

**T.C.**  
**RECEP TAYYIP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**DOĞU KARADENİZ'DE SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE <sup>137</sup>Cs**  
**RADYOİZOTOPUNUN DENEYSEL EKOLOJİK ÖMÜR TAYİNİ**  
**VE BAZI AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ**  
**BELİRLENMESİ**

**MURAT ŞİRİN**

**TEZ DANIŞMANI**

**PROF. DR. HASAN BALTAŞ**

**TEZ JÜRİLERİ**

**PROF. DR. UĞUR ÇEVİK**

**PROF. DR. KADİR SEYHAN**

**DOÇ. DR. GÖKTUĞ DALGIÇ**

**DR. ÖĞR. ÜYESİ NİLAY AKÇAY**

**DOKTORA TEZİ**  
**FİZİK ANABİLİM DALI**

**RİZE-2018**

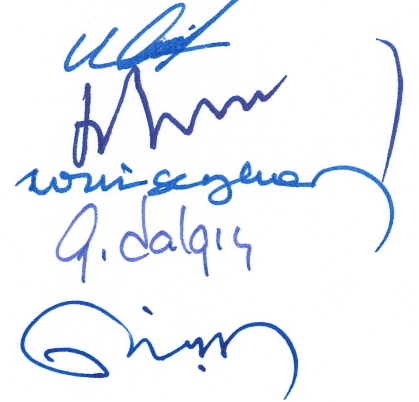
**Her Hakkı Saklıdır**

T.C.  
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**DOĞU KARADENİZ'DE SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE <sup>137</sup>Cs  
RADYOİZOTOPUNUN DENEYSEL EKOLOJİK ÖMÜR TAYİNİ VE BAZI  
AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ BELİRLENMESİ**

Prof. Dr. Hasan BALTAŞ danışmanlığında, Murat ŞİRİN tarafından hazırlanan bu çalışma, Enstitü Yönetim Kurulu kararıyla oluşturulan jüri tarafından 02/07/2018 tarihinde Fizik Anabilim Dalı'nda **DOKTORA** tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri	Unvanı	Adı	Soyadı
Başkan	: Prof. Dr.	Uğur	ÇEVİK
Üye	: Prof. Dr.	Hasan	BALTAŞ
Üye	: Prof. Dr.	Kadir	SEYHAN
Üye	: Doç. Dr.	Göktuğ	DALGIÇ
Üye	: Dr. Öğr. Üyesi	Nilay	AKÇAY

İmzası  


  
Doç. Dr. Ferhat KALAYCI  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ  


## ÖNSÖZ

Doğu Karadeniz'de Sediment Örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  Radyoizotopunun Deneysel Ekolojik Ömür Tayini ve Bazı Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi için yapılan bu çalışma, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalında “Doktora Tezi” olarak hazırlanmıştır.

Doktora tez çalışmamın her aşamasında benden yardımlarını ve gerek maddi gerekse manevi desteğini esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Hasan BALTAŞ'a en içten dileklerle teşekkür ederim.

Doktora tez çalışmalarımda bilgi ve tecrübelerini benden esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Uğur ÇEVİK'e ve sediment örneklerinin toplanması ve deneylerin yapılmasında bana yardımcı olan Sayın Doç. Dr. Göktuğ DALGIÇ'a teşekkürü bir borç bilirim. Sediment örneklerinin fiziko-kimyasal parametrelerinin belirlenmesinde yardımlarından dolayı Sayın Dr. Öğr. Üyesi Kenan GEDİK'e ve örnekleme noktaları haritasının çizimi için Sayın Dr. Öğr. Üyesi Yılmaz DEMİR'e teşekkür ederim.

Fizik Bölümü Atom ve Molekül Fiziği Araştırma Laboratuvarı'nda çalışmalarım boyunca ilgilerini ve desteklerini esirgemeyen Sayın Esra YILMAZ BAYRAK'a, Fatih DEVRAN'a, Emre GÖKBAYRAK'a, Gülnara İMİNOVA'ya ve Ömer ÇORUH'a teşekkürlerimi sunarım.

Doğduğum günden beri yanımda olan, bulunduğum yeri onlara borçlu olduğum ANNEME ve BABAMA ve desteğini hep yanımda hissettiğim sevgili eşim Ayşegül MAZLUM ŞİRİN'e sonsuz şükranlarımı sunarım.

Hazırlanan bu Doktora tezi, TÜBİTAK Çevre Atmosfer Yer ve Deniz Bilimleri Araştırma Grubu (ÇAYDAG) tarafından 114Y652 nolu proje ile desteklenmiştir.

**Murat ŞİRİN**

## TEZ ETİK BEYANNAMESİ

Tarafımdan hazırlanan “Doğu Karadeniz'de Sediment Örneklerinde <sup>137</sup>Cs Radyoizotopunun Deneysel Ekolojik Ömür Tayini ve Bazı Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi” başlıklı bu tezin, Yükseköğretim Kurulu Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesindeki hususlara uygun olarak hazırladığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal işlemi kabul ettiğimi beyan ederim.  
02/07/2018



Murat ŞİRİN

*Uyarı: Bu tezde kullanılan özgün ve/veya başka kaynaklardan sunulan içeriğin kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.*

## ÖZET

# DOĞU KARADENİZ'DE SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE <sup>137</sup>Cs RADYOİZOTOPUNUN DENEYSEL EKOLOJİK ÖMÜR TAYİNİ VE BAZI AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ BELİRLENMESİ

**Murat ŞİRİN**

**Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Fizik Anabilim Dalı  
Doktora Tezi**

**Danışmanı: Prof. Dr. Hasan BALTAŞ**

Bu çalışmada, 22 yıl önce Doğu Karadeniz kıyısı boyunca yapılan çalışmadaki aynı örnekleme noktalarından (15 istasyon) toplanan sediment örneklerinde radyoaktivite seviyeleri ve bazı ağır metallerin (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As ve Pb) konsantrasyonları araştırılmıştır. Sediment örneklerinde <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>40</sup>K ve <sup>137</sup>Cs için aktiflik konsantrasyonlarının sırasıyla 10,94-25,95, 12,14-33,05, 265,74-459,89 ve 2,08-37,45 Bq kg<sup>-1</sup> aralığında değiştiği tespit edilmiştir. İki örnekleme istasyonu hariç, 22 yıl süresince tüm örnekleme istasyonlarında sediment örneklerinde <sup>137</sup>Cs aktiflik konsantrasyonu değerlerinde ciddi bir azalma tespit edilmiştir. <sup>137</sup>Cs radyoizotopu için ekolojik yarı-ömür değerleri 5,24–92,48 yıl aralığında bulunmuştur. Bunlara ilaveten, hesaplanan radyolojik risk parametreleri uluslararası sınır değerlerle karşılaştırıldığında halk sağlığı açısından herhangi bir risk tespit edilmemiştir. Ayrıca, sediment örneklerinde Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As ve Pb için konsantrasyon değerlerinin sırasıyla 470,81-776,26 µgg<sup>-1</sup>, % 3,33-4,95, 11,59-79,72 µgg<sup>-1</sup>, 28,52-100,74 µgg<sup>-1</sup>, 52,70-147,91 µgg<sup>-1</sup>, 3,82-14,85 µgg<sup>-1</sup> ve 17,10-102,34 µgg<sup>-1</sup> aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Tüm istasyonlarda metallerin genel ortalamasına bakıldığında Cu ve Pb değerlerinin dünya şeyl ortalaması değerlerinden yüksek olduğu görülmüştür. USEPA tarafından önerilen Sediment Kalite Yönergesi kriteri değerlerine göre bölgede Ni, Zn ve Pb için orta derecede, Cu ve As için ise ağır derecede kirlenme tespit edilmiştir. Ağır metallerin kaynaklarını belirlemek için yapılan Temel Bileşenler Analizi (PCA) sonuçlarına göre sediment örneklerinde birikim gösteren Cu, Zn, As ve Pb elementlerinin ana kaynağının antropojenik kökenli olduğu sonucuna varılmıştır.

**2018, 132 sayfa**

**Anahtar Kelimeler:** Doğu Karadeniz, Sediment, <sup>137</sup>Cs, Ekolojik Yarı-Ömür, Ağır Metal Kirliliği.

## ABSTRACT

### DETERMINATION OF EXPERIMENTAL ECOLOGICAL HALF-LIFE OF $^{137}\text{Cs}$ RADIOISOTOPE AND SOME HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN SEDIMENT SAMPLES IN THE EASTERN BLACK SEA

Murat ŞİRİN

Recep Tayyip Erdoğan University  
Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Department of Physics  
Ph. D. Thesis  
Supervisor: Prof. Dr. Hasan BALTAŞ

In this study, radioactivity levels and some heavy metals (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As and Pb) concentrations were investigated in sediment samples collected from the same sampling points (15 station) in the study conducted 22 years ago along the Eastern Black Sea coast. The activity concentrations for  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the sediment samples were changed between 10.94-25.95, 12.14-33.05, 265.74-459.89 and 2.08-37.45 Bq kg<sup>-1</sup>, respectively. A significant decrease in  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration values was found in sediment samples at all sampling stations for 22 years, except for two sampling stations. Ecological half-life values for the  $^{137}\text{Cs}$  radioisotope ranged from 5,24 to 92,48 years. In addition, when the calculated radiological risk parameters are compared with international limit values, no risk has been determined in terms of public health. Concentration values of Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As and Pb in sediment samples were changed between 470.81-776.26 µgg<sup>-1</sup>, 3.33-4.95 %, 11.59-79.72 µgg<sup>-1</sup>, 28.52-100.74 µgg<sup>-1</sup>, 52.70-147.91 µgg<sup>-1</sup>, 3.82-14.85 µgg<sup>-1</sup> and 17.10-102.34 µgg<sup>-1</sup>, respectively. In all stations, Cu and Pb values were found to be higher than the world shale averages when the general average of metals was examined. According to the criteria of Sediment Quality Guideline recommended by USEPA, Ni, Zn and Pb in the region were found to be moderately whereas Cu and As were found to be heavily contaminated. According to the results of Principal Component Analysis (PCA), the main source of Cu, Zn, As and Pb elements in the sediment samples was found to be anthropogenic in origin.

2018, 132 pages

**Keywords:** Eastern Black Sea, Sediment,  $^{137}\text{Cs}$ , Ecological Half-Life, Heavy Metal Pollution.

## İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ .....	I
TEZ ETİK BEYANNAMESİ.....	II
ÖZET .....	III
ABSTRACT .....	IV
İÇİNDEKİLER.....	V
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	IX
TABLolar DİZİNİ.....	XI
SEMBOLLER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	XIII
1. GENEL BİLGİLER .....	1
1.1. Giriş .....	1
1.2. Literatür Özeti.....	4
1.3. Radyoaktivite .....	10
1.3.1. Doğal Radyoaktivite.....	10
1.3.2. Yapay Radyoaktivite .....	11
1.3.3. Radyoaktif Bozunma Kanunu .....	13
1.3.4. Peş Peşe Bozunma Kanunu .....	14
1.3.5. Radyoaktif Denge.....	16
1.3.5.1. Geçici Denge.....	16
1.3.5.2. Sürekli Denge .....	16
1.4. Radyasyon Birimleri .....	17
1.4.1. Radyoaktivite Birimleri.....	17
1.4.2. Işınlama Birimi.....	17
1.4.3. Soğurulma Doz Birimi .....	17
1.4.4. Eşdeğer Doz Birimi .....	18
1.5. Gama Işınlmasının Madde ile Etkileşmesi.....	18
1.5.1. Fotoelektrik Olay.....	19
1.5.2. Compton Saçılması .....	20
1.5.3. Çift Oluşumu .....	22
1.6. Gama Işını Dedektörleri.....	23
1.6.1. Yarıiletken Dedektörler .....	24
1.6.2. Sintilasyon Dedektörleri.....	24
1.7. X Işınları .....	26

