha fazla miktarda metal konsantrasyonuna sahip olabildikleri belirtilerek bu durumun Cd için 10 kat daha fazla miktarda olabileceği dile getirilmiştir. Nitekim çalışmamızda da Cd için gözlenen durum bu çalışma ile örtüşmektedir (Teuchies, 2007). *Phragmites australis* bitkisinin yaprak kısmında gövdeden daha fazla miktarda ağır metal biriktirildiği belirtilmiştir (Laing vd., 2009). Vymazal vd. (2007) bu durumu ağır metallerin başlıca yaprak vakuollerinde biriktirilmesine dayandırmışlardır. Ancak çalışmamızda Mn dışındaki elementlerin böyle bir durum ortaya koymadığı görülmüştür. Yapılan diğer çalışmalarda da Zn elementinin gövde kısmında daha fazla biriktirildiği belirtilmiştir (Lehtonen, 1989; Laing vd., 2009).

Allen (1989)' a göre 50-500 µg/g Mn konsantrasyonu bitkiler için toksik etki göstermektedir. Çalışmamızda sonuçlar göstermiştir ki incelenen bütün bitkiler önemli miktarda Mn konsantrasyonunu biriktirebilmektedir. Bitkilerin çeşitli kısımlarındaki Mn değerlerinin 50 µg/g dan yüksek olduğu dikkat çekmiştir. Özellikle *Schoenoplectus lacustris* ve *Thypha angustifolia* bitkilerinde 500 µg/g dan yüksek değerlerle karşılaşmıştır.

Ross (1994)' e göre 30-300 µg/g kurşun konsantrasyonu bitkiler için toksik etki göstermektedir. Çalışma boyunca incelenen bitkilere ait kurşun verileri incelendiğinde alt limit olan 30 µg/g dan düşük konsantrasyonlarda kurşun biriktirdikleri görülmüştür. Nikel elementi için bitkilerde belirlenen limit aralığı 0,5-5 µg/g olarak belirtilmiş bunun üzerindeki değerlerin toksik etki gösterdiği dile getirilmiştir (Allen, 1989). Kapulukaya baraj gölünden toplanan bitki örneklerinde nikel konsantrasyonları incelendiğinde bütün bitkilerde üst sınır değerini aştığı görülmüştür. Yine Allen (1989) 0,5 µg/g Cr konsantrasyonunu bitkiler için toksik etkiler açığa çıkardığını belirtmiştir. Ancak incelenen bitki örneklerine ait farklı kısımlarda bu değerden oldukça yüksek olan krom konsantrasyonları ile karşılaşmıştır. Bakır ve çinko elementleri için 5-20 µg/g dan yüksek değerlerin toksik etki gösterdiği belirtilmiştir (Jones ve Belling, 1967; Allen, 1989). Buna göre bakır konsantrasyonları incelendiğinde bütün bitkilerde sınır değerini aşmadığı görülürken, çinko elementinin genellikle 20 µg/g dan fazla biriktirildiği görülmüştür.

Bir bitki türünü hiperakümülatör olarak nitelendirmek için, o bitkinin toprak üstü kısmında normal bitkiden 10-500 kat fazla ağır metali biriktirebilmesi (Shen ve Liu, 1998) ve/veya ağır metal konsantrasyonunun hiperakümülatör seviyelerinde olması (As, Pb, Cu, Ni ve Co için 1000 mg/kg) (Baker ve Brooks, 1989) ve/veya translokasyon faktörünün (TF) 1'den büyük olması gerekmektedir (Chen vd., 2004).

Diğer bir parametre de bitki kısımlarındaki ağır metal konsantrasyonlarının sedimentteki miktara oranlanması sonucunda bulunan biyoakümülyasyon faktörüdür (Bidar, vd., 2009). Buna göre incelenen bitki türleri için hesaplanan TF, BFs, Bfk değerleri incelendiğinde bitkiler arasında farklılıkların olduğu görülmüştür. Her bitki türünde incelenen elementler açısından ve de mevsimsel olarak incelenebilen örneklerde mevsimsel farklılıkların olduğu dikkat çekmiştir. *Phragmites australis* bitkisinde Mn için hesaplanan TF değerlerinin istasyonlar arasında farklılık göstermekle birlikte özellikle S1 ve S2 de 1 olduğu görülmüştür. Bu bitkinin Mn için hiperakümülatör karakter gösterebildiğini düşündürmektedir. Aynı zamanda bu bitki için hesaplanan BF değerlerinin de özellikle kök için hesaplanan akümülyasyon değerlerinin Mo, Hg ve Cd elementleri için oldukça yüksek değerlere ulaştığı görülmüştür. Bu elementler için kök akümülyasyon özelliği göstermektedir. Ni, Zn, Pb elementleri için ise S3 den alınan örneklerde 1'den yüksek kök akümülyasyon değerleri belirlenmiştir. Nitekim, Duman vd. (2007) tarafından yapılan çalışmada Cd, Zn, Ni, Pb elementleri için *Phragmites australis* bitkisinin kök akümülatörü olduğu belirtilmiştir. Mevsimsel olarak S3 den alınan örnekler karşılaştırdığında yaz mevsimini temsil eden Temmuz ayında alınan örneklerde Mo, Cd, Ni, Zn, Pb elementleri için hesaplanan kök akümülyasyon değerlerinin artış gösterdiği görülmüştür. Ancak çalışmamızdaki durumdan farklı olarak, Duman vd. (2007) yaptıkları çalışmada Cu ve Mn haricinde diğer elementler için bahar mevsiminde yazdan daha yüksek kök akümülyasyon değerleri ile karşılaştıklarını belirtmişlerdir.

Schoenoplectus lacustris bitkisine ait değerler incelendiğinde *Phragmites australis* bitkisinden daha düşük kök akümülyasyon değerlerine sahip olduğu görülmüştür. Bu durum Duman vd. (2007) yaptıkları çalışma ile uyumluluk göstermektedir. *Schoneoplectus lacustris* bitkisine ait TF ve BFs değerleri

incelendiğinde Cd için hesaplanan değerlerin yaz mevsiminde 1 den yüksek olduğu görülmüştür. Zn, Mn, As için her iki mevsimde de BFK değerleri 1 ve 1den yüksek bulunurken Cd ve Cu için ilkbahar mevsiminden 1'den yüksek BFK değerleri ile karşılaşmıştır. Duman vd. (2007) yaptıkları çalışmada *Schoenoplectus lacustris* bitkisini Cd elementi için, hem kök hem de gövde akümülatörü olarak tanımlamışlardır. Bu durum çalışmamızla uygunluk göstermektedir. Ayrıca yaptıkları çalışmada, Pb, Cu, Ni, Mn, Zn elementleri için *Schoenoplectus lacustris* bitkisinin kök akümülatörü olduğunu ileri sürmüşlerdir. Çalışmamızda da Pb hariç diğer elementler için benzer durum ortaya konulmuştur.

Munteanu ve Munteanu (2007) tarafından yapılan çalışmada sudan ve dip sedimentinden cıva alınımında sırasıyla, *Potamogeton pectinatus* L. > *Myriophyllum verticillatum* L. > *Potamogeton perfoliatus* L. > *Butomus umbellatus* L. bitkilerinin başarılı olduğu belirtilirken, bütün bu bitkilerin biyoindikatör olarak kullanılabilir özelliklere sahip olduklarını dile getirmişlerdir. Biyomasda belirlenen cıva miktarı ile su ve sedimentteki cıva miktarı arasında önemli konsantrasyon değerlerinin tespit edildiği belirtilmiştir. Ancak çalışmamızda suda cıva konsantrasyonları belirlenmemiş olmakla birlikte sedimentteki cıva konsantrasyonları ile *Potamogeton perfoliatus* bitkisinin farklı kısımlarında biriktirilen cıva miktarı arasında önemli bir pozitif korelasyon değeri belirlenmemiştir.

Potamogeton cinsine ait pek çok türün metal biriktirme kapasitesi ile ilgili çok sayıda çalışma bulunmaktadır (Duman vd., 2006; Munteanu ve Munteanu, 2007; Peng vd., 2008). Demirezen ve Aksoy (2004) yaptıkları çalışmada, *Potamogeton pectinatus* türünün çevresel değişimlerin izlenmesinde biyoindikatör olarak kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Fritioff ve Greger (2006) *Potamogeton natans* üzerine yaptıkları çalışmada kök, gövde ve yaprak tarafından Zn, Cu, Cd ve Pb

elementlerinin biriktirildiğini en yüksek alımın kökte olduğunu ortaya koymuşlardır. *Potamogeton perfoliatus* türünün biyoakümülyasyon özelliklerine ait çok çalışma olmamakla birlikte yaptığımız çalışma biyoakümülyasyon özelliklerine ait sonuçlar ortaya koymuştur. Buna göre, hesaplanan translokasyon faktörü ve biyoakümülyasyon faktörü değerleri incelendiğinde, Mn, Cr, Zn ve Cu elementlerinin toprak üstü kısmına geçiş oranlarının (TF) 1' den yüksek olduğu görülmüştür. Bu durum bitkinin bu elementler için hiperakümülatör özellik gösterebildiğini destekler niteliktedir. Nitekim, Wei vd., (2008) toprak üstü kısmındaki element konsantrasyonunun kökteki miktara oranlanmasıyla ifade edilen TF değerinin hiperakümülatör bitkilerde 1 den büyük olduğunu belirtmişlerdir. Hesaplanan BF değerlerine göre Zn ve Cd elementine ait değerler 1 den büyük bulunmuştur. Toprak üstü için akümülatör özellik gösterdiğini ortaya koymaktadır. Kök akümülyasyon özelliklerini ortaya koyan BFK değeri her iki istasyondan yaz mevsiminde alınan *Potamogeton perfoliatus* bitkisinin sırasıyla As, Cd, Mo ve Zn elementleri için kök akümülatörü olduğunu göstermektedir.

Bitkiler çoğunlukla, biyokütlelerinde ya da görünümünde gözle görülebilir değişiklikler olmaksızın ağır metalleri biriktirme yeteneğindedirler (Han vd., 2007). *Schoenoplectus* cinsine ait pek çok türle ilgili literatür çalışmaları bulunmakla birlikte *Schoenoplectus triqueter* bitkisinin translokasyon ve biyoakümülyasyon özelliklerine ait çalışmalarla karşılaşmamıştır. Ancak, yapılan çalışma ile bu türün biyoakümülyasyon ve translokasyon özellikleri ortaya konulabilmiştir. Buna göre, *Schoenoplectus triqueter* bitkisinin Mn, Cr, Hg ve Cd elementleri için özellikle sonbahar ve yaz mevsimlerinde hiperakümülyasyon karakterinin göstergesi olan TF değerinin 1 ve 1' den büyük olduğu görülmüştür.

Kök akümülayon değerlerinde ise, bitkinin As, Mo ve Cu elementleri için kök akümülatör özellikleri gösterdiği belirlenmiştir.

Sedimentte ağır metallerin birikimi, uzun süreli maruz kalma durumuna ait sonuçları yansıtırken, suda belirlenen miktar özellikle sistemin, birikim olmaksızın anlık durumuna işaret etmektedir (Baldantoni vd., 2005). Sudaki ağır metallerin miktarı çoğunlukla tespit edilebilir sınırın altında olabilmektedir. Bunun en büyük nedeni, muhtemelen, durgun su kitlelerinde yoğun bir şekilde gerçekleşen sedimentasyon olayıdır (Mazej ve Germ, 2009). Bu duruma ek olarak, iz elementler planktonlar tarafından çok hızlı bir şekilde absorbe edilebilirler. Özellikle fitoplanktonlar diğerlerine göre daha hızlı bir şekilde sudan iz elementleri biriktirebilmekte ve bir üst basamakta besin zincirine ya da kısa ömürlerinin sonlanması neticesinde sedimente detritus olarak taşınmaktadırlar (Chapman, 1992). Bu nedenlerden dolayı sudaki miktarlar oldukça düşük olabilmektedir. Bu genel sonuç, çalışmamız için de aynı şekilde geçerliliğini sürdürür niteliktedir.

Yapılan çalışma, yurt içinde yapılmış olan çalışmalardaki değerler ve TS 266 (Türkiye içme suyu standardı) WHO tarafından belirlenen değerler çizelge 4.3. de karşılaştırılmıştır. Buna göre, çalışmamız içerisinde belirlenen ağır metallere ilişkin sonuçların genellikle diğer çalışmalarda belirlenen sonuçlardan düşük olduğu görülmüştür. Nikel elementine ait değerlerin baraj göllerinde yapılan diğer çalışmalara oranla biraz daha yüksek olduğu görülmüştür. Bununla birlikte yapılan çalışmada elde edilen sonuçların, TS 266 ve Dünya Sağlık Örgütünün belirlemiş olduğu içme suyu standartlarından düşük olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.3. Çalışma periyodu süresince suda tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyonlarının Türkiye’de yapılmış diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırılması (mg/L).

		Mn	Zn	Ni	Cu	Cd
Sapanca Gölü^a (µg/L)		22,57	88,51	46,44	18,20	2,97
Abant Gölü^a		34,86	21,83	51,36	24,61	2,53
Dipsiz Çayı^b (µg/L)		-	1,051	-	0,365	0,171
Dicle Nehri^c	S1	ND	0,13	0,3	0,092	ND
	S2	ND	0,07	0,2	0,058	ND
	S3	ND	0,1	0,4	0,075	ND
Dil Deresi^d (µg/L)		-	700	-	37	8,0
Büyük Menderes Nehri^e	Yaz	0,090	0,056	0,010	0,012	-
	Kış	0,098	0,053	0,09	0,010	-
Gediz Nehri^e	Yaz	0,053	0,080	0,013	0,013	-
	Kış	0,050	0,076	0,011	0,011	-
Hazar Gölü^f	İst 6	0,012	0,024	<DL	<DL	-
Avşar Baraj Gölü^g	S1	-	-	0,004	0,01	0,0007
	S2	-	-	0,006	0,01	0,001
Demirköprü Baraj Gölü^h	S1	-	-	0,006	0,02	ND
	S2	-	-	0,062	0,01	0,001
Atatürk Baraj Gölüⁱ		0,0039-0,0041	0,064-0,197	0,011-0,0154	0,025-0,22	-
Kapulukaya Baraj Gölü	S1	0,003	0,006	0,026	0,018	0,000
	S2	0,001	0,005	0,028	0,019	0,000
	S3	0,004	0,005	0,057	0,019	0,000
TS 266 (Tavsiye edilen değer/Mak.)		0,02/0,05	0,1-5/5	-/0,05	0,1-3/3	-/0,005
WHO		0,4	-	0,07	2	0,003

a) Duman, 2005; b) Demirak vd., 2006; c) Karadede-Akın ve Ünlü, 2007; d) Pekey vd., 2004; e) Akçay vd., 2003; f) Özmen ve ark., 2004;

g) Öztürk vd., 2009; h) Öztürk vd., 2008; i) Karadede ve Ünlü, 2000 j) Anonim, 2010d

SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar, pilot ölçekteki bir bölgede (Kapulukaya; Kırıkkale) ağır metal birikiminin canlı yaşamını etkileyebilir boyutta olduğunu değişik parametreler kullanarak ortaya koyabilmiştir. Çalışma, bu tehditin, sonuçta (besin zinciri yoluyla) insan yaşamını da doğrudan veya dolaylı olarak tehdit edici unsuru olabileceğine işaret eder niteliktedir. Kirliliğin giderilmesine ilişkin öneriler bu çalışmanın sonuçları da dikkate alınarak genel yaklaşımlar şeklinde aşağıdaki şekilde yapılabilir;