1.7.1.	Sürekli (Frenleme) X-Işınları .....	27
1.7.2.	Karakteristik X-Işınları .....	28
1.8.	ED-XRF (Enerji Dağılımlı X-Işını Spektrometresi) Sistemi ve Çalışma Şartları.....	31
1.8.1.	EDXRF Spektrometresinin Tanıtımı.....	31
1.8.2.	3D Optikli EDXRF Spektrometreleri.....	32
2.	YAPILAN ÇALIŞMALAR .....	35
2.1.	Örnekleme Noktaları.....	35
2.2.	Araziden Sediment Örnekleme Çalışmaları .....	36
2.3.	Örneklerin Radyoaktivite ve Ağır Metal Ölçümü İçin Hazır Hale Getirilmesi .....	38
2.4.	Yöntem.....	41
2.4.1.	Gama Spektrometresi .....	41
2.4.1.1.	Deneysel Yöntem .....	44
2.4.1.1.1.	Enerji Kalibrasyonu .....	44
2.4.1.1.2.	Verim Kalibrasyonu.....	46
2.4.1.1.3.	Spektrumların Alınması.....	47
2.4.1.1.4.	Pik belirleme ve Değerlendirme .....	49
2.4.1.1.5.	Minimum Dedekte Edilebilir Aktivite.....	49
2.4.1.2.	Aktivite Hesabı .....	50
2.4.1.3.	<sup>137</sup> Cs Radyoizotopunun Ekolojik Yarı-Ömür Hesabı .....	51
2.4.2.	Radyolojik Parametreler .....	52
2.4.2.1.	Radyum Eşdeğer Aktifliği ve Dış Tehlike İndeksi .....	52
2.4.2.2.	Soğurulan Gama Doz Hızı.....	53
2.4.2.3.	Yıllık Etkin Doz.....	53
2.4.2.4.	Kanserojen Risk.....	53
2.4.2.5.	Farklı Vücut Organları ve Dokular İçin Etkin Doz Oranı Hesabı .....	54
2.4.3.	EDXRF Spektrometresi .....	54
2.4.4.	Sediment Örneklerinde Fiziko Kimyasal Parametrelerin Belirlenmesi .....	56
2.4.4.1.	Organik Madde Miktarının Belirlenmesi.....	56
2.4.4.2.	pH Ölçümü.....	57
2.4.4.3.	Dane Boyutunun Belirlenmesi.....	57
2.4.5.	Ağır Metallerin Kirlilik Boyutunun Değerlendirilmesi .....	57
2.4.5.1.	Zenginleşme Faktörü (EF) .....	58
2.4.5.2.	Jeobirikim İndeksi (Geoaccumulation Index, I <sub>geo</sub> ) .....	59



2.4.5.3.	Kirlilik Faktörü ( $C_f$ ).....	60
2.4.5.4.	Kirlilik Yük İndeksi (PLI) .....	61
2.4.5.5.	Potansiyel Ekolojik Risk Faktörü ( $E_r^1$ ) ve Risk İndeksi (PERI).....	61
2.5.	İstatistiksel Analiz.....	63
3.	BULGULAR.....	64
3.1.	Sediment Örneklerinin Fiziko Kimyasal Parametreleri.....	64
3.2.	Sediment Örneklerinde Gama Radyoaktivite Değerleri .....	65
3.3.	$^{137}\text{Cs}$ Radyoizotopunun Ekolojik Yarı-Ömür Değerleri .....	66
3.4.	Sediment Örneklerinde Hesaplanan Radyolojik Risk Parametreleri .....	67
3.5.	Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları.....	71
3.6.	Sediment Örneklerinde Hesaplanan Kirlilik İndeksleri .....	73
4.	TARTIŞMA ve SONUÇLAR.....	77
4.1.	Sediment Örneklerinde Radyoaktivite.....	77
4.1.1.	Sedimentte $^{226}\text{Ra}$ .....	77
4.1.2.	Sedimentte $^{232}\text{Th}$ .....	78
4.1.3.	Sedimentte $^{40}\text{K}$ .....	79
4.1.4.	Sedimentte $^{137}\text{Cs}$ .....	80
4.1.5.	Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi Sonuçları .....	81
4.1.6.	Sediment Örneklerinde Radyoaktiflik Konsantrasyonların Değerlendirilmesi .....	83
4.1.7.	Sediment Örnekleri İçin Hesaplanan Radyolojik Risk Parametrelerinin Değerlendirilmesi .....	89
4.1.8.	Sediment Örneklerinde $^{137}\text{Cs}$ 'nin Ekolojik Yarı-Ömür Sonuçlarının Değerlendirilmesi .....	90
4.2.	Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metaller.....	91
4.2.1.	Sedimentte Mn .....	91
4.2.2.	Sedimentte Fe.....	92
4.2.3.	Sedimentte Ni.....	93
4.2.4.	Sedimentte Cu .....	94
4.2.5.	Sedimentte Zn .....	95
4.2.6.	Sedimentte As .....	96
4.2.7.	Sedimentte Pb.....	97
4.2.8.	Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi Sonuçları .....	98
4.2.9.	Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metallerin Değerlendirilmesi .....	100
4.2.10.	Ağır Metaller İçin Hesaplanan Kirlilik Parametrelerinin Değerlendirilmesi .....	112

5. ÖNERİLER.....	114
KAYNAKLAR .....	116
EKLER .....	127
ÖZGEÇMİŞ.....	130



## ŞEKİLLER DİZİNİ

<b>Şekil 1.</b>	$^{137}\text{Cs}$ 'nin bozunma şeması (URL-1).....	13
<b>Şekil 2.</b>	Radyoaktif bir numune miktarının zamanla değişimi. ....	14
<b>Şekil 3.</b>	Fotoelektrik olay.....	19
<b>Şekil 4.</b>	Compton saçılması. ....	21
<b>Şekil 5.</b>	Çift Oluşumu. ....	23
<b>Şekil 6.</b>	Yarıiletken dedektör şeması. ....	24
<b>Şekil 7.</b>	Bir çoğaltıcı tüpün çalışma şeması (Brouwer, 2003). ....	25
<b>Şekil 8.</b>	X-ışını Tüpü (Brouwer, 2003).....	27
<b>Şekil 9.</b>	Sürekli X-ışınlarının oluşumu (Biber, 2010).....	28
<b>Şekil 10.</b>	Karakteristik X-ışınlarının ve Auger elektronunun meydana gelmesi. ....	29
<b>Şekil 11.</b>	Atomlarda elektron geçişleri ve karakteristik X-ışını yayımlanmasının şematik olarak gösterimi (Baltaş, 2006). ....	30
<b>Şekil 12.</b>	Sürekli ve karakteristik X-ışınları dalga boyu spektrumu (URL-2).....	31
<b>Şekil 13.</b>	3D optiğine sahip EDXRF spektrometresiyle ölçülmüş sediment spektrumu örneği. ....	33
<b>Şekil 14.</b>	Doğrudan uyarımsız polarize 3D optikli enerji dağılımlı X-ışını spektrometresi (Brouwer, 2003). ....	33
<b>Şekil 15.</b>	EDXRF cihazı (Epsilon 5, PANalytical, Almelo, the Netherlands). ....	34
<b>Şekil 16.</b>	Doğu Karadeniz Bölgesinde örnekleme yapılan istasyonlar. ....	35
<b>Şekil 17.</b>	Van-Ween grap kepçesi ile sediment örnekleme yapılırken. ....	37
<b>Şekil 18.</b>	a) 85 $^{\circ}\text{C}$ 'de etüvde kurutulmuş sediment örnekleri b) Elekten (37 $\mu\text{m}$ ) geçirilen sediment örnekleri c) $^{137}\text{Cs}$ radyoizotopu konsantrasyonlarını ölçmek için hazır hale getirilen sediment örnekleri.....	39
<b>Şekil 19.</b>	a) (4g:1g) oranında sediment örneği ve wax'ın havanda karıştırılması b) Sediment örneklerinin pellet haline getirildiği hidrolik pres makinası f) EDXRF ölçümü için hazır hale getirilen sediment örneklerinin pelletleri. .	40
<b>Şekil 20.</b>	Gama spektrometre sisteminin genel görünüşü.....	41
<b>Şekil 21.</b>	Gama spektrometre sisteminin blok diyagramı.....	42
<b>Şekil 22.</b>	$^{152}\text{Eu}$ 'nin bozunma şeması. ....	44
<b>Şekil 23.</b>	Enerji-Kanal grafiği.....	46
<b>Şekil 24.</b>	Enerji-Verim eğrisi.....	47
<b>Şekil 25.</b>	Sediment örneğinin kurşun zırh içinde dedektörde ölçümü. ....	48
<b>Şekil 26.</b>	Sediment örneği için gama spektrumu örneği. ....	48

<b>Şekil 27.</b> a) Sediment örneklerinin kül kaplarında etüve bırakılması b) Sediment örneklerinin fırına bırakılması c) Oda sıcaklığına değin soğuyan ve desikatörden alınan sediment örnekleri. ....	56
<b>Şekil 28.</b> Doğu Karadeniz bölgesinde sediment örneklerinde <sup>137</sup> Cs radyoizotopunun ortalama aktiflik konsantrasyonlarının değışimi. ....	67
<b>Şekil 29.</b> Farklı vücut organları ve dokulardaki etkin doz oranı değışimi. ....	70
<b>Şekil 30.</b> Sediment örneklerinde <sup>226</sup> Ra aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	78
<b>Şekil 31.</b> Sediment örneklerinde <sup>232</sup> Th aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	79
<b>Şekil 32.</b> Sediment örneklerinde <sup>40</sup> K aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	80
<b>Şekil 33.</b> Sediment örneklerinde <sup>137</sup> Cs aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	81
<b>Şekil 34.</b> Sediment örneklerinde <sup>137</sup> Cs ile <sup>40</sup> K aktivite konsantrasyonları arasındaki değışimi. ....	83
<b>Şekil 35.</b> Sediment örneklerinde a) <sup>226</sup> Ra b) <sup>232</sup> Th c) <sup>40</sup> K d) <sup>137</sup> Cs radyoaktif çekirdeklerinin illere göre ortalama konsantrasyonları. ....	84
<b>Şekil 36.</b> Değişkenlerin faktörlere göre dağılımı. ....	85
<b>Şekil 37.</b> Sediment örneklerinde Mn konsantrasyonunun istasyonlara değışimi. ....	91
<b>Şekil 38.</b> Sediment örneklerinde Fe konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	92
<b>Şekil 39.</b> Sediment örneklerinde Ni konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ....	93
<b>Şekil 40.</b> Sediment örneklerinde Cu konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ...	94
<b>Şekil 41.</b> Sediment örneklerinde Zn konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ...	95
<b>Şekil 42.</b> Sediment örneklerinde As konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ...	96
<b>Şekil 43.</b> Sediment örneklerinde Pb konsantrasyonunun istasyonlara göre değışimi. ...	97
<b>Şekil 44.</b> Sediment örneklerinde Mn (a), Fe (b), Ni (c), Cu (d), Zn (e), As (f), Pb (g) ....	105
<b>Şekil 45.</b> Sediment örneklerinde Mn (a), Fe (b), Ni (c), Cu (d), Zn (e), As (f), Pb (g) metalleri için illere göre ortalama konsantrasyonların ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) istatistiksel özeti. ....	106
<b>Şekil 46.</b> Sediment örneklerinde faktör analiz grafiği. ....	108

## TABLolar DİZİNİ

<b>Tablo 1.</b> Doğal radyoaktif seriler ve bazı özellikleri.....	11
<b>Tablo 2.</b> Yapay radyoaktif çekirdekler.....	12
<b>Tablo 3.</b> Radyasyon ölçümü için nicelikler ve birimleri.....	18
<b>Tablo 4.</b> Örnekleme istasyonları ve örnek alma derinlikleri.....	36
<b>Tablo 5.</b> <sup>152</sup> Eu kalibrasyon kaynağının özellikleri. ....	45
<b>Tablo 6.</b> Standart kaynak için enerjilerin kanallara göre değişim değerleri. ....	45
<b>Tablo 7.</b> Aktivitesi hesaplanan radyoaktif çekirdekler ve salma hızları. ....	49
<b>Tablo 8.</b> Dedektörle algılanan radyonüklidlerin minimum dedekte edilebilir aktivite (MDA) değerleri. ....	50
<b>Tablo 9.</b> Yosun-Toprak (IAEA-447) örneklerinin radyoaktiflik konsantrasyon sonuçları (Bq kg <sup>-1</sup> ). ....	51
<b>Tablo 10.</b> Faklı organ ve dokular için <i>f</i> değerleri.....	54
<b>Tablo 11.</b> Uygulama ölçüm zamanına bağlı dedeksiyon limitleri (DL) .....	55
<b>Tablo 12.</b> Sertifikalı referans malzeme sediment (NRCMESS-3) örneğinin kimyasal analiz sonuçları . ....	55
<b>Tablo 13.</b> Zenginleşme Faktörü (EF) sınıflaması (Sutherland, 2000). ....	59
<b>Tablo 14.</b> Jeobirikim İndeksi (I <sub>geo</sub> ) sınıflanması (Muller, 1979).....	60
<b>Tablo 15.</b> Kirlilik Faktörü (C <sub>f</sub> ) sınıflanması (Hakanson, 1980).....	61
<b>Tablo 16.</b> Potansiyel ekolojik risk indeksi (PERI) ve risk faktörlerinin (E <sub>r</sub> <sup>i</sup> ) sınıflandırılması (Hakanson, 1980).....	62
<b>Tablo 17.</b> Sediment örneklerinin fiziko kimyasal özellikleri.....	64
<b>Tablo 18.</b> Sediment örneklerinde <sup>226</sup> Ra, <sup>232</sup> Th, <sup>40</sup> K ve <sup>137</sup> Cs aktiflik konsantrasyonları. ....	65
<b>Tablo 19.</b> <sup>137</sup> Cs için sediment örneklerinde hesaplanan ekolojik yarı-ömür değerleri. .	66
<b>Tablo 20.</b> Sediment örnekleri için hesaplanan radyolojik parametreler. ....	68
<b>Tablo 21.</b> Farklı vücut organları ve dokulardaki etkin doz oranları (D <sub>organ</sub> ) (mSv y <sup>-1</sup> )..	69
<b>Tablo 22.</b> Sediment örneklerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyonları. ....	72
<b>Tablo 23.</b> Sediment örneklerinde ağır metallerin zenginleşme faktörleri (EF). ....	73
<b>Tablo 24.</b> Sediment örneklerinde ağır metallerin jeobirikim (I <sub>geo</sub> ) değerleri. ....	74
<b>Tablo 25.</b> Sediment örneklerinde ağır metallerin konsantrasyon faktörü (C <sub>f</sub> ) ve kirlilik yük indeksi (PLI) değerleri. ....	75
<b>Tablo 26.</b> Sediment örneklerinde Potansiyel ekolojik risk faktörü (E <sub>r</sub> <sup>i</sup> ) ve risk indeksi (PERI) değerleri. ....	76
<b>Tablo 27.</b> Sediment örneklerinde illere göre ortalama <sup>226</sup> Ra aktiflik konsantrasyonları (Bq kg <sup>-1</sup> ). ....	77