- a) Bu çalışmada, çalışma alanı olarak seçilen bölgenin izlenmesine devam etmek gerekmektedir.
- b) Bu izleme çalışmasına ek olarak çalışma alanının Kızılırmak havzasını kapsayacak şekilde genişletilmesi gerekmektedir. Çünkü bu çalışma sonuçlarında işaret ettiği şekliyle kirlilik unsurları taşınabilir niteliktedir. Bu haliyle kirliliğin önlenmesi ancak havza yönetimine ilişkin gerekli bilimsel ve idari bilgilerin elde edilmesi ve bu bilgiler ışığında uygulamada bazı tedbirlerin alınabilmesiyle mümkün olacaktır. Örneğin, kirlletici unsurlar karar vericilerin (valilik, belediye, kamu kuruluşları) uygulamadaki bilimsel bilgilere bağlı olarak geliştirecekleri kanun ve yönetmelik ve benzeri araçlarla yapacakları uygulamalarla ortadan kaldırılabilir.
- c) Bu araştırma ve benzeri çalışmalar, kirlilik unsurlarının çevreye verildikten sonraki durumunu ortaya koyan tespit çalışmalarıdır. Oysa, bu unsurların çevreye verilmeden önce arındırılması gerekir. Sanayi, tarım ve evsel atık miktar ve kaynaklarının bölgesel olarak tespit edilerek, “zorunlu” ön işlemlerden geçirilmesi

için (kanuni, teknolojik) tedbirler alınması, kirliliğin teşhis ve takiben alınan sonuçların kullanılabilir olmasını sağlayabilecektir.

KAYNAKLAR

- Abraham, G.M.S., Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand, *Environ Monit Assess.* 136: 227–238.
- Acevedo-Figueroa D., Jiménez B.D., Rodríguez-Sierra C.J., 2006. Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. *Environ. Pollut.* 141: 336-342.
- Adham K.G., Hassan I.F., Taha N. and Amin T.H. 1999. Impact of hazardous exposure to metals in the Nile and delta lakes on the catfish, *Clarias lazera*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 54: 107-124.
- Akcay, H., Oguz, A., Karapire, C., 2003. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyuk Menderes and Gediz river sediments. *Water Research*, 37: 813–822.
- Aksoy, A., Demirezen, D., and Duman, F., 2005. Bioaccumulation, Detection And Analyses Of Heavy Metal Pollution In Sultan Marsh And Its Environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 164: 241–255.
- Aksoy, A., Duman, F., Sezen, G., 2005. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). *J. Freshwater Ecol.* 20: 783–785.
- Allen, S.E., 1989. *Chemical Analysis of Ecological Materials*. 2nd Ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Altındağ, A., Yiğit, S., 2005. Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. *Chemosphere*, 60: 552–556.

- Aoshima, K. Iwata, K. and Kasuya, M., 1988a. Environmental exposure to cadmium and effects on human health, Part I. Renal tubular function inhabitants of the cadmium polluted Jinzu River basin in Toyama Prefecture Japan J. Hyg. 43: 864-871.
- APHA/AWWA/WEF, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th. Edition; Edited by Andrew D. Eaton (AWWA), Lenore S. Clesceri (WEF), Arnold E. Greenberg (APHA). American Public Health Association, Washington DC, 1040 pp.
- Arcasoy A. 2002. Çinko ve çinko eksikliği. Ankara Talasemi Derneği Yayınları 2. Baskı, 1-23.
- Anonim, 2010a. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, <http://www.dsi.gov.tr> (Erişim tarihi: 19.02.2010).
- Anonim, 2010b. Agency for toxic substances and disease registry, <http://www.atsdr.cdc.gov> (Erişim tarihi: 13.03.2010).
- Anonim, 2010c. <http://www.epa.gov/mercury> (Erişim tarihi: 17.03.2010).
- Anonim, 2010d. WHO (2005) World Health Organization, <http://www.who.int/en/> (Erişim tarihi: 07.03.2010).
- ATSDR, 2004. Agency for toxic substances and disease registry. Toxicological profile for cobalt, Public Health Statement. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33-c1.pdf> (Erişim tarihi: 13.02.2010).
- Babula P., Adam V., Opatrilova R., Zehnalek J., Havel L., Kizek R., 2008. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review Environ Chem Lett. 6: 189–213.

- Baker, A.J.M., Brooks, R.R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry, *Biorecovery*, 1: 811-826.
- Baldantoni, D., Alfani, A., Di Tommasi, P., Bartoli, G., De Santo, A.V., 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environ. Pollut.* 130: 149–156.
- Baldantoni, D., Maisto, G., Bartoli G., Alfani, A., 2005. Analyses of three native aquatic plant species to assess spatial gradients of lake trace element contamination. *Aquat. Bot.* 83: 48-60.
- Barceloux, D.G., 1999. Copper. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.* 37: 217-237.
- Barkay, T., Gillman, M., & Turner, R. R., 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. *Applied and Environmental Microbiology*, 63: 4267–4271.
- Barrutia, O., Epelde, L., García-Plazaola, J.I., Garbisu, C., Becerril J.M., 2009. Phytoextraction potential of two *Rumex acetosa* L. accessions collected from metalliferous and non-metalliferous sites: Effect of fertilization. *Chemosphere* 74: 259–264.
- Bat, L., Gündoğdu, A. ve Öztürk, M., 1998. Ağır metaller, S.D.Ü. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 6: 166-175.
- Batty, L.C., Younger, P.L., 2004. Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: effects of metal and nutrient uptake. *Environ. Pollut.* 132: 85–93.
- Bergman, H.L., Kimerle, R.A., Maki, A.W. 1986. Environmental hazard assesment of effluents. Pergamon Press, New York.

- Bidar, G., Pruvot, C., Garçon, G., Verdin, A., Shirali, P., Douay, F., 2009. Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field. *Environ Sci Pollut Res.* 16: 42–53.
- Birch, L., Hanselmann, K.W., Bachofen, R. 1996. Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. *Water Res.* 30: 679-687.
- Birungi, Z., Masola, B., Zaranyika, M.F., Naigaga, I., Marshall, B., 2007. Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. *Physics and Chemistry of the Earth* 32: 1350–1358.
- Bissen, M., Frimmel, F.H., 2003a. Arsenic—a review. Part I: occurrence, toxicity, speciation, and mobility. *Acta Hydrochim Hydrobiol.* 31: 9–18.
- Bissen, M., Frimmel, F.H., 2003b. Arsenic—a review. Part II: oxidation of arsenic and its removal in water treatment. *Acta Hydrochim Hydrobiol.* 31: 97–107.
- Bonanno, G., Giudice, R.L., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators *Ecological Indicators*, 10: 639–645.
- Boughriet, A., Proix, N., Billon, G., Recourt, P., Ouddane B., 2007. Environmental Impacts of Heavy Metal Discharges from a Smelter in Deûle-canal Sediments (Northern France): Concentration Levels and Chemical Fractionation. *Water Air Soil Pollut.*, 180: 83–95.
- Bowman, J.J., Harlock, S., 1998. The spatial distribution of characterised fly-ash particles and trace metals in lake sediments and catchment mosses in Ireland. *Water, Air and Soil Pollution*, 106: 263–286.

- Bradl, H. B., 2005. *Heavy Metals in the Environment*, Elsevier Academic Press First Edition, Netherlands.
- Brekken, A., Steinnes, E., 2004. Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. *Science of the Total Environment*, 326: 181-195.
- Brezonik P.K., King S.O. and Mach C.E. 1991. The influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity in aquatic organisms, In: *Metal Ecotoxicology*, Newman M.D. and McIntosh A.W. (Eds). Lewis, Boca Raton, FL.
- Bubb, J.M., Lester, J.N., 1994. Anthropogenic heavy metal inputs to Lowland River systems, A Case Study. *The River Stour*, U.K. *Water, Air and Soil Pollution*, 78: 279-296.
- Burdige, D.J., 1993. The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments. *Earth-Sci Rev.*, 35: 249-284.
- Burger, J., 2008. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of the Total Environment*, 389: 37-45.
- Campbell, P.G.C., Tessier. A., 1996. Ecotoxicology of metals in aquatic environments: Geochemical aspects. In: *Ecotoxicology: A hierarchical treatment*, M.C. Newman and C.H. Jago, eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Canário, J., Prego, R., Vale, C., Branco, V., 2007. Distribution of Mercury and Methylmercury in Sediments of Vigo Ria, NW Iberian Peninsula. *Water Air Soil Pollut.*, 182: 21–29.