<b>Tablo 28.</b> Sediment örneklerinde illere göre ortalama $^{232}\text{Th}$ aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ). .....	78
<b>Tablo 29.</b> Sediment örneklerinde illere göre ortalama $^{40}\text{K}$ aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ). .....	80
<b>Tablo 30.</b> Sediment örneklerinde illere göre ortalama $^{137}\text{Cs}$ aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ). .....	81
<b>Tablo 31.</b> Sediment örneklerinde elementler arası korelasyon katsayıları. ....	82
<b>Tablo 32.</b> Sediment örneklerinde Temel Bileşenler Analizi sonuçları .....	85
<b>Tablo 33.</b> Sediment örneklerinde radyoaktiflik konsantrasyon değerlerinin diğer çalışmalarla karşılaştırılması.....	88
<b>Tablo 34.</b> Sedimentte illere göre ortalama Mn konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	91
<b>Tablo 35.</b> Sedimentte illere göre ortalama Fe konsantrasyonları (%). .....	92
<b>Tablo 36.</b> Sedimentte illere göre ortalama Ni konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	93
<b>Tablo 37.</b> Sedimentte illere göre ortalama Cu konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	94
<b>Tablo 38.</b> Sedimentte illere göre ortalama Zn konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	95
<b>Tablo 39.</b> Sedimentte illere göre ortalama As konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	96
<b>Tablo 40.</b> Sedimentte illere göre ortalama Pb konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). .....	97
<b>Tablo 41.</b> Sedimentlerde elementler ve fiziko-kimyasal parametreler arası korelasyon katsayıları. ....	99
<b>Tablo 42.</b> Sediment örneklerinde tespit edilen ağır metallerin Sediment Kalite Yönergesi (SQGs) ve dünya ortalama Şeyl değerleri ile kıyaslanması. ....	102
<b>Tablo 43.</b> Sediment örneklerinde Temel Bileşenler Analizi sonuçları. ....	108
<b>Tablo 44.</b> Sediment örneklerindeki metal konsantrasyonlarının ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) diğer çalışmalarla kıyaslanması. ....	111

## SEMBOLLER ve KISALTMALAR DİZİNİ

A	Aktiflik
Bq	Becquerel
Ci	Curie
D	Soğrulan Doz
Gy	Gray
DW	Kuru Ağırlık
HPGe	Yüksek Saflıkta Germanyum
IAEA	Uluslararası Atom Enerji Kurumu
MDA	Minimum Dedekte Edilebilir Aktivite
N	Radyoaktif Çekirdek Sayısı
$N_0$	İntegrasyon Sabiti
$R_{eq}$	Radyum Eşdeğer Aktifliği
Sv	Sievert
$T_{1/2}$	Yarı-Ömür
$T_{E1/2}$	Ekolojik Yarı-Ömür
UNSCEAR	Birleşmiş Milletler Atomik Radyasyonun Etkileri Bilimsel Komitesi
YED	Yıllık Etkin Doz
YAED	Yıllık Alınan Etkin Doz
YBATD	Yaşam Boyu Alınan Toplam Doz
$D_{organ}$	Organ veya Dokular İçin Etkin Doz Oranı
KR	Kanserojen Risk
EF	Zenginleşme Faktörü
$I_{geo}$	Jeobirikim İndeksi
$C_f$	Kirlilik Faktörü
PLI	Kirlilik Yük İndeksi
$E_r^i$	Potansiyel Ekolojik Risk Faktörü
PERI	Potansiyel Ekolojik Risk İndeksi
USEPA	Amerika Çevre Koruma Ajansı
NOAA	Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi
SQG	Sediment Kalite Yönergesi

## 1. GENEL BİLGİLER

### 1.1. Giriş

Karadeniz dünyadaki en geniş anoksik havza durumundadır. Türkiye'nin Doğu Karadeniz kıyısı 500 km'den daha fazla kıyı şeridi uzunluğuna sahip ve yaklaşık on milyonluk popülasyonu ile birlikte gelişmekte olan bir bölgedir. Trabzon dâhil çeşitli büyüklükte 15 şehre sahip olan bu bölge toplam popülasyonun % 15'ine sahiptir. 2000 yılından beri bu bölgenin kıyı şeridi otoyol yapımından güçlü bir şekilde etkilenmiştir. Nehirlerden giren tatlı suların etkisinden ötürü Karadeniz sularının yüzey tabakası oldukça düşük tuzluluk göstermektedir. Karadeniz'in yüzey akıntı sistemi siklonik döngü ile simgelenmektedir. Bu dairesel ana akımlar arasında ve kıyılara yakın dış kenarlarda daha küçük boyutlu dairesel akımlar ve ters akımlar oluşmaktadır. Akıntı hızı derinlik artışı ile ters orantılı olarak, yüzeyden 200 m ye kadar gittikçe azalır. Aynı şekilde, bölgesel değişiklikler göstermekle beraber, genel olarak yüzey akıntılarının şiddeti kıyıdan açığa gidildikçe azalır ve etkinliği 15-19 mil açıklarda oldukça zayıflar. Bu bölgenin kıyısız alanları denizel biyolojik kaynakların korunmasında araştırmacılar için son derece önemlidir (Topçuoğlu vd., 2002; Ergül vd., 2006; Ergül vd., 2008; Cevik vd., 2008; Baltas vd., 2016; Mani, 2013).

Radyoaktif kirleticiler, denizel ortamda ciddi çevresel kaygılara sebep olmaktadır (Pappa et al., 2016). Bir çok antropojenik radyonüklidin Çernobil Nükleer Santral kazasından sonra Karadeniz'e girdiği bilinmektedir (Topçuoğlu vd., 2003). Özellikle Türkiye'nin kuzey bölümü Çernobil kazası tarafından önemli bir şekilde kirletilmiştir. Kazadan sonra, meteorolojik durumlar tarafından Türkiye'ye taşınan radyoaktif bulutlar Karadeniz bölgesinin kıyısız alanlarında bitki örtüsü ve toprak yüzeyinde önemli bir kirliliğe sebep olmuştur (Cevik vd., 2006; Celik vd., 2009; Cevik ve Celik, 2009). Aynı zamanda, Çernobil kazasından bu yana, Don, Dinyeper ve Tuna nehirlerinin drenaj alanlarından bazı antropojenik radyonüklidler Karadeniz'e giriş yapmaktadır (Kılıç vd., 2014). Ayrıca, nükleer reaktörler, nükleer silah denemeleri, endüstriyel aktiviteler ve tıbbi atıklar denizel ortamda ciddi etkilere sebep olan antropojenik radyonüklidlerin kirlilik kaynaklarını oluşturmaktadır. Uzun süreli fiziksel yarı-ömre (30.2 yıl) sahip olan nükleer fisyon ürünü <sup>137</sup>Cs radyoizotopu, Karadeniz denizel ortamının kirliliğinden sorumlu



başlıca radyoizotop olarak bilinmektedir (Baltas vd., 2018). <sup>137</sup>Cs radyoizotopu, yağmur suları ile birlikte yeryüzüne ulaşmakta ve pedosfer tabakasındaki toprak kolloidleri tarafından adsorbe edilmektedir (Ritchie vd., 1990). Son yıllarda artan antropojenik baskılar, Karadeniz ekosisteminde önemli değişikliklere sebep olmuştur (Delfanti vd., 2014). Nüfus artışı, teknolojik gelişmeler, radyoaktif maddelerin miktarı, petrol ürünleri ve metallerin çeşitliliği gibi bir çok faktörün sonucu olarak Karadeniz'in sucul ortamında kirlilik seviyeleri git gide artış göstermiştir. Sucul ortamda biriken kirleticilerin büyük çoğunluğundan ötürü bu ortamda yaşayan pek çok organizmanın nesli tükenme riski ile karşı karşıya kalmıştır (Koçbaş ve Güner, 2008). Doğal ve yapay radyonüklidler farklı ortamlar tarafından kısa ve uzun mesafelere taşınmakta ve son olarakta sedimentlerde çökelmektedirler (Otansev vd., 2016; Papaefthymiou vd., 2013). Bu yüzden, sediment örneklerinde radyonüklidlerin dağılımları ve konsantrasyonların seviyelerini bilmek çevresel kirliliğin izlenmesi için son derece önemlidir (Ravisankar vd., 2015).

Ayrıca, Karadeniz'in denizel ekosisteminde bir diğer önemli unsur ise ağır metal kirliliğidir. Ağır metaller çok ciddi çevresel kirleticilerdir. Çoğu metaller organizmalar için gerekli olmasına rağmen yüksek konsantrasyonlarda toksik etki yaratmaktadır. Deniz suyunda bulunan ağır metaller sürekli olarak hem doğal hemde insan kökenli kaynaklardan deniz ortamına girmektedir (Bat vd., 2015). Geçen yüz yıl boyunca, antropojenik kaynaklı kirleticiler nehirler vasıtasıyla kıyı ve nehir ağzı ekosistemlerine giriş yapmıştır. Bu yüzden, denizel ekosistemlerde ağır metal kirliliği, metallerin toksisitesi, uzun süre kalıcılığı ve çevrede birikiminden ötürü, son yıllarda çok dikkat çeken küresel bir problem haline gelmiştir. Doğu Karadeniz'de evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklar kirliliğin başlıca kaynağını oluşturmaktadır (Topcuoğlu, 2003). Bu atıkların içerdiği ağır metaller de çeşitli yollardan, özellikle nehirler ve akarsular vasıtasıyla denizel ortama ulaşmakta ve burada yaşayan canlılar tarafından değişik oranlarda alınmaktadır (Lu vd., 2017; Iqbal and Shah, 2014). Ek olarak, Karadeniz her biri geniş drenaj alanına sahip olan bir çok büyük nehir ve akarsu tarafından muazzam şekilde kirleticilerin büyük çoğunluğuna maruz kalmaktadır (Unsal, 2001). Doğu Karadeniz bölgesi maden yatakları bakımından da oldukça zengindir. Bu madenler arasında özellikler Cu, Zn ve Pb önemli bir yer tutmakta ve Türkiye ekonomisine önemli bir katkı sağlamaktadır (Cevik vd., 2008). Ancak sağladığı bu katkıların yanında atıkları,

ya doğrudan denize verilmekte ya da gerek yağmur ve sel sularıyla gerekse nehirler yoluyla dolaylı olarak Karadeniz'e karışmaktadır.

Diğer yandan özellikle Doğu Karadeniz'de yerleşim alanları çok ve geniş bir alana yayılmamış olup kıyı boyunca devam etmektedir. Buna bağlı olarak endüstrileşmede kıyı boyunca yoğunlaşmıştır. Gelişen endüstrileşmeye ve şehirleşmeye paralel olarak, karalardan denizlere ulaşan kirletici miktarı, dolayısıyla da deniz kirliliği artmaktadır. Gerekli önlemler alınmadığı takdirde önemli boyutlara ulaşacak olan bu kirliliğin, bir yandan insanların önemli bir besin kaynağı olan deniz ürünlerini, diğer yandan da besin zinciri vasıtasıyla insan sağlığını tehdit etmesi kaçınılmaz hale gelecektir.