- Canli, M. Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, 121: 129-136.
- Cardwell, A.J., Hawker, D.W., Greenway, M., 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48: 653–663.
- Carman, C.M.I., Li, X.D., Zhang, G., Onyx, W.H.W., Li, Y.S., 2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China *Environmental Pollution*, 147: 311-323.
- Carranza-Álvarez C., Josabad Alonso-Castro A., Alfaro-De La Torre M C., García-De La Cruz R. F., 2008. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí, México. *Water Air Soil Pollut.*, 188: 297–309.
- Castro-González, M.I., Méndez-Armenta, M., 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26: 263–271.
- Cervantes, C., Campos-Garcia, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J.C., Moreno-Sánchez, R., 2001. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev.*, 25: 335–347.
- Cha, M.W., Young, L., Wong, K.M. 1997. The fate of traditional extensive (Gei Wai) shrimp farming at the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 352: 295–303.
- Chapman, D., 1992. *Water Quality Assessments; A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*, Chapman in Hall, London.

- Chen, Y.C., Chen, M.H., 2001. Heavy metal concentrations in nine species of fishes caught in coastal waters of Ann-Ping, S.W. Taiwan. *Journal of Food and Drug Analysis*, 9 (2): 107-114.
- Chen, Y., Shen, Z., & Li, X., 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19: 1553–1565.
- Chernoff, B., Dooley, J.K., 1979. Heavy metals in relation to the biology of the mummichog *Fundulus heteroclitus*. *J. Fish. Biol.*, 14: 309-328.
- Cheung, K.C., Poon, B.H.T., Lan, C.Y., Wong, M.H., 2003. Assessment of metal and nutrient concentrations in riverwater and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta, South China. *Chemosphere*, 52: 1431–1440.
- Christophoridis C., Dedepsidis D., Fytianos K., 2009. Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of Thermaikos Gulf, N. Greece. Assessment using pollution indicators *Journal of Hazardous Materials*, 168: 1082–1091.
- CICADs, 2010. Cobalt and Inorganic Cobalt Compounds Concise International Chemical Assessment Documents (CICADs) <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad69.htm> (Erişim tarihi: 16.03.2010).
- Conrad, C.F., Chisholm-Brause, C.J., 2004. Spatial survey of trace metal contaminants in the sediments of Elizabeth River, Virginia. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 319-324.
- Covelli, S., Fontolan, G., 1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology*, 30 (1-2): 34–45.

- Çelo, V., Babı, D., Baraj, B., Çullaj, A., 1999. An Assessment Of Heavy metal Pollution In The Sediments Along The Albanian Coast. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111: 235–250.
- Dahmani-Muller, H., Oort, F., Gélie, B., Balabane, M., 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environ. Pollut.*, 109: 231–238.
- Demirak, A., Yilmaz, F., Tuna, A.L., Ozdemir, N., 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey, *Chemosphere*, 63: 1451–1458.
- Demirezen D., Aksoy A., 2004. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey) *Chemosphere*, 56: 685–696
- Demirezen, D., Aksoy, A., 2006. Common hydrophytes as bioindicators of iron and manganese pollutions *Ecological Indicators*, 6: 388–393.
- Dönmez, M., Akçay, A.E., Kara, H., Yergök, A.F. ve Esentürk, K., 2008. 1/100 000 ölçekli Türkiye Jeoloji Haritaları, Kırşehir İ30 Paftası, No:90. Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü, Jeoloji Etütleri Dairesi, Ankara.
- Duman, F., 2005. Sapanca ve Abant Gölü Su, Sediment Ve Sucul Bitki Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Karşılaştırmalı Olarak İncelenmesi. Doktora Tezi. Ankara Üniversitesi, Ankara.
- Duman, F., Obalı, O., Demirezen, D., 2006. Seasonal changes of heavy metal accumulation and distribution in shining pondweed (*Potamogeton lucens*). *Chemosphere*, 65: 2145–2151.

- Duman, F., Cicek, M., Sezen, G., 2007. Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*) *Ecotoxicology*, 16: 457–463.
- Dunhabin, J.S. and K.H. Bowner, 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial waste waters containing metals. *Sci. Total Environ.*, 111; 151–68.
- Duruibe, J.O., Ogwuegbu, M.O.C., Egwurugwu, J.N., 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2(5): 112-118.
- Ekinci, N., Ekinci R., Polat, R., Budak, G., 2005. The determination of calcium concentrations in human milk with energy dispersive X-ray fluorescence. *Journal of Quantitative Spectroscopy&Radiative Transfer*, 91: 155-160.
- Eromesele, C.O., Eromesele, I.C., Muktar, S.L.M., Birdling, S.A., 1995. Metals in fish from the upper Benue river and lakes Geriyo and Njuwa in northeastern Nigeria. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 54: 8-14.
- Farkas, A., Erratico, C., Viganó, L., 2007. Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po *Chemosphere*, 68: 761–768.
- Feng, H., Han, X., Zhang, W., Yu, L., 2004. A preliminary study of heavy metal contamination in Yantze River intertidal zone due to urbanization. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 910-915.
- Förstner, U., Wittmann, G.T.W., 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, second revised ed. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg et New York.
- Förstner, U., 1983. *Applied Environmental Geochemistry*, Academic Press London.

- Fritioff, A., Greger, M., 2006. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere*, 63: 220–227.
- Fytianos, K., Laurantou, A., 2004. Speciation of elements in sediment samples collected at lakes Volvi and Koronia, N. Greece, *Environ. Int.*, 30: 11–17.
- Gale, R.J.B., Gale, S.J., Winchester, H.P.M., 2006. Inorganic pollution of the sediments of the River Torrens, South Australia. *Environ Geol.*, 50: 62–75.
- Garbarino, J.R., Hayes, H., Roth, D., Antweider, R., Brinton, T.I., Taylor, H., 1995. Contaminants in the Mississippi River, U. S. Geological Survey Circular 1133, Virginia, U.S.A. (www.pubs.usgs.gov/circ/circ1133).
- Ghosh, M., Singh, S.P., 2005. A Review On Phytoremediation Of Heavy Metals And Utilization Of Its Byproducts, *Applied Ecology And Environmental Research*, 3(1): 1-18.
- Ghrefat, H., Yusuf, N., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al- Arab reservoir, Jordan. *Chemosphere*, 65: 2114–2121.
- Gleick, P.H., 1996. Water resources. In *Encyclopedia of Climate and Weather*, ed. by S. H. Schneider, Oxford University Press, New York, 2: 817-823.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. and Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for Physical and Chemical analyses of freshwaters*, 2nd edition Blackwell Scientific Publications, Oxford, 213 pp.
- Guilizzoni, P., 1991. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.*, 41: 87–109.
- Haga, Y., Clyne, N., Hatroi, N., Hoffman-Bang, C., Pehrsson, S.K., Ryden, L., 1996. Impaired myocardial function following chronic cobalt exposure in an isolated rat heart model. *Trace Elem Electrolytes*, 13(2):69–74.