Kıyı ve nehir ağızı ekosistemindeki sedimentler ağır metaller için birikim yeridir ve çevresel durumlar değiştiğinde sucul organizmalar için ağır metallerin kaynağı gibi davranır. Deniz tabanına ilerleyen ağır metallerin en son birikim yeri sedimentlerdir. Metallerle kirlenmiş sedimentler bentik fauna ve diğer sucul organizmalar üzerine toksik etki yapmaktadır. Bu yüzden, ağır metallerin birikimi ve taşınımında büyük bir rol oynayan sedimentler, deniz ortamında metal kirliliğini değerlendirmede son derece önemli bir bileşendir (Lu vd., 2017; Bat vd., 2015; Ünsal vd., 1997; Ünsal vd., 1998)

Hazırlanan bu tez çalışmasında, Doğu Karadeniz bölgesinde 1993 yılında Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından sediment ve su örnekleri için gerçekleştirilen çalışmadaki aynı örnekleme istasyonlarından hemen hemen aynı koordinatlardan sediment örnekleme yapılarak geçen 22 yıl boyunca <sup>137</sup>Cs aktiflik konsantrasyonunun değişimini incelemek ve sediment örneklerinde <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun ekolojik yarı-ömür değerlerini tespit etmek amaçlanmıştır. Literatürde denizel sediment örnekleri üzerine yapılan araştırmalar genel olarak doğal ve yapay radyoizotopların konsantrasyon seviyelerini araştırmaya yöneliktir. Uzun bir fiziksel yarı ömre sahip <sup>137</sup>Cs radyoizotopu, ekolojik çevreden fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler vasıtasıyla çok daha çabuk uzaklaştırılmakta ve daha hızlı yarılanmaktadır. Bu nedenle, Doğu Karadeniz Bölgesi'nde yapılan bu tez çalışmasında <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun ekolojik yarı-ömürü sediment örneklerinde literatürde yapılan çalışmalardan farklı olarak Türkiye'de ilk defa hesaplanmıştır. Ayrıca, denizel ortamdaki metal kirliliğini en iyi şekilde temsil eden sediment örneklerinde bazı ağır metallerin (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As ve Pb)

konsantrasyonları belirlenmiş ve kirliliğin ana kaynakları kirlilik değerlendirme parametreleri yardımıyla ayrıntılı olarak yorumlanmıştır.

## 1.2. Literatür Özeti

Denizel ortamda radyoaktivite ve ağır metal kirliliği araştırmalarında sediment örnekleri üzerine pek çok çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalar incelendiğinde, Doğu Karadeniz Bölgesi'nde genellikle kıyıya yakın bölgelerde örnekleme yapılarak kirlilik seviyeleri araştırılmıştır. Çernobil Nükleer Santral kazasından bu yana Türkiye'de sediment örneklerinde doğal ve yapay radyoaktivitenin değişimi incelenmiş, fakat yapay bir radyoaktif olan  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun çevresel ortamda hangi oranda azaldığını belirlemede kullanılan ekolojik yarı-ömür hakkında sediment örneklerinde bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu tez çalışmasında, kıyıda uzak örnekleme noktalarında sediment örnekleme yapılarak, sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ekolojik yarı-ömürü ilk defa belirlenmiştir. Ayrıca sediment örneklerinde bazı ağır metal konsantrasyonları tespit edilerek, bölge için ağır metal kirliliği seviyeleri ayrıntılı bir şekilde tartışılmıştır. Literatürde yapılan çalışmaların bir kısmının kısa özeti aşağıda verilmiştir.

Varinlioğlu vd. (1995), 1993 yılında Doğu Karadeniz'de 15 örnekleme istasyonundan farklı derinliklerden topladıkları sediment örneklerinde doğal ve yapay radyonüklidlerin aktiflik konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Türkiye'de Doğu Karadeniz bölgesinde kıyıda uzak noktalardan örnekleme yapılan sediment örneklerinde doğal ve yapay radyoaktivite değerlerini araştırmışlardır. Çernobil kazasından yaklaşık yedi yıl sonra rapor edilen bu çalışma Karadeniz'deki sediment örneklerinde önceki yıllarda yapılan çalışmaların takibi olmuştur.

Topçuoğlu vd. (2003), Doğu Karadeniz'in Türkiye kıyısı boyunca Pazar ve Rize olmak üzere iki istasyondan topladıkları makro yosun, midye, balık ve sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$ 'un aktiflik konsantrasyonlarını ve bazı ağır metal konsantrasyonlarını (Cd, Pb, Cu, Zn ve Mn) belirlemişlerdir. Ölçülen radyonüklid konsantrasyonları Karadeniz kıyısı boyunca yapılan çalışmalarla benzer bulunmuştur.

Topçuoğlu vd. (2010), 2001-2009 yılları arasında Türkiye çevresindeki denizlerden topladıkları denizel makro algler, midye ve sediment örneklerinde insan kökenli ve doğal kaynaklı radyoaktif çekirdek konsantrasyonlarını araştırmışlardır.  $^{137}\text{Cs}$  için buldukları aktivite konsantrasyonlarını önceki sonuçlarla karşılaştırdıklarında, test edilen tüm örneklerde gitgide azaldığını tespit etmişlerdir. Öte yandan bu zaman zarfında doğal radyoaktif çekirdeklerin konsantrasyonunun yavaşça artış gösterdiğini belirlemişlerdir.

Barsanti vd. (2012), 11 mart 2011 deki Fukushima Dai-ichi nükleer kazasından sonra İtalya ENEA araştırma merkezindeki radyoaktivite izleme programında, atmosferik taşınım ve yağış vasıtası ile radyonüklidlerin mümkün olan yeni girişini ortaya çıkarmak için araştırma yapmışlardır.  $^{131}\text{I}$  ve  $^{134,137}\text{Cs}$ 'nin aktivite ölçümlerini atmosferik partikül, atmosferik çökeltme, deniz suyu, midye ve koyun sütünde gerçekleştirmişlerdir. Elde edilen sonuçları diğer Avrupa ülkelerinde elde edilen değerle karşılaştırdıklarında, aktivite seviyelerinin halk sağlığını tehdit etmediğini belirlemişlerdir.

Aközcan (2012), Ege denizinin Türkiye kıyısı boyunca farklı bölgelerden topladığı sediment örneklerinde doğal radyoaktivite konsantrasyonlarını araştırmıştır. Genel olarak, Ege denizi kıyısı boyunca tespit edilen doğal radyonüklid konsantrasyonlarının uluslararası değerler içinde olduğunu tespit etmiştir.

Gwynn vd. (2012), Barents denizinde deniz ortamının radyolojik durumunu araştırmışlardır. Deniz suyunda insan kökenli  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  ve  $^{241}\text{Am}$  radyonüklidlerin son on yılda yapılan çalışmalardan daha düşük olduğunu gözlemlemişlerdir.  $^{99}\text{Tc}$ 'un aktivite konsantrasyonlarını düşük bulmuşlar fakat 1990 da Sellafield alanından bu radyonüklidin salınması ile aktivite konsantrasyonun önceki seviyelere göre arttığını belirlemişlerdir. Deniz suyunda doğal olarak bulunan  $^{226}\text{Ra}$  aktivite konsantrasyonlarını beklenen background değerleri ile kıyaslanabilir olarak bulmuşlardır. Yüzey sedimentlerinde  $^{137}\text{Cs}$ 'nin aktivite konsantrasyonlarını düşük tespit etmişlerdir. Norveç'in anakarası boyunca kıyısız alanlardan toplanan sediment örneklerinde, açık deniz bölgelerindeki sediment örneklerinden  $^{137}\text{Cs}$  aktivitesini daha yüksek bulmuşlardır. Barents denizinden deniz yiyecekleri tüketimi ile alınan insan kökenli radyonüklidlerin öngörülen etkin doz oranlarını aşmadığını gözlemlemişlerdir. İnsanlık için bir kaygının olmadığını ileri sürmüşlerdir.

Oyebanjo vd. (2012), Osun nehrinden topladıkları sediment örneklerinde doğal radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarını, radyum eşdeğer aktivitesini ve dış tehlike indekslerini belirlemişlerdir. Bütün örneklerde  $^{40}\text{K}$ 'ın aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerde olduğunu gözlemlemişlerdir. Örnekler için radyum eşdeğer aktivitesi ve dış tehlike indeksi değerlerini tavsiye edilen limit değerlerin altında bulmuşlardır.

Gulin vd. (2013), Karadeniz'in yüzey sularında Çernobil kaynaklı  $^{137}\text{Cs}$  ve  $^{90}\text{Sr}$  radyonüklidlerinin konsantrasyon ölçümlerini gerçekleştirerek kısmen yüksek olan sonuçları sırasıyla  $56 \text{ Bq m}^{-3}$  ve  $32 \text{ Bq m}^{-3}$  olarak belirlemişlerdir. Bu sonuçları, Çernobilden önce yapılan çalışmalardan elde edilen değerlerle ( $^{137}\text{Cs}$  için  $16 \text{ Bq m}^{-3}$  ve  $^{90}\text{Sr}$  için  $22 \text{ Bq m}^{-3}$ ) kıyasladıklarında yüksek bulmuşlardır. Yapılan ölçümler, Karadeniz'e özellikle Dinyeper nehri vasıtasıyla  $^{90}\text{Sr}$ 'nin giriş yapmaya devam ettiğini göstermiştir. Buna ilaveten  $^{90}\text{Sr}$  ve  $^{137}\text{Cs}$ 'nin kaynağını Karadeniz ve Azak denizi bağlayan Kerch Boğazı'nın bitişiğindeki alanda bulmuşlardır. Bunun da kuzey kıyım kanalı boyunca gelen Dinyeper sularının kirletilmesine neden olduğunu gözlemlemişlerdir. Karadeniz yüzey sularında ve Bentik kahverengi deniz algisi *Cystoseria*'daki  $^{137}\text{Cs}$  ve  $^{90}\text{Sr}$  konsantrasyonu daha önce yayımlanan sedimentteki radyonüklid değerleri ile kıyaslanarak uzun dönem gözlemlendiğinde 1990'lı yılların başlarında artmaya başlayan ikinci bir radyoaktif kirliliği gösterdiğine işaret ettiğini belirlemişlerdir.

Kılıç vd. (2014), Şubat 2012'de İstanbul'un merkezinde bulunan Haliç'den toplanan midye (*Mytilus galloprovincialis*) ve sediment örneklerinde doğal ve yapay radyonüklidlerin konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Midyelerde  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$  ve  $^{210}\text{Pb}$ 'un ortalama aktivite konsantrasyonlarını sırasıyla  $1,03\pm 0,23$ ,  $389\pm 41,6$ ,  $2,61\pm 1,23$ ,  $91,96\pm 37,88$  ve  $11,48\pm 4,85 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak tespit etmişlerdir.  $^{228}\text{Ra}$ 'ın aktivite konsantrasyonu ise dedeksiyon limitinin altında bulmuşlardır. Sediment örneklerindeki aktivite konsantrasyonlarının, midye örneklerindeki aktivite konsantrasyonlarından genellikle daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir.

Abdi vd. (2009), Hazar denizinin güney kıyısı boyunca topladıkları sediment örneklerinde radyoaktif çekirdekler  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$ 'nin aktiflik seviyelerini araştırmışlardır. Aktivite konsantrasyonlarını gama spektrometresi ile belirlemişlerdir.

Sediment örneklerinde aktivite konsantrasyonlarını  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  için sırasıyla  $177 \pm 12,4$ ,  $117 \pm 11,5$ ,  $1085 \pm 101,6$  ve  $131 \pm 4,8$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak tespit etmişlerdir. Genel olarak aktivite konsantrasyonlarının uluslararası izin verilebilen limit değerleri aştığını belirlemişlerdir.

Otansev vd. (2016), Marmara denizinden topladıkları sediment örneklerinde doğal ve yapay radyonüklidlerin seviyelerini araştırmışlardır.  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  için ortalama aktiflik konsantrasyonlarını sırasıyla  $23,8$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $18,8$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $23,02$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $558,6$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  and  $9,14$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak bulmuşlardır. Sediment örneklerinde  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$  ve  $^{232}\text{Th}$  aktivite konsantrasyonlarının kabul edilebilir limit değerler içinde olduğunu bulmuşlarken,  $^{40}\text{K}$  konsantrasyonlarının dünya ortalamasından daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir.

Ergül vd. (2013), Marmara denizinin kuzey doğusunda İzmit körfezinin yüzey sedimentlerinde doğal ve yapay radyonüklidlerin aktiflik seviyelerini araştırmışlardır. Ortalama  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  seviyelerini sırasıyla  $568$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $18$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $24$  ve  $21$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak tespit etmişlerdir. En yüksek doğal radyonüklid seviyelerini petrokimya, fosfat ve gübre işleme tesisi yakınlarında belirlemişlerdir. Ortalama  $^{137}\text{Cs}$  konsantrasyonlarını orta doğu sedimentlerinden 10 kat daha yüksek bulmuşlarken, kuzey Avrupa sedimentlerinden daha düşük bulmuşlardır.

Topçuoğlu vd. (2002), 1997-1998 yılları boyunca, Karadeniz'in Türkiye kıyısından topladıkları makroalg, deniz salyangozu, midye, balık ve sediment örneklerinde Cd, Co, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn, Pb ve Cu ağır metallerinin konsantrasyonlarını atomik absorpsiyon spektrometresi ile araştırmışlardır. Sonuçları incelediklerinde Karadeniz kıyısının ağır metal kirliliği ile karşı karşıya olduğunu belirtmişlerdir. Makroalg, deniz salyangozu, midye ve sediment örneklerinde ağır metal konsantrasyonlarını çok yüksek bulmuşlardır. Buna rağmen hamsi balığı örneklerinde Cd, Pb ve Cu konsantrasyonlarının azaldığını tespit etmişlerdir. Co, Fe, Zn, Cr, Mn ve Ni içeriklerini önceki çalışmalarla karşılaştırdıklarında değişim olduğunu gözlemişlerdir.

Sur vd. (2012), Karadeniz'in Türkiye kıyıları boyunca 26 istasyondan topladıkları dip sediment örneklerinde kirlilik durumunu araştırmışlardır. Topladıkları sediment

örneklerinde Al, Cd, Cu, Pb, V ve Hg ağır metallerinin konsantrasyonlarını belirlemeye çalışmışlardır. Kirlilik derecesini bir istasyonda çok yüksek, on beş istasyonda orta derecede yüksek ve bir istasyonda düşük bulmuşlardır. Çalışmada kirleticilerin insan kaynaklı olup olmadığını belirlemişlerdir.

Bat vd. (2015), Sinop kıyılarından topladıkları sediment örneklerinde bazı ağır metallerin (Cu, Pb, Zn, Ni, Mn, Fe, As, Cd, Cr, Hg ve Co) konsantrasyonlarını 2013 yılında metal kirliliğini izlemek için araştırmışlar ve metallerin kirlilik seviyelerini zenginleşme (EF) faktörü tekniğini kullanarak hesaplamışlardır. Bu değerler arasında önemli istatistiksel farklılıklar tespit edememişlerdir. As, Cr ve Hg konsantrasyonlarının zenginleşme faktörlerini diğer metallerden oldukça yüksek bulmuşlardır. Sonuç olarak, gelecekteki çevresel kirliliği izleme araştırmalarının, Karadeniz'e antropojenik kökenli girişlerin uzun süreli etkilerini değerlendirmek için yararlı olacağını belirtmişlerdir.

Mülayim ve Balkıs (2015), Trakya kıyısından topladıkları sediment örnekleri, *Eriphia verrucosa* (Forskal, 1775) ve *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) bentik omurgasız türlerinde Pb, Cd, Cr ve Hg toksik metallerini ICP-MS-X spektrometresi ile araştırmışlardır. Bulunan metal konsantrasyonlarının Cd hariç ortalamasından düşük tespit etmişlerdir. Bazı çalışma istasyonlarına baktıklarında, artan metal konsantrasyonlarının antropojenik kökenli kirliliği gösterdiğini söylemişlerdir. Çalışma istasyonlarından topladıkları *E. verrucosa* örneklerinde Cd içeriğini Türk gıda kodeksi tarafından verilen limitlerin üzerinde bulmuşlardır. Pb konsantrasyonlarını tüm istasyonlarda limit değerlere yakın ve kıyı köyde limit değerlerin üzerinde tespit etmişlerdir. Hg içeriğini tüm istasyonlarda limit değerlerden düşük bulmuşlardır. *Rapana venosa*'nın Cd içeriğinin sadece kum köyde limit değerleri aştığı gözlemlemişlerdir. Kurşun içeriğini limitlerin altında, Hg içeriğini ise tüm istasyonlarda limit değerlerde ya da limitin çok az üstünde bulmuşlardır.

Topcuoğlu vd. (2003), Doğu Karadeniz'de Rize ve Pazar istasyonlarından topladıkları sediment ve biyota (makro alg, midye ve balık) örneklerindeki ağır metal ve radyonüklid konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Ölçülen  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$  radyonüklid konsantrasyonlarının değerlerini daha önce Türkiye'nin Karadeniz kıyısı boyunca yapılmış çalışmalarla karşılaştırdıklarında bu değerlerin daha önce yapılmış olan

çalışmaların sonuçlarının içinde olduğunu tespit etmişlerdir. Biyota örneklerinin metal konsantrasyonunun incelenmesi sonucunda Rize ilinin genellikle daha kirli olduğunu tespit etmişlerdir. Aynı tane boyutundaki sediment örneklerinde Pb, Cu, Zn ve Mn konsantrasyonlarını Rize istasyonunda Pazar istasyonuna göre daha yüksek bulmuşlardır. Genel olarak, bu çalışmadaki ağır metal konsantrasyonlarının daha önceki yapılan çalışmalardan daha yüksek olmadığını tespit etmişlerdir. Ne kadar böyle olsa bile, yıllardır Karadeniz kıyısı boyunca yapılan çalışmalarda biyota ve sediment örneklerindeki Pb ve Cu seviyesinin arttığını ileri sürmüşlerdir.

Özşeker ve Erüz (2011), Karadeniz’de Trabzon ili kıyı şeridinden 64 istasyondan topladıkları sediment örneklerinde ağır metal (Zn, Cu, Pb ve Ni) konsantrasyonlarını ICP-MS spektrometresi ile araştırmışlardır. Trabzon’un batı bölgesinde doğu bölgesine göre ağır metal konsantrasyonlarını daha az bulmuşlardır. Ni elementinin konsantrasyonunu en yüksek batı kıyısında tespit etmişlerdir. Sediment örneklerinin kirlilik yük indeksi (PLI) ve zenginleşme faktörlerini (EF) incelediklerinde Zn, Cu, Pb ve Ni metallerinin varlığının örnekleme bölgesinde ağır metal kirliliğinin göstergesi olduğunu belirtmişlerdir. Sonuç olarak, bölgedeki kirliliğin insan ve erozyon kaynaklı olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Çoban vd. (2009), Zonguldak ilinin endüstriyel bölgelerine ve şehir plajlarına yakın alanlardan topladıkları deniz suyu ve sediment örneklerindeki ağır metal seviyelerini araştırmışlardır. Deniz suyu sonuçlarını Çevre Koruma Ajansı (EPA) limitleri ile karşılatırdıklarında diğer Karadeniz kıyısı bölgelerinden daha yüksek tespit etmişlerdir. USEPA’ya göre öncelikli kirleticiler listesinde bulunan Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn ağır metallerinin seviyelerini Zonguldak deniz suyu örneklerinde limitlerin üzerinde bulmuşlardır. Sediment örneklerindeki metal seviyelerini bölgedeki diğer ülkelerin nehir ağzı bölgeleri kadar kirli bulmuşlardır.

Ergül vd. (2008), Türkiye’nin Doğu Karadeniz kıyısından topladıkları sediment tuzağı ve dip sediment örneklerinde Cd, Cu, Cr, Co, Ni, Zn, Fe, Mn, Pb, As, and Sb konsantrasyonlarını mevsimsel olarak belirlemişlerdir. Cd, Pb ve Mn konsantrasyonlarını yaz sezonu boyunca en fazla sediment tuzağı örneklerinde tespit etmişlerdir. Co, Ni, Zn ve Fe seviyelerini ise yüzey sedimentlerinden çok daha düşük bulmuşlardır. Cu, Cr, As ve Sb düzeylerinin sediment tipiyle bir trend göstermediğini gözlemişlerdir. Genel olarak,



Cr hariç, yaz döneminde sediment tuzağı örneklerinde nispeten düşük metal konsantrasyonları belirlemişlerdir. En yüksek Cd, Cu, Co, Zn, Fe ve Sb konsantrasyonlarını kış aylarında ölçmüşlerdir. Bunun sebebini, kış aylarında kentsel ve endüstriyel alanlarla fosil yakıt kullanımı ile kıyıya yakın sularda batan parçacıkların metal kompozisyonunda değişme olarak yorumlamışlardır.

### **1.3. Radyoaktivite**

Radyoaktivite, 1895 yılında Wilhelm Röntgen'in X-ışınlarını bulmasından sonra, 1896 yılında Henry Becquerel'in uranyumun gözle görülmeyen ışınlar yaydığını belirlemesiyle keşfedilmiştir. Bunu takiben Marie ve Pierre Curie deneylere devam etmiş radyoaktif polonyum ve radyum elementlerini bulmuşlardır. Radyoaktif maddeler tarafından yayılan ışınların özellikleri ise, Ernest Rutherford tarafından aydınlatılmıştır.

Kararsız atom çekirdeklerinin dışardan enerji almadan kendiliğinden bozunuma uğrayarak bazı ışınlar yayınlayıp niteliğini değiştirerek başka bir çekirdeğe dönüşmesi olayına radyoaktivite denir. Bir başka ifadeyle radyoaktivite, kararsız atom çekirdeğinin kararlı duruma geçebilmek için çeşitli ışın veya parçacık yayması olayıdır. Radyoaktivite, doğal ve yapay olarak iki farklı şekilde meydana gelebilir (Damla, 2009; Akçay, 2013).

#### **1.3.1. Doğal Radyoaktivite**

Radyoaktif bozunmaya uğrayan çekirdek (izotop) doğada bulunan diğer radyoizotopların bozunumu sonrası ortaya çıkıyorsa buna doğal radyoaktivite denir. Doğal radyoaktiviteden, atomun çekirdek yapısının açıklanması, dünya yaşının tahmini ve okyanusların dibinde bulunan sediment oluşum oranlarının ölçülmesi gibi çeşitli alanlarda faydalanılır. Çevresel örneklerde doğal radyoaktivite seviyelerini belirleme çalışmaları, nükleer enerjinin insanoğlunun hizmetine girmesi ve nükleer santrallerde üretilen radyoaktif maddelerin çevreye verdikleri zararların araştırılmaya başlanmasıyla git gide hız ve önem kazanmıştır. Bu tür çalışmalar, hem doğal radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesi hem de nükleer santrallerin kurulduğu bölgelere yakın oturan insanların çevresel doğal radyasyonların yanı sıra nükleer santrallerden kaynaklanan radyasyonlara da maruz kaldıklarının tespiti açısından önemlidir. Doğada bilinen radyoaktif çekirdek

sayısı 340 civarındadır. Doğal radyoaktif özellikler taşıyan elementler, periyodik cetvelin atom numaraları  $Z=81-92$  arasında kalan bölgesini kaplarlar. İnsan üzerine etkileri bakımından kozmik radyasyon ve bunların atmosferimizle etkileşmesi sonucunda meydana getirdikleri radyoaktif parçacıklar da ihmal edilemeyecek kadar önemli bir yer tutmaktadır. Özellikle deniz seviyesinden yüksek rakımlı bölgelere çıkıldıkça radyasyon oranı önemli ölçüde artış göstermektedir.

Doğal radyoaktif izotopların birçoğu ağır elementlerden oluşmaktadır. Bu ağır elementler dört seride toplanmaktadır. Bunlar toryum, neptünyum, uranyum ve aktinyum serileridir. Tablo 1’de bu serilere ait bazı temel özellikler verilmektedir. Bu isimler seride mevcut olan radyoaktif izotoplardan en uzun yarı ömürlü olana aittir.  $n$  bir tam sayı olmak üzere bu seriler,  $4n$ ,  $4n+1$ ,  $4n+2$ ,  $4n+3$  denklemleri ile tanımlanır. Ek-1, Ek-2 ve Ek-3’te sırasıyla Uranyum, Toryum ve Aktinyum bozunma şeması verilmektedir (Damla, 2009).

**Tablo 1.** Doğal radyoaktif seriler ve bazı özellikleri.

Seri Adı	Türü	Son Çekirdek	Ana Çekirdek	Yarı Ömür (yıl)
Toryum	$4n$	$^{208}_{82}\text{Pb}$	$^{232}_{90}\text{Th}$	$1,41 \times 10^{10}$
Neptünyum	$4n+1$	$^{209}_{83}\text{Bi}$	$^{237}_{93}\text{Np}$	$2,14 \times 10^6$
Uranyum	$4n+2$	$^{206}_{82}\text{Pb}$	$^{238}_{92}\text{U}$	$4,47 \times 10^9$
Aktinyum	$4n+3$	$^{207}_{82}\text{Pb}$	$^{235}_{92}\text{U}$	$7,04 \times 10^8$

### 1.3.2. Yapay Radyoaktiflik

Yapay radyoaktivite, nükleer silah denemeleri, nükleer kazalar ya da nükleer yakıt endüstrisinden çevreye fisyon ve nötron aktivasyon ürünü radyonüklidlerin yayılması sonucu oluşan radyoaktivitedir. Çevreye yayılan bu radyonüklidlerden bazıları ise besin zincirleri yoluyla insana ulaşırlar. Yapay radyasyon oluşumunda etkili olan kaynaklar arasında tıp, endüstri ve bilimsel araştırmalarda kullanılan radyonüklidlerde yer almaktadır. Ayrıca, atmosferde gerçekleştirilen nükleer bomba ve silah denemeleri sonucu meydana gelen radyoaktif serpintiler radyoaktif çevre kirliliğine neden olan en büyük yapay radyasyon kaynağı sayılmaktadır (Aközcan, 2009).