- Haider, S.Z., Malik, K.M.A., Rahman, M.M., 1983. Laboratory model experiments for the synthesis of some bio-inorganic complexes presumably involved in the metal uptake by water hyacinth. Conference on Water Hyacinth, 351–360.
- Han, Y.L., Yuan, H.Y., Huang, S.Z., Guo, Z., Xia, B., Gu, J., 2007. Cadmium tolerance and accumulation by two species of Iris. *Ecotoxicology*, 16: 557–563.
- Handy, R.D. 1994. Intermittent exposure to aquatic pollutants: assessment toxicity and sublethal responses in fish and invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.*, 107-184.
- Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Du, C., Chen, X., 2009. Characteristics and accumulation of heavy metals in sediments originated from an electroplating plant *Journal of Hazardous Materials*, 163: 922–930.
- Hassan, S., Schmieder, K., Böcker, R., 2010. Spatial patterns of submerged macrophytes and heavy metals in the hypertrophic, contaminated, shallow reservoir Lake Qattienh/Syria. *Limnologica*, 40: 54–60.
- Henderson-Sellers, B., Markland, H.R. 1987. Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication. John Wiley and Sons Publication.
- Henriksen, A., 1982. Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten*, 38: 83-85.
- Henry J.R., 2000. In *An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury*. NNEMS Report. Washington, D.C.; pp, 3-9.
- Hickey, M.G., Kittick, J.A., 1984. Chemical partitioning of copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 13: 372–376.

- Hoang T.T.T., Nguyen, N.H.V., Loan, T.T.C., 2007. Anthropogenic Input of Selected Heavy Metals (Cu, Cr, Pb, Zn and Cd) in the Aquatic Sediments of Hochiminh City, Vietnam *Water Air Soil Pollut.*, 182: 73–81.
- Horowitz, A.J., 1985. A primer on trace metal-sediment chemistry, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2277, 67p.
- Horsfall Jr., M., Abia, A.A., 2003. Sorption of cadmium(II) and zinc(II) ions from aqueous solutions by cassava waste biomass (*Manihot sculenta* Cranz). *Water Res.*, 37: 4913–4923.
- Houston, M.C., 2007. The role of mercury and cadmium heavy metals in vascular disease, hypertension, coronary heart disease, and myocardial infarction. *Altern. Ther. Health Med.*, 13: 128–133.
- Howari, F.M., Banat, K.M., 2001. Assessment Of Fe, Zn, Cd, Hg, And Pb In The Jordan and Yarmouk River Sediments In Relation To Their Physicochemical Properties and Sequential Extraction Characterization. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132: 43–59.
- Hutton, M, Symon, C., 1986. The Quantities of Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic Entering the U.K. Environment from Human Activities. *Sci. Total Environ.*, 57: 129-150.
- Inthorn, D., Sidtitoon, N., Sinapanuntakul, S., Incharoensakdi, A., 2002. Sorption of mercury, cadmium and lead by microalgae. *ScienceAsia*, 28: 253-261.
- Ip, C.C.M., Li, X., Zhang, G., Wai, O.W.H., Li, Y., 2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area. *South China Environ Pollut.*, 147: 311–323.

- Irukayama, K., Fujiki, M., Kai, F., Kondo, T., 1961. Studies on the origin of the causative agent of Minamata Disease.- I. Organic mercury compound in the fish and shellfish from Minamata Bay. *Kumamoto Med. J.*, 14(4): 157-169.
- Ishizaki, A., Fukushima, M., 1968. Studies on Itai-itai disease. *Japan J. Hyg.* 23: 271-185.
- Jackson, L.J., 1998. Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *Science of the Total Environment*, 219: 223-231.
- Johnson D.M., Hooper, P.R., Conrey, R.M., 1999. XRF Analysis of Rocks and Minerals for Major and Trace Elements on a Single Low Dilution Li-tetraborate Fused Bead, *International Centre for Diffraction Data*, 843-867.
- Jones, G.B., Belling, G.B., 1967. The movement of copper, molybdenum and selenium in soils as indicated by radioactive isotopes. *Aust. J. Agri. Res.*, 18: 733–740.
- Jurdi, M., Korfali, S.I., Karahogopian, Y., Davies, B.E., 2002. Evaluation of water quality of the Qaraaoun Reservoir, Lebanon: Suitability for multipurpose usage. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77 (1): 11-30.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1984. *Trace Elements in Soils and Plants*, CRC Press Inc, Florida, pp. 154-163.
- Kadıoğlu, Y.K. Yıldırım, D., Foland, K.A., 2006. Slab break-off and syncollisional origin of the Late Cretaceous magmatism in the Central Anatolian crystalline complex, Turkey, *Geol.Soci.of America*, 409: 381-415.
- Kamau, J.N., Gachanja, A., Ngila, C., Kazungu, J.M., Gatagwu, J., 2007. The seasonal and spatial variations of labile copper, iron, manganese, lead and zinc sediment fractions in Lake Naivasha, Kenya. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 12: 303–313.

- Kamil J. 2004. Al-Ahram Weekly, 16 - 22 September, Issue No. 708.
- Kara, H., 1997. 1/100.000 ölçekli Açınsama Nitelikli Türkiye Jeoloji Haritaları serisi, Yozgat G19 paftası, No:54: MTA Ankara.
- Karadede, H., 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.
- Karadede-Akin H., Ünlü E., 2007. Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, Fish and Some Benthic Organisms from Tigris River, Turkey, *Environ Monit Assess*, 131: 323–337.
- Katz S. A., Salem H., 1994. The biological and environmental chemistry of chromium. VCH Publishers, New York.
- Kaushik, A., Kansal, A., Meena, S., Kumari, S., Kaushik, C.P., 2009. Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: Assessment by Metal Enrichment Factor of the Sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 164: 265–270.
- Keller, B.E.M., Lajtha, K., Cristofor, S., 1998. Trace metal concentrations in the sediments and plants of the Danube delta, Romania. *Wetlands*, 18: 42-50.
- Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhary, T.M., Khoo, C.S., 2000. Role of mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 41: 197–207.
- Kira, T., 1993. Major environmental problems in world lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 52: 1-7.
- Krämer, U., Smith, R.D., Wenzel, W.W., Raskin, I., Salt, D.E., 1997. The role of metal transport and tolerance in Nickel hyperaccumulation by *Thlaspi goesingense* Hálácsy. *Plant Physiol.*, 115: 1641–1650.

- Küçüksezgin, F. & Uluturhan, E. & Batki, H., 2008. Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean) Environ Monit Assess., 141: 213–225.
- Kumar, J.I.N., Soni, H., Kumar, R.N., 2006. Biomonitoring of selected freshwater macrophytes to assess lake trace element contamination: a case study of Nal Sarovar Bird Sanctuary, Gujarat, India. J. Limnol., 65(1): 9-16.
- Labra, M., Gianazza, E., Waitt, R., Eberini, I., Sozzi, A., Regondi, S., Grassi, F., Agradi, E., 2006. Zea mays L. protein changes in response to potassium dichromate treatments. Chemosphere, 62 (8): 1234–1244.
- Laing, G.D., Van de Moortel, A.M.K., Moors, W., De Grauwe, P., Meers, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., 2009. Factors affecting metal concentrations in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the Scheldt estuary. Ecological Engineering, 35: 310–318.
- Lakatos, G., Fleit, E., Mészáros, I., 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. Toxicology Letters 140-141: 333-342.
- Lehtonen, J., 1989. Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. Ann. Bot. Fennici, 26: 39–50.
- Linder, M.C., Hazegh-Azam, M., 1996. Copper biochemistry and molecular biology. Am. J. Clin. Nutr., 63: 797- 811.
- Lindqvist, O., Rodhe, H., 1985. Atmospheric mercury: a review. Tellus, 37(B): 136-159.
- Loska, K., Wiechuła D., 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. Chemosphere, 51: 723–733.

- Loux, N.T., 1998. An assessment of mercury-species-dependent binding with natural organic carbon. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10: 127-136.
- Liu, J., Li, K., Xu, J., Zhang, Z., Ma, T., Lu, X., Yang, J., Zhu, Q., 2003. Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars. *Plant Science*, 165: 793- 802.
- Lytle, J.S., Lytle, T.F., 2001. Use of plants for toxicity assessment of estuarine ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20 (1): 68–83.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 20–31.
- Macek, T., Kotrba, P., Svatos, A., Novakova, M., Demnerova, K., Mackova, M., 2008. Novel roles for genetically modified plants in environmental protection. *Trends Biotechnol.*, 26: 146–152.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. *Water Analysis: Some methods for limnologists*, Freshwater Biological Association Scientific Publication, No: 36.
- Maine, M.A., Duarte, M.V., Suñé, N.L., 2000. Cadmium Uptake by Floating Macrophytes. *Water Research*, 35(11): 2629–2634.
- Mal, T.K., Adorjan, P., Corbett, A.L., 2002. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*. *Environmental Pollution*, 120: 307-311.
- Manasreh, W., Hailat, I., El-Hasan, T.M., 2010. Heavy metal and anionic contamination in the water and sediments in Al-Mujib reservoir, central Jordan *Environ Earth Sci.*, 60: 613–621.
- Mandal, B.K., Suzuki, K.T., 2002. Arsenic around the world: a review. *Talanta*, 58: 201–235.