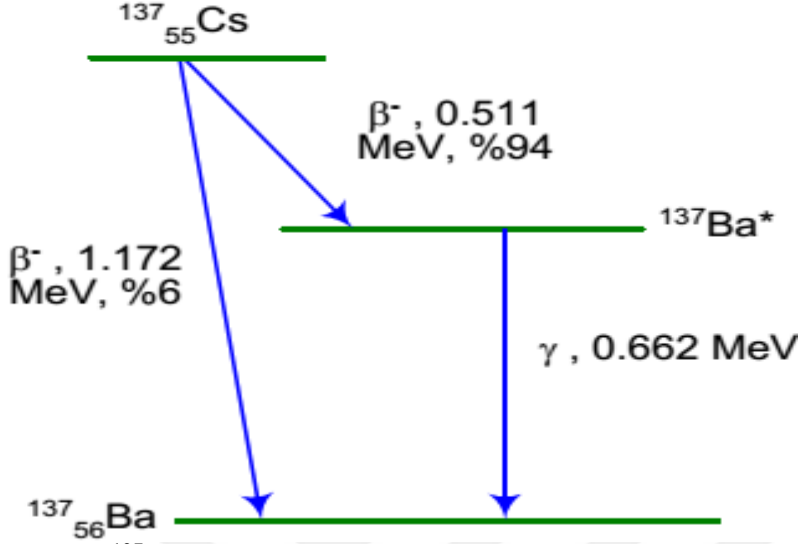
Başlıca yapay radyoaktif çekirdekler Tablo 2’de verilmiştir. Doğal radyoaktif çekirdeklerden yayınlanan radyasyondan alınan doz, yapay radyoaktif çekirdeklerden alınan radyasyon dozuna oranla insanlar tarafından daha yüksek olmasına rağmen, insan yapımı radyoaktif çekirdeklerden yayınlanan radyasyon, yaydıkları radyasyon türü gereği daha fazla endişeye yol açarlar (Damla, 2009).

**Tablo 2.** Yapay radyoaktif çekirdekler.

Çekirdek	Yarı Ömür	Yayılan Radyasyon
<sup>60</sup> Co	5.3 (yıl)	β, γ
<sup>65</sup> Zn	244 (gün)	γ
<sup>90</sup> Sr	29 (yıl)	β
<sup>90</sup> Y	64 (saat)	β
<sup>125</sup> I	60 (gün)	X
<sup>131</sup> I	8 (gün)	β, γ
<sup>134</sup> Cs	2,1 (yıl)	β, γ
<sup>137</sup> Cs	30 (yıl)	β, γ
<sup>155</sup> Eu	4,96 (yıl)	β, γ
<sup>238</sup> Pu	87,7 (yıl)	α
<sup>239</sup> Pu	2,4.10 <sup>2</sup> (yıl)	α,γ
<sup>240</sup> Pu	6,5x10 <sup>3</sup> (yıl)	α
<sup>241</sup> Pu	14,4 (yıl)	β

Potasyuma benzer kimyasal özelliklere sahip alkali bir metal olan sezyumun radyoaktif izotoplarından biri olan <sup>137</sup>Cs, nükleer fisyonun önemli ürünlerinden bir tanesi olup 0,662 MeV enerjili gama bozunumu yapmaktadır (Şekil 1). Nükleer silah denemelerinden ve nükleer santral kazalarından oluşan radyoaktif serpintiden dolayı ortaya çıkan <sup>137</sup>Cs radyoizotopu; potasyuma benzer kimyasal özelliklere sahip olması, kolayca sucul ortamda çözünebilmesi, beta partikülü ve gama ışını yayması nedeniyle iç ve dış ışınlamaya sebep olması, denizel ortamda canlıların yumuşak dokularında birikerek besin zincirinde hareketli olması ve 30.14 yıl gibi uzun bir fiziksel yarı-ömre sahip olması bakımından son derece önemlidir (Livingston ve Povinec, 2000). Besin zincirinde önemli bir yere sahip olan <sup>137</sup>Cs radyoizotopu insan vücudunda kaslarda birikme eğilimindedir (Schauer, 2006). <sup>137</sup>Cs radyoizotopu tüm bu özellikleri göz önünde

bulundurulduğunda canlı sağlığını uzun süreli ve doğrudan etkilediğinden dolayı radyoekolojik izleme çalışmalarında son derece önemlidir.



Şekil 1.  $^{137}\text{Cs}$ 'nin bozunma şeması (URL-1).

### 1.3.3. Radyoaktif Bozunma Kanunu

Tabiatta atom çekirdeklerinin bir kısmı kararlı, diğer bir kısmı da kararsızdır. Kararsız çekirdek, taşıdıkları fazla enerjiyi parçacık çıkarmak veya ışıma yapmak suretiyle atarlar. Çekirdeğin böyle kendi kendine parçacık çıkararak başka izotopa veya aynı izotopun başka bir durumuna dönüşmesi olayına *radyoaktif bozunma* denir.

Radyoaktif bir çekirdekte birim zaman aralığında meydana gelen bozunma sayısı, çekirdeğin bozunma hızı veya aktivitesi olarak tanımlanır. Bir radyoaktif bozunma sonunda kararlı bir çekirdeğe bozunan bir çekirdek türünden, eğer herhangi bir t anında N tane radyoaktif çekirdek varsa ve dışarıdan çekirdek ilave edilmiyorsa dt zaman aralığı içinde bozunan çekirdek sayısı N ile orantılı olacaktır.

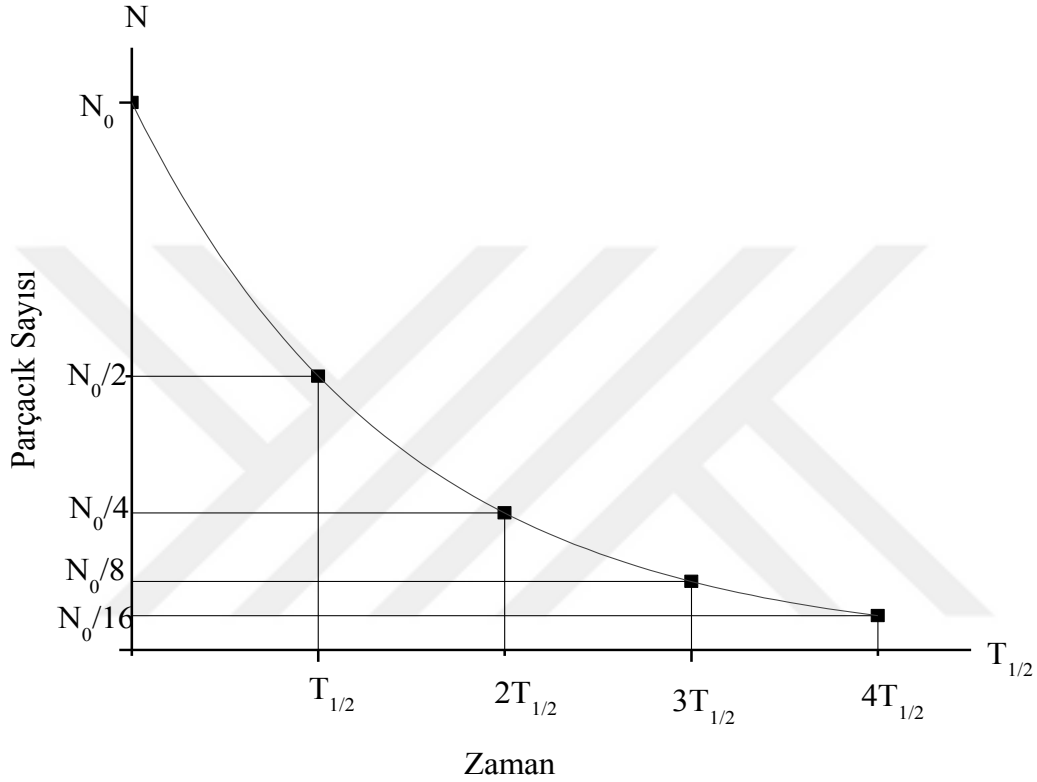
$$\frac{dN(t)}{dt} = -\lambda N(t) \quad (1)$$

Denklem (1) t=0 anındaki çekirdek sayısı  $N_0$  durumu için çözümlerse;

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2)$$

elde edilir. Denklem (2)'de t zamanı,  $N(t)$  t zamanı sonunda arta kalan çekirdek sayısını ve  $\lambda$  ( $s^{-1}$ ) radyoaktif numunenin bozunma sabitini gösterir.

Şekil 2'de bir radyoaktif çekirdeğin üstel bozunma denkleminin ait çekirdek sayısı değişimini vermektedir (Damla, 2009).



Şekil 2. Radyoaktif bir numune miktarının zamanla değişimi.

#### 1.3.4. Peş Peşe Bozunma Kanunu

Radyoaktif bir çekirdek başka bir ürüne bozduğunda eğer bu ürün de radyoaktif ise o da başka bir çekirdeğe bozunur. Herhangi bir t anında,  $\lambda_1$  bozunma katsayısıyla ürüne bozunacak ana çekirdeğin atomlarının sayısı  $N_1$ , ürün çekirdeğin atomlarının sayısı  $N_2$  ile gösterilirse, bunlar da  $\lambda_2$  bozunma katsayısı ile başka bir elemente bozunacaktır. Bu kararlı çekirdekteki atomların sayısı ise  $N_3$  olduğu ve  $t=0$  iken  $N_1=N_{10}$ ,  $N_2=N_{20}$ ,  $N_3=N_{30}$  olduğu farz edilsin. Aktifliğin saniyede bozunma sayısı şeklindeki tanımından;

$$\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1 \quad (3)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (4)$$

$$\frac{dN_3}{dt} = \lambda_2 N_2 \quad (5)$$

(3) bağıntısı  $N_1$ 'in bozunma hızını, (4) bağıntısı  $N_2$  tipindeki atomların  $\lambda_1 N_1$  hızıyla üretildiklerini ve  $\lambda_2 N_2$  hızıyla gözden kaybolduklarını göstermektedir. (5) bağıntısı ise  $N_3$  atomlarının üretim hızını verir.

(3) denkleminde  $t=0$  da  $N_1 = N_{10}$  integrali alınırsa

$$N_1 = N_{10} e^{-\lambda_1 t} \quad (6)$$

elde edilir.  $N_1$  'in bu değeri denklem (4) de yerine konulursa

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_{10} e^{-\lambda_1 t} - \lambda_2 N_2 \quad (7)$$

olur. Bu bağıntının iki tarafı  $e^{\lambda_2 t}$  ile çarpılır ve gerekli işlemler yapılırsa

$$N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_{10} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (8)$$

elde edilir. Benzer şekilde (5) bağıntısı  $t=0$ 'da  $N_3 = N_{30} = 0$  şartıyla çözümlerse

$$N_3 = N_{10} \left( 1 + \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_2 t} - \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_1 t} \right) \quad (9)$$

elde edilir ve bu bağıntıya ardışık bozunma bağıntısı adı verilir. 6, 8, 9 eşitlikleri yardımıyla herhangi bir  $t$  anında mevcut olan atomların sayısı bulunabilir. Bu eşitlikler,  $t = 0$  da  $N_1 = N_{10}$  ve  $N_2 = N_3 = 0$  özel durumlar için üretildi (Damla, 2009).

### 1.3.5. Radyoaktif Denge

#### 1.3.5.1. Geçici Denge

Bir ana çekirdeğin  $\lambda_1$  bozunma sabitiyle birinci ürüne bozunduğunu ve bunun da  $\lambda_2$  sabitiyle bozunduğunu düşünelim. Denklem (8) ifadesinde  $\lambda_2 < \lambda_1$  olduğunda yeterli derecede uzun bir zaman sonunda  $e^{-\lambda_1 t}$  terimi  $e^{-\lambda_2 t}$ 'ye göre ihmal edilebilir olacaktır,

$$N_2 = N_{10} \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_2 t} \quad (10)$$

elde edilir. Bu ise belli bir zamandan sonra birinci ürün elementinin kendisi için belirlenmiş olan  $\lambda_2$  bozunma sabitiyle bozunacağı anlamına gelir (Uzun Duran, 2013).

#### 1.3.5.2. Sürekli Denge

Denklem 10'da  $\lambda_1 \ll \lambda_2$  durumunu ele alalım. Bu durumda  $e^{-\lambda_1 t} \approx 1$  ve  $\lambda_2 - \lambda_1 = \lambda_2$  yazabiliriz. Böylece bu ifade,

$$N_2 = N_{10} \frac{\lambda_1}{\lambda_2} (1 - e^{-\lambda_2 t}) \quad (11)$$

olarak elde edilir. Denklem (11)'de zamanın çok artmasıyla  $e^{-\lambda_2 t}$  terimi sıfıra gideceğinden bir denge durumuna yaklaşır ve denge durumunda,

$$\lambda_1 N_{10} = \lambda_2 N_2 \quad (12)$$

elde edilir.  $\lambda_1$  çok küçük olduğundan ana çekirdeğin çok büyük yarı ömre sahip olduğu açıktır (Uzun Duran, 2013).

## 1.4. Radyasyon Birimleri

### 1.4.1. Radyoaktivite Birimleri

Radyoaktivite birimi Becquerel (Bq) olup saniyede bir bozunma meydana getiren herhangi bir radyoaktif madde miktarı olarak tanımlanmaktadır. Becquerel ile radyoaktivitenin geleneksel birimi olan Curie (Ci) arasındaki bağıntı  $1 \text{ Bq} = 2,7 \times 10^{-11} \text{ Ci}$  (ya da  $3,7 \times 10^{10} \text{ Bq} = 1 \text{ Ci}$ ) şeklinde ifade edilir (Altıkulaç, 2014).

### 1.4.2. Işınlama Birimi

Işınlama birimi,  $x$  ve  $\gamma$  ışınlarının havayı iyonlaştırma derecesi olarak tanımlanmaktadır. SI birim sistemine göre birimi  $1 \text{ C/kg}$  olup,  $0^\circ\text{C}$  ve  $760 \text{ mm-Hg}$  basınçta havanın  $1 \text{ kg}$ 'ında  $1 \text{ C}$ 'luk elektrik yükü değerinde + ve - iyonlar meydana getiren  $X$  veya  $\gamma$  radyasyonu miktarı şeklinde tanımlanmaktadır.  $1 \text{ C/kg} = 3876 \text{ R}$  (Röntgen) veya  $1 \text{ R} = 2,5 \times 10^{-4} \text{ C/kg}$  dır (Çiçek, 2017).

### 1.4.3. Soğurulma Doz Birimi

Radyoaktif bir madde tarafından salınan radyasyon etkileştiği maddelere enerji verir. Soğurulmuş doz, ışınlanan maddenin  $1 \text{ kilogramında}$   $1 \text{ J}$ 'lük enerji soğurması meydana getiren herhangi bir radyasyon miktarı olup Gray (Gy) ile gösterilir. Herhangi bir madde gramı başına  $100 \text{ erg}$ 'lik enerji soğurursa buna da  $1 \text{ rad}$  denir ve soğurulan dozun eski birimidir (Altıkulaç, 2014).

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1 \text{ Gy} = 100 \text{ Rad}$$

$$1 \text{ Rad} = 10^{-2} \text{ J.kg}^{-1} = 100 \text{ erg.g}^{-1}$$



#### 1.4.4. Eşdeğer Doz Birimi

Radyasyonun biyolojik etkileri göz önünde bulundurularak tanımlanan birim rem'dir. Doku ve organlarda, birim kütlede soğurulan enerji miktarlarıyla orantılı bir değerdir. Vücut için eşdeğer doz olarak tanımlanır. SI birim sisteminde eşdeğer doz birimi Sievert (Sv)'dir.  $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$  veya  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ 'dir.

Radyasyonun şiddetinin tanımlanmasında yalnız bozunma hızının (aktiflik) sayılması veya yaşayan sistemlerdeki etkisinin (doz eşdeğeri) ölçülmesinden hangisini isteyeceğimize bağlı olarak birçok farklı yol vardır. Tablo 3'te bu değişik ölçümler ile bu ölçümlerin ifade edildiği geleneksel ve SI birimlerinin bir özeti verilmiştir (Damla, 2009).

**Tablo 3.** Radyasyon ölçümü için nicelikler ve birimleri.

Nicelik	Ölçüm	Geleneksel Birim	SI Birimi
Aktiflik (A)	Bozunma hızı	Curie (Ci)	Becquerel (Bq)
Doz (X)	Havadaki iyonlaşma	Röntgen (R)	Kilogram başına Coulomb (C/kg)
Soğurulan doz (D)	Enerji soğurulması	Rad	Gray (Gy)
Doz eşdeğeri (DE)	Biyolojik etkinlik	Rem	Sievert (Sv)

#### 1.5. Gama Işınlarmın Madde ile Etkileşmesi

Gama ışınları, atom çekirdeğinin enerji seviyelerindeki farklılıklardan meydana gelir. Bir alfa veya bir beta parçacığı yayınlayan çekirdek genellikle kararlı bir durumda olmaz. Çekirdeğin kalan fazla enerjisi bir elektromagnetik radyasyon halinde yayınlanır ve çekirdek kararlı hale gelir.

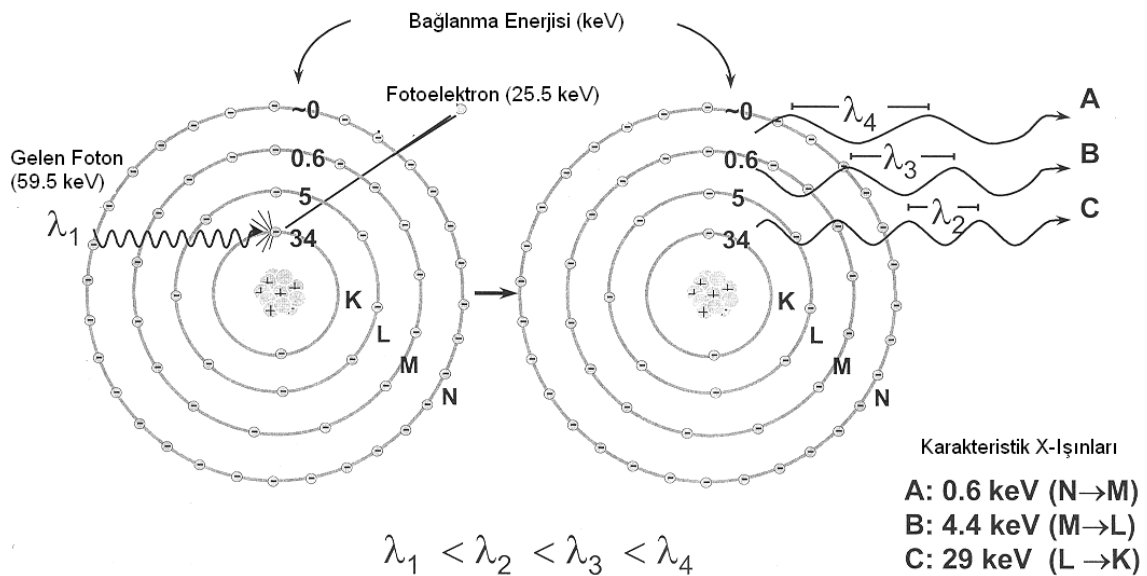
Gama ışınlarının dalga boyları  $10^{-10}$  m ile  $10^{-14}$  m arasındadır. Bu ışınlar yüksek derecede gericilik özelliğine sahiptirler. Bu nedenle canlı dokular tarafından soğurulduğunda ciddi zararlar oluştururlar. Tedbir olarak bu tür radyasyonun yanında

çalışanlar, kalın kurşun tabaka benzeri iyi soğurucu maddelerle korunmalıdır (Damla, 2009; Akçay, 2013).

Gama ışınları fotoelektrik olay, Compton saçılması ve çift oluşumu biçiminde madde ile etkileşebilirler. Bu üç olay fotonların önemli iki özelliğini açıklar. Bu özelliklerden biri madde içerisinde yüklü parçacıklarla karşılaştırılan fotonların daha uzun mesafelere olan giriciliği, öteki özelliği ise fotonlar belli bir kalınlığa sahip malzemeyi geçtiğinde enerjilerinde azalma olmaması, yalnızca şiddetinde azalma olmasıdır (Çiçek, 2017).

### 1.5.1. Fotoelektrik Olay

Madde üzerine düşen fotonun madde atomunun bağlı elektronlarından bir tanesine tüm enerjisini verip bu elektronun yörüngesinden ayrılıp serbest hale gelmesi olayına fotoelektrik olay, serbest hale gelen elektrona da fotoelektron denilmektedir. Serbest bir elektron foton soğuramaz ve fotoelektron haline gelemez. Çünkü bu durumda momentum ve enerji korunamaz. Ancak bağlı bir elektron bir foton soğurabilir ve fotoelektron haline gelebilir. Çünkü bu durumda atom geri teper ve momentum korunur. Bu işlem sırasında foton tamamen soğurulur. K kabuğu elektronlarından birinin sökülmesi ile oluşan bir fotoelektrik olay Şekil 3'te şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 3. Fotoelektrik olay.

$$E_{fe}=h\nu-E_b \quad (13)$$

ile verilir. Burada  $E_b$ , K kabuğunun bağlanma enerjisi,  $h\nu$  gelen fotonun enerjisidir. Fotonun  $h\nu$  enerjisi elektronun bağlanma enerjisine yaklaştıkça fotonun soğurulma ihtimali artar. Fotonun  $h\nu$  enerjisi  $E_b$  bağlanma enerjisinden uzaklaştıkça fotoelektrik olayın meydana gelme ihtimali azalır.

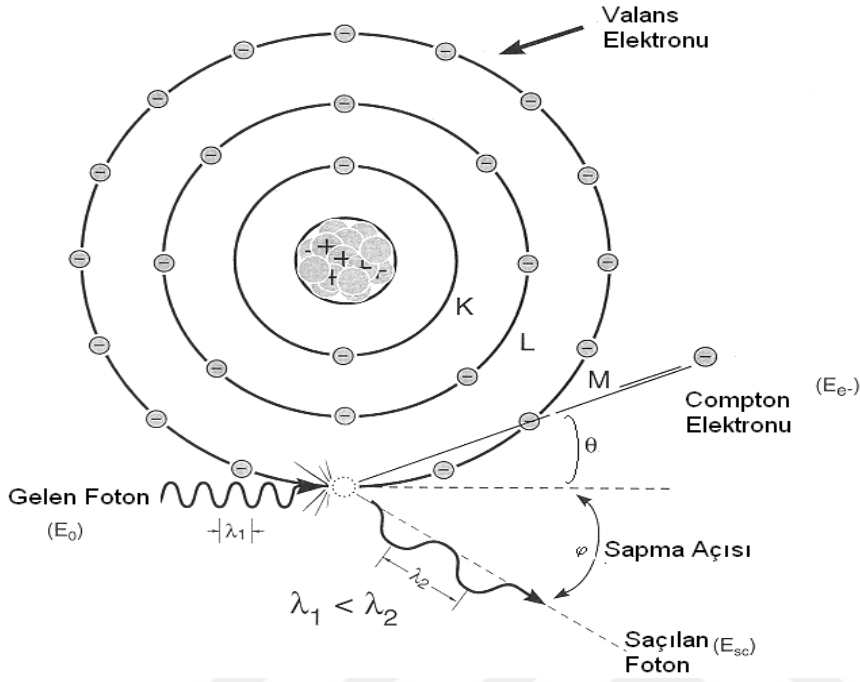
K kabuğunda oluşturulan boşluk, atomun üst tabaka elektronları tarafından doldurulur. Bu işlem sonucu, iki tabakanın bağlanma enerjileri arasındaki fark kadar enerjiye sahip bir foton yayımlanır ve bu foton karakteristik X-ışını fotonu olarak adlandırılır.

Oluşan karakteristik X-ışını her zaman atomu terk etmez, bazen bu foton atomun dış kabuklarındaki elektronlardan birisini sökerek yok olur. Bu olaya Auger olayı, sökülen elektrona da Auger elektronu denir. Böylece, meydana getirilen bir boşluk için her zaman bir karakteristik x-ışını yayımlanmaz. Meydana getirilen boşluk başına X-ışını yayılma ihtimali floresans verim ( $\omega$ ) olarak tanımlanır. Floresans verim 0 ile 1 arasında değerler alır. Küçük atom numaralı elementler için Auger elektronu yayılma ihtimali, büyük atom numaralı elementlerinkine oranla daha büyüktür. Büyük atom numaralı elementler için karakteristik X-ışını yayılma ihtimali ise küçük atom numaralılara göre daha büyüktür. Bunun sebebi, küçük atom numaralı atomlarda iç kabuklar arası elektron geçişinden yayımlanan foton enerjisinin, dış kabukların soğurma kısıtlarına, büyük atom numaralı elementlerinkinden çok yakın olmasıdır (Baltaş, 2006).