- Manyin, T., Rowe, C.L., 2008. Modeling effects of cadmium on population growth of *Palaemonetes pugio*: Results of a full life cycle exposure. *Aquatic Toxicology*, 88: 111–120.
- Marcussen, H., Dalsgaard, A., Holm, P.E., 2008. Content, distribution and fate of 33 elements in sediments of rivers receiving wastewater in Hanoi, Vietnam *Environmental Pollution*, 155: 41-51.
- Marguí, E., Queralt, I. Hidalgo, M., 2009. Application of X-ray fluorescence spectrometry to determination and quantitation of metals in vegetal material, *Trends Anal. Chem.*, 28: 362-372.
- Mason, C.F., 1991. *Biology of Freshwater Pollution*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Matsui, S., Barrett, B.F.D., Banerjee, J., 1991. *Guidelines of Lake Management, Volume 4, Toxic substances management in lakes and reservoirs*. International Lake Environment Committee Foundation, Japan.
- Mazej, Z., Germ, M., 2009. Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes *Chemosphere*, 74: 642–647.
- Memon, A. R., Aktopraklıgil, D., Özdemir, A., Vertii, A., 2001. Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botany*, 25: 111–121.
- Mendil, D., Çelik F., Tuzen, M., Soylak, M., 2009. Assessment of trace metal levels in some moss and lichen samples collected from near the motorway in Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 166: 1344–1350
- Meybeck, M., Chapman, D.V. Helmer, R., 1989. *Global Freshwater Quality: A First Assesment*. WHO/UNEP. Manag., 4 (2): 155-163.

- Miretzky, P., Saralegui, A., Cirelli, A.F., 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina) *Chemosphere*, 57: 997–1005.
- Mizuno, T., Hirano, K., Hosono, A., Kato, S., & Obata, H. (2006). Continual pH lowering and manganese dioxide solubilization in the rhizosphere of the Mn-hyperaccumulator plant *Chengiopanax sciadophylloides*. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52: 726–733.
- Mohan, B.S., Hosetti B.B., 1999. Aquatic Plants for Toxicity Assessment. *Environmental Research*, 81(4): 259-274.
- Mohapatra, A., Rautray, T.R., Vijayan, V., Mohanty, R.K., Dey, S.K., 2007. Trace elemental characterization of some food crustacean tissue samples by EDXRF technique, *Aquaculture*, 270: 552–558.
- Mora S. D., Sheikholeslami, M. R., Wyse E., Azemard S., Cassi, R., 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea *Marine Pollution Bulletin*, 48: 61–77.
- Moriarity, F., 1988. *Ecotoxicology: a study of pollutants in ecosystems*. Academic Press, London.
- Moss, B., 1967. A note on the estimation of chlorophyll-*a* in freshwater algal communities, *Limnol. Oceanogr.*, 12: 340-342.
- Moss, B., 1988. *Ecology of freshwaters: Man and Medium*, 2nd. edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Munteanu, V., Munteanu, G., 2007. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecological Indicators*, 7: 489–496.
- Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2: 108–118.

- Nagpal, N.K., 2004. Water quality guidelines for cobalt. Ministry of Water, Land and Air Protection, Water Protection Section, Water, Air and Climate Change Branch, Victoria
- Newman, M.C., Unger, M.A., 2002. Fundamentals of Ecotoxicology, Second Edition Lewis Publisher Press in United States of America.
- Newton, W.E., Otsuka, S., 1980. Molybdenum Chemistry of Biological Significance, Plenum Press, London.
- Ng, J.C., 2005. Environmental contamination of arsenic and its toxicological impact on humans. *Environ Chem.*, 2: 146–160.
- Nies, D.H., 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Appl Microbiol Biotechnol.*, 51: 730– 50.
- Nimptsch, J., Wunderlin, D.A., Dollan, A., Pflugmacher, S., 2005. Antioxidant and biotransformation enzymes in *Myriophyllum quitense* as biomarkers of heavy metal exposure and eutrophication in Suquia River basin (Córdoba, Argentina). *Chemosphere*, 61: 147–157.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169): 134-139.
- Nriagu J. O., 1989. A global Assessment of Natural Sources of Atmospheric Trace Metals, *Nature*, 338: 47-49.
- Obiajunwa, E.I., 2001, Analysis of some Migerian solid mineral ores by energy dispersive X-ray fluorescence spectroscopy, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 184: 427-440.
- Olivares-Rieumont, S., Rosa, D.D.L., Lima, L., Graham, D.W., Alessandro K.D., Borroto, J., Martíneza, F., Sánchez, J., 2005. Assessment of heavy metal

- levels in Almendares River sediments—Havana City, Cuba Water Research, 39: 3945–3953.
- Osán, J., Török, S., Alföldy, B., Alsecz, A., Falkenberg, G., Baik, S.Y., Van Grieken, R., 2007. Comparison of sediment pollution in the rivers of the Hungarian Upper Tisza Region using non-destructive analytical techniques Spectrochimica Acta Part B, 62: 123–136.
- Özmen, H., Külahcı, F., Çukurovalı, A., Doğru, M., 2004. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazığ, Turkey), Chemosphere, 55: 401–408.
- Öztürk, M., Özözen, G., Minareci, O., Minareci, E., 2008. Determination of Heavy Metals in of Fishes, Water and Sediment from the Demirköprü Dam Lake (Turkey) Journal of Applied Biological Sciences, 2 (3): 99-104.
- Öztürk, M., Özözen, G., Minareci, O., Minareci E., 2009. Determination Of Heavy Metals In Fish, Water And Sediments Of Avsar Dam Lake In Turkey. Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng., 6(2): 73-80.
- Padilla, R., Espen, P.V., Torres, P.P.G., 2006. The suitability of XRF analysis for compositional classification of archaeological ceramic fabric: a comparison with a previous NAA study, Anal. Chim. Acta, 558: 283-289.
- Palit S, Sharma A, Talukder G, 1994. Effect of cobalt on plants. J. Bot Rev., 60: 149–181.
- Parida, B.K., Cggibba, I.M., Nayyar, V.K., 2003. Influence of nickel contaminated soils on fenugreek (*Trigonella corniculata* L.) growth and mineral composition. Sci. Hortic., 98: 113–119.
- Parkar, G.A., 1983. Analytical Chemistry of Molybdenum, Springer-Verlag, Berlin.

- Pascoe, D., Mattery, D.L., 1977. Studies on the toxicity of cadmium to the three-spined stickleback, *Gasterostens aculeatus* L. J. Fish. Biol., 11: 207-215.
- Pekey, H., Karakaş, D., Bakoğlu, M., 2004. Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses Marine Pollution Bulletin, 49: 809–818.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., Shen, Z., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. And their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. Science of the Total Environment, 392: 22-29.
- Peralta-Videa, J.R., Lopez, M.L., Narayan, M., Saupe, G., Gardea-Torresdey, J., 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology, 41: 1665–1677
- Pham N.T.T., Pulkownik, A., Buckney, R.T., 2007. Assesment of heavy metals in sediments and aquatic organisms in West Lake (Ho Tay), Hanoi, Vietnam. Lake & Reservoirs: Research and Management, 12: 285-294.
- Philips, D.H., Rainbow, P.S., 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants, Fenviron, 87 s, London.
- Phipps, D.A., 1981. Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems, in effect of heavy metal pollution on plants, N. W. Lepp (Ed.), Applied Science Publishers, Barking.
- Porvari, P., 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojuí in Amazonia, in the state of Paraí, Brazil. Sci Total Environ., 175: 109–17.

- Prasad, M.N.V., Malec, P., Waloszek, A., Bojko, M., Strzałka, K., 2001. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. *Plant Science*, 161: 881–889.
- Qiu, R. L., Fang, X. H., Tang, Y. T., Du, S. J., Zeng, X. W., & Brewer, E., 2006. Zinc hyperaccumulation and uptake by *Potentilla griffithii* hook. *International Journal of Phytoremediation*, 8: 299–310.
- Rashed, M.N., 2001. Cadmium and lead levels in fish (*Tilapia nilotica*) tissues as biological indicator for lake water pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 68: 75-89.
- Reeves, R.D., 2003. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction *Plant and Soil*, 249: 57–65.
- Roos, M.S., 1994. Sources and Forms of Potentially Toxic Metals in Soil–Plant Systems. John Wiley, Chichester.
- Rostan, E.F., DeBuys H.V., Madey, D.L., 2002. Evidence supporting zinc as an important antioxidant for skin. *Int J of Dermatol.*, 4: 606-11.
- Ruangsomboon, S., Wongrat, L., 2006. Bioaccumulation of cadmium in an experimental aquatic food chain involving phytoplankton (*Chlorella vulgaris*), zooplankton (*Moina macrocopa*), and the predatory catfish *Clarias macrocephalus* × *C. Gariepinus*. *Aquatic Toxicology*, 78 (1,10): 15-20.
- Sahu, R. K., Naraiian, R., Chandra V., 2007. Accumulation of Metals in Naturally Grown Weeds (Aquatic Macrophytes) Grown on an Industrial Effluent Channel, Research Article. *Clean*, 35(3): 261-265.

- Sakan, S.M., Dordević, D.S., Manojlović, D.D., Predrag, P.S., 2009. Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*, 90: 3382–3390.
- Salati, S., Moore, F., 2010. Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran. *Environ Monit. Assess.*, 164: 677–689.
- Samecka-Cymerman, A. and Kempers, A. J., 2004. Toxic metals in aquatic plants surviving in surface water polluted by copper mining industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59: 64-69.
- Sawidis, T., Chettri, M.K., Zachariadis, G.A., Stratis, J.A., 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 32: 73–80.
- Schneegurt, M.A., Jain, J.C., Menicucci, J.A., Brown, S.A., Kemner, K.M., Garofalo D.F., Quallick, M.R., Neal, C.R., Kulpa, C.F., 2001. Biomass byproducts for the remediation of wastewaters contaminated with toxic metals. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 3786-3791.
- Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S., 2005. Chromium toxicity in plants. *Environ. Int.*, 31: 739–753.
- Shen, Z. G., & Liu, Y. L., 1998. Progress in the study on the plants that hyperaccumulate heavy metal. *Plant Physiological Community*, 34, 133–139.
- Shen, G., Lu, Y., Wang, M., Sun, Y., 2005. Status and fuzzy comprehensive assessment of combined heavy metal and organo-chlorine pesticide pollution in Taihu Lake region of China. *J. Environ. Manage.*, 76: 355-362.
- Shine, J., Ryan, D., Limon, J., Ford, T., 1998. Annual cycle of heavy metals in a tropical lake—Lake Chapala, Mexico. *J. Environ. Sci. Health A*, 33: 23–43.

- Shrivastava, K., Agrawal, K., Harmukh, N., 2009. Trace level determination of molybdenum in environmental and biological samples using surfactant-mediated liquid–liquid extraction *Journal of Hazardous Materials*, 161: 325–329.
- Shrivastava, R., Upreti, R.K., Seth, P.K., Chaturvedi, U.C., 2002. Effects of chromium on the immune system. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 34: 1–7.
- Shy, C.M., 1990. Lead in petrol the mistake of the XX.th. *World Health Stat Q*, 43:168-176.
- Siegel, F.R., 2001. *Environmental geochemistry of potentially toxic metals*. New York:Springer-Verlag.
- Smith, A.H., Hopenhayn, C., Bates, M.N., Goeden, H.M., Picciotto, I.H., Duggan, H.M., 1992. Cancer risks from arsenic in drinking water. *Environ Health Perspect*, 97 :259–267.
- Stephens, W.E. Calder, A., 2004. Analysis of non-organic elements in plant foliage using polarised X-ray fluorescence spectrometry, *Anal. Chim. Acta*, 527: 89–96.
- Stoltz, E., Greger, M., 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany*, 47: 271–280.
- Straskraba, M., Tundisi, J.G., 1999. *Guidelines of Lake Management, Volume 9, Reservoir water quality management*. International Lake Environment Committee Foundation, Japan.

- Şengül, F., 1991 Endüstriyel atık suların özellikleri ve arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Basımevi Ünitesi (İzmir), 1-365
- Talling, J.F., Driver, D., 1961. Some problems in the estimation of chlorophyll-a in phytoplankton, In M. S. Doty, ed. Proceedings of Conference Primary Production Measurements in Marine and Freshwaters, University of Hawaii, U.S. Atomic Energy Commission Publication TID 7633.
- Terry, N., Bañuelos, G., 2000. Phytoremediation of Contaminated Soil and Water, Lewis Publishers, New York, 377 pp.
- Teuchies, J., De Deckere, E., Bervoets, L., Meynendonckx, J., Van Regenmortel, S., Blust, R., Meire, P., 2007. Influence of tidal regime on distribution of trace metals in a contaminated tidal freshwater marsh soil colonized with common reed (*Phragmites australis*). Environmental Pollution, 155(1): 20-30
- Thomas, S.L., Swain, W.R., 1988. Session Summary: Sources, fate and controls of toxic contaminants. In: Schmidtke, N.W. (Ed.) 1988 Toxic contamination in large lakes, Vol III. Sources, fate and controls of toxic contaminants, pp. 1-6. Lewis Publisher, Chelsea, Michigan.
- Tien, C.J., 2002. Biosorption of metal ions by freshwater algae with different surface characteristics. Procee Biochemistry, 38: 605-615.
- Timothy, E., Tour L., 1989, Analysis of Rocks using X-Ray Fluorescence Spectrometry, The Rigaku Journal, 6(1): 3-9.
- Todd, A.C., Wetmur, J.G., Moline, J.M., Godbold, J.H., Levin, S.M., Landrigan, P.J., 1996. Unraveling the chronic toxicity of lead: an essential priority for environmental health, Environ. Health Perspec., 104: 141- 146.

- Tolra, R., Pongrac, P., Poschenrieder, C., Vogel-Mikus, K., Regvar, M., Barcelo, J., 2006. Distinctive effects of cadmium on glucosinolate profiles in Cd hyperaccumulator *Thlaspi praecox* and non-hyperaccumulator *Thlaspi arvense*. *Plant and Soil*, 288: 333–341.
- Tsuji, K., Matsuda, A., Nakano, K., Okhrimovskyy, A., 2006. X-ray fluorescence analysis of soft materials using needle-type collimators enabling greater tolerance in analysis depth, *Spectrochim. Acta Part B*, 61:460–464.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, 500 (1- 3): 231-242.
- Turnlund, J.R., 1999. Copper. In: Shils, M.E., Olson, J.A., Shike, M., Ross, A.C. (Eds.), *Modern Nutrition in Health and Disease*. Lippincott Williams and Wilkins, Baltimore, MD.
- Uauy, R., Olivares, M., Gonzalez, M., 1998. Essentiality of copper in humans. *Am. J. Clin. Nutr.*, 67: 952- 959.
- Uğuz, M.F., Turhan, N., Bilgin, A.Z., Şen, A.M., Ve Acarlar, M., 1999. Kulu (Konya), Haymana (Ankara) ve Kırıkkale dolayının jeolojisi: *MTA Derg.*, Rap. No: 10399, Ankara.
- USEPA, 1985. United States Environmental Protection Agency. Health Assessment Document for Nickel. EPA/600/8-83/012F, pp. 3-3.
- USEPA, 1995. Guidance for Sampling and Analysis of Sediments, Water, and Tissues for Dredged Material Evaluations, Chemical Evaluations.
- USEPA, 2000. Introduction to Phytoremediation.
- USEPA, 2001. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual.

- USEPA, 2005. Ecological soil screening levels for cobalt. Washington, DC: US EPA.
- Uysal, H., 1979. İzmir ve Aliğa körfezlerinde *M. galloprovincialis* Lam. Da bazı iz elementlerinin akümülyasyonu ve değişimlerinin araştırılması. T.U.J.J. Birliği Yayın No. 11 M.S.B. Harita Bölge Müdürlüğü Ankara, Çevre Bilimleri. E.Ü. Tanıtım Yayınları Seri no. 10.
- Üstündağ, Z., Üstündağ, I., Kadioğlu, Y.K., 2007. Multi-element analysis of pyrite ores using polarized energy-dispersive X-ray fluorescence spectrometry, *Appl. Radiat. Isot.*, 65: 809–813.
- Vajpayee, P., Tripathi, R.D., Rai, U.N., Ali, M.B., Singh, S.N., 2000. Chromium (VI) accumulation reduces chlorophyll biosynthesis, nitrate reductase activity and protein content in *Nymphaea alba* L. *Chemosphere*, 41: 1075–1082.
- Valitutto, R.S., Sella, S.M., Silva-Filho, E.V., Pereira, R.G., Miekeley, N., 2006. Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of a power supply plant, Rio de Janeiro State, Brazil, *Water Air Soil Pollut*, 178: 89–102.
- Van Assche, F., Cliisters, H. 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell and Environment*, 13(3): 195-206.
- Vardanyan, L.G., Ingole, B.S., 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment International*, 32: 208–218.
- Vartika, R., Vajpayee, P., Singh, N.S., Mehrotra, S., 2004. Effect of chromium accumulation on photosynthetic pigments, oxidative stres defense system, nitrate reduction, proline level and eugenol content of *Ocimum tenuiflorum* L. *Plant Sci.*, 167: 1159–1169.

- Veena, B., Radhakrishnan, C.K., Chacko, J., 1997. Heavy metal induced biochemical effects in an estuarine teleost. *Indian J. Mar. Sci.*, 26: 74–78.
- Vernay, P., Gauthier-Moussard, C., Hitmi, A., 2007. Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation, mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L. *Chemosphere*, 68: 1563–1575.
- Vesk, P.A., Allaway, W.G., 1997. Spatial variation of copper and lead concentrations of water hyacinth plants in a wetland receiving urban run-off. *Aquat. Bot.* 59: 33–44.
- Volesky, B., 2000. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, 59: 203–216.
- Vollenweider, R. A., 1989. Global problems of eutrophication and its control. In J. Salanki & S. Herodek (eds), *Conservation and management of lakes*, Akad. Kiadó, Budapest: 19–42.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V., 2007. Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380: 154–162.
- Wang, Q.; Kim, D. Dionysiou, D. D.; Sorial, G.A. Timberlake, D., 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systemsda literature review. *Environmental Pollution*, 131: 323-336.
- Wei S., Zhou, Q., Saha U. K., 2008. Hyperaccumulative Characteristics of Weed Species to Heavy Metals Water Air Soil Pollut, 192: 173–181
- Weis, J.S., Weis, P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, 30: 685–700.

- Welch, R., 1981. The biological significance of nickel. *J. Plant Nutr.*, 3: 345–356.
- Whitton, B.A., Kelley, M.G., 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian J. Ecol.*, 20: 45–56.
- Winge, D.R., Mehra, R.K., 1990. Host defenses against copper toxicity. *Int. Rev. Exp. Pathol.*, 31: 47- 83.
- Yang, X., Baligar, V.C., Martens, D.C., Clarks, R.B., 1996. Plant tolerance to Ni toxicity. 1. Influx, transport and accumulation of Ni in four species. *J. Plant Nutr.*, 19, 73–85.
- Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H., Willis, A.J., 1997a. Copper and nickel uptake, accumulation and tolerance in populations of *Typha latifolia* L. *New Phytol.*, 136(3): 469–480
- Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H., Willis, A.J. 1997b. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Ann Bot.*, 80(3): 363–370
- Yılmaz, C., 2005. Kızılırmak Deltasında meydana gelen erozyonun coğrafi analizi. Türkiye Kuvaterner Sempozyumu TURQUA-V, İTÜ Avrasya Yer Bilimleri Enstitüsü 227 2-5 Haziran 2005
- Yongming, H., Peixuana, D., Junji, C., Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355: 176– 186
- Zayed, A.M., Terry, N., 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, 249: 139–156.
- Zhang, J., Liu, C.L., 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 54: 1051–1070.

- Zhang, W., Feng, H., Chang, J., Qu, J., Xie, H. Yu, L., 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes. *Environmental Pollution*, 157: 1533–1543.
- Zhang, X., Liu, J., Huang, H. T., Chen, J., Zhu, Y. N., Wang, D. Q., 2007. Chromium accumulation by the hyperaccumulator plant *Leersia hexandra* Swartz. *Chemosphere*, 67: 1138–1143.
- Zhang, X.H., Wang, D.Q., Huang, M., 2004. Development of electroplating sludge technology. *J. Guilin Univ. Technol.*, 24, 502–506.
- Zhao, F.J., Lombi, E., McGrath, S.P., 2003. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* Plant and Soil, 249: 37–43.
- Zheng, N., Wang, Q., Liang, Z., Zheng D., 2008. Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environmental Pollution*, 154: 35-142.
- Zhulidov, A.V., 1996. Heavy metals in Russian Wetlands. In: van Straalen, N.M., Krivolutsky, D.A. (Eds.), *Bioindicators Systems for Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 233–247.
- Zorer, Ö. S., Ceylan H., Doğru M., 2009. Determination of Heavy Metals and Comparison to Gross Radioactivity Concentration in Soil and Sediment Samples of the Bendimahi River Basin (Van, Turkey) *Water Air Soil Pollut*, 196: 75–87.
- Zoumis T, Schmidt A, Grigorova L, Calmano W., 2001. Contaminants in sediments: remobilization and demobilization. *Sci Total Environ.*, 266: 195–202.

Zurayk, R., Sukkariyah B., Baalbakı R., 2001. Common Hydrophytes As Bioindicators of Nickel, Chromium And Cadmium Pollution. Water, Air, And Soil Pollution, 127: 373–388.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Gökben BAŞARAN

Doğum Tarihi : 19.03.1978

Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu : (Kurum ve Yıl)

Lisans : On Dokuz Mayıs Üniversitesi (2000)

Yüksek Lisans : Kırıkkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (2005)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl/Yıllar:

2001- Kırıkkale Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü

Yayımları (SCI) :

Hurevren Kilic , Selcuk Soyupak, İlhami Tuzun, Ozlem İnce and **Gokben Basaran**,
"An automata networks based preprocessing technique for artificial neural
network modelling of primary production levels in reservoirs", *Ecological
Modelling*, 201(3-4): 359-368, 2007

Ilhami Tüzün, Gülay Bayramoğlu, Emine Yalçın, **Gökben Başaran**, Gökçe Çelik,
M. Yakup Arıca Equilibrium And Kinetic Studies On Biosorption Of Hg(II),
Cd(II) And Pb(II) İons Onto Microalgae *Chlamydomonas Reinhardtii*. Journal
Of Environmental Management, 77 (2): 85-92, 2005

Yayımları (Diğer) :

İlhami Tuzun, Selçuk Soyupak, Ozlem İnce, **Gokben Başaran**, " Application of
artificial neural network-based approach for calculating dissolved oxygen
profiles in Kapulukaya Dam Reservoir" ,(*International Journal of Ecology
and Development (IJED)*), 7(S07): 5-21, 2007