### 1.5.2. Compton Saçılması

Compton saçılması, ışığın tanecikli yapıda olduğunu kanıtlayan olaylardan biridir. Bu olay, genellikle 0,5 MeV'den büyük enerji değerine sahip fotonunun, serbest elektronla veya atomun dış yörüngesindeki bağ enerjisi çok küçük olan bir elektronla etkileşmesinde gözlenen bir olaydır (Biber, 2010). Gelen foton serbest bir elektronla etkileşerek daha düşük bir enerji ile saçılır ve geri kalan enerji geri tepen elektrona verilir. Bir atomda elektronlar zayıfça bağlı ve gelen fotonların enerjileri nispeten büyük olduğunda,

fotonların atomun bağlı elektronları tarafından saçılmalarını da Compton saçılması olarak düşünebiliriz. Bu olay Şekil 4’de gösterilmiştir (Baltaş, 2006).



**Şekil 4.** Compton saçılması.

Enerji ve momentumun korunumu bağıntılarını ve enerjinin rölativistik eşitliği kullanıldığında,

$$\Delta\lambda = \frac{h}{m_0c} (1 - \cos\varphi) \quad (14)$$

ifadesi elde edilir. Burada  $\Delta\lambda = \lambda' - \lambda$  saçılan ve gelen fotonun dalga boyları arasındaki farktır.  $h$  Planck sabiti,  $m_0$  elektronun kütlesi,  $c$  ışık hızı ve  $\varphi$  ise fotonun saçılma açısıdır.  $h/m_0c = 2,43 \times 10^{-13}$  m ise Compton dalgaboyu olarak adlandırılmaktadır.

Eşitlik (14) kullanılarak saçılan fotonun enerjisi,

$$E' = \frac{E}{1 + \alpha(1 - \cos\varphi)} \quad (15)$$

ifadesiyle verilir. Geri tepen elektronun kinetik enerjisi ise

$$K = \frac{\alpha E(1 - \cos\varphi)}{1 + \alpha(1 - \cos\varphi)} \quad (16)$$

ile verilir. Burada E gelen foton enerjisi,  $\alpha=E/m_0c^2$  olup ince yapı sabitidir. Gelen foton, saçılan foton ve geri tepen elektron daima bir düzlemde olduğundan  $\theta$  ve  $\varphi$  arasındaki bağıntı ise

$$\cot\varphi = (1 + \alpha)\tan\frac{\theta}{2} \quad (17)$$

ifadesi ile verilir. Burada  $\theta$ , geri tepen elektronla gelen fotonun yönü arasındaki açıdır.

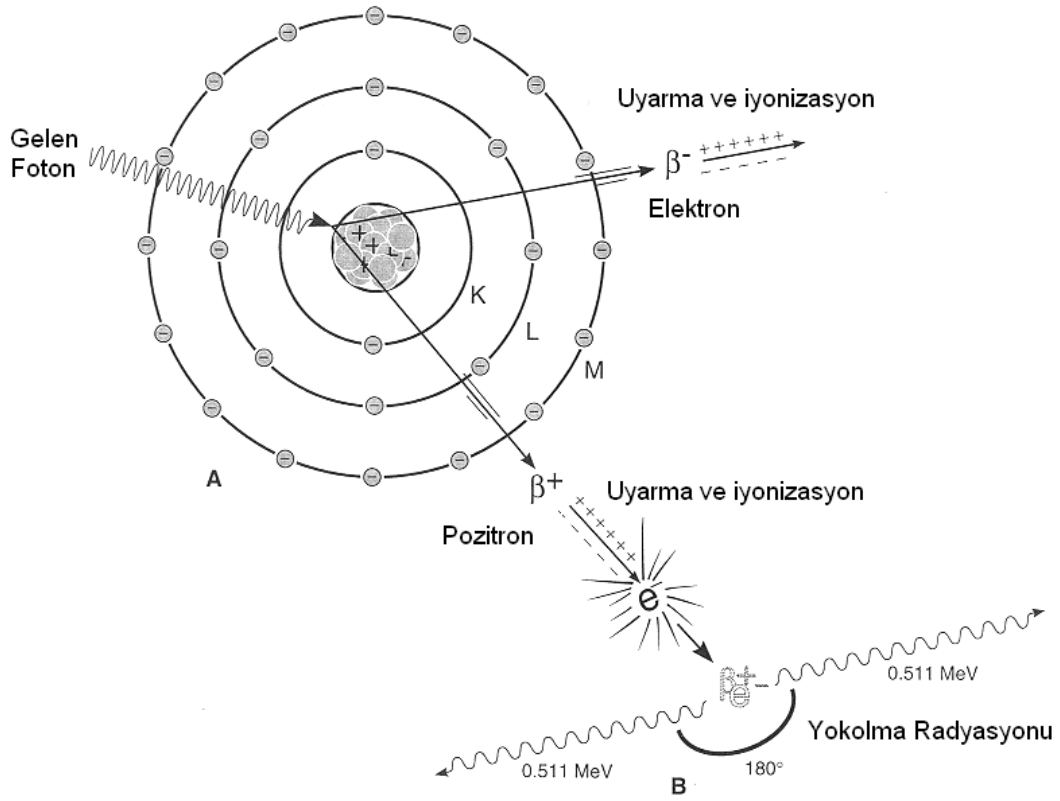
Fotoelektrik olay genellikle K ve L tabakalarına ait elektronlarda baskın olmasına rağmen, Compton olayı dış tabaka elektronlarında daha baskındır. Compton saçılması, elektronun bağlanma enerjisinin, gelen fotonun enerjisi yanında ihmal edilecek kadar küçük olduğu durumlarda baskın olarak meydana gelir (Baltaş, 2006).

### 1.5.3. Çift Oluşumu

Çift oluşumu, çekirdeğin etki alanına giren bir fotonun bir elektronla ( $e^-$ ) bir pozitrona ( $e^+$ ) dönüşmesi olayıdır.

$$\gamma \text{ fotonu} \rightarrow e^- + e^+ \quad (18)$$

Elektron ve pozitronun kütleleri birbirine eşit fakat zıt işaretlidir. Aynı zamanda bu olay çekirdek etrafında olduğundan hiçbir korunum ilkesi bozulmuş olmaz. Yani, hem yük hem çizgisel momentum ve hem de toplam enerji korunmuş olur. Bu olay Şekil 5’de gösterilmiştir. Bu olay için eşik enerjisi  $m_0c^2=0,511$  MeV ’dir. Bu nedenle çift oluşum olabilmesi için foton enerjisinin en az 1,02 MeV olması gerekir. Çift oluşumun karşıtı ise, bir elektron ile bir pozitronun yan yana gelerek bir foton çifti oluşturmak suretiyle yok olmasıdır. Bu olayın çekirdek etrafında olma zorunluluğu yoktur (Baltaş, 2006).



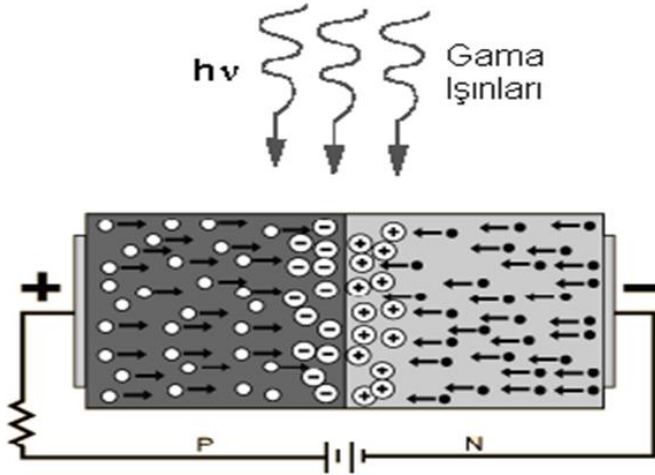
Şekil 5. Çift Oluşumu.

### 1.6. Gama Işını Dedektörleri

Nükleer radyasyonu tespit etmek için kullanılan tüm dedektörler benzer çalışma özelliklerine sahiptirler. Radyasyon dedektöre girer, dedektör materyalinin atomlarıyla etkileşir, enerjisinin bir kısmını veya tamamını kaybeder ve atom yörüngelerinden elektronların salınmasına neden olur. Bu elektronlar toplanır ve analiz edilmek için elektronik devre tarafından ya akım pulsu yada voltaj şekline dönüştürülür. Dedektör materyalinin seçimi ölçülecek radyasyonun tipine bağlıdır. Gama ışınlarının ölçümünde yaygın olarak kullanılan dedektörler, yarıiletken ve sintilasyon dedektörlerdir. Bu dedektörlerin çalışması, gama ışınlarının kullanılan materyal içinde iyonlaşarak enerji kaybetmesi gerçeğine dayanır (Topyıldız, 2006).

### 1.6.1. Yarıiletken Dedektörler

Yarı iletken dedektörler, negatif yük (elektron) veya pozitif yük (boşluk) taşıyıcıları fazla olan n ve p tipi materyaller temas ettirilerek elde edilir. Ters besleme altında dedektörde, elektron ve boşluk arınmış bir hassas bölge oluşur. Dedektör veriminin yüksek olması için derin bir hassas bölge, derin hassas bölge elde etmek için de oldukça saf madde gerekir. Bir foton, eklem içinden geçtikçe, bir elektron valans bandından iletim bandına yükseltilir ve elektron-boşluk çifti üretilmiş olur. İçerdeki elektrik alan, elektronları eklem pozitif, boşlukları da negatif tarafa doğru sürükler. Bu da bir sayıcı ile sayılabilen bir puls meydana getirir. Yarıiletken materyallerden özellikle yasak enerji aralığı 1 ile 5 eV olan tek kristaller dedektör yapımında kullanışlıdır. Yarıiletken materyaller içerisinde en çok kullanılan yarı iletkenler IV A grubu Silisyum ve Germanyum'dur. Şekil 6'da yarıiletken dedektörlerin basit şematik gösterimi verilmiştir (Akkoyun, 2006).



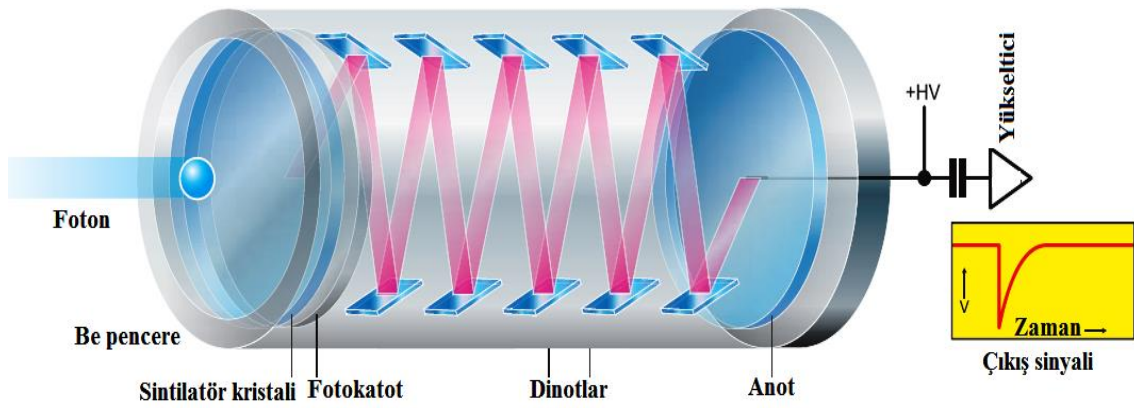
Şekil 6. Yarıiletken dedektör şeması.

### 1.6.2. Sintilasyon Dedektörleri

Sintilasyon sayaçları materyal seçimindeki ikilemi şöyle çözer: İyonlaşma sonucu oluşan elektronlar elektronik pulslarla oluşan elektronlarla aynı değildir. İyonlaşma elektronuyla puls elektronları arasında bir aracı vardır, bu ışıktır. 1) Gelen radyasyon dedektöre girer ve atomları uyarılmış düzeye çıkararak çok fazla sayıda etkileşme yapar. 2) Uyarılmış durumlar hızla, görünür bölgede (veya görünür bölgeye yakın) ışık yayınlarlar böyle materyallere fluoresans denir. 3) Işık foto duyarlı yüzeye çarparak foton başına en

çok bir fotoelektron salınmasına neden olur. 4) Bu ikincil elektronlar fotoçoğaltıcı tüpte çoğaltılır, hızlandırılır ve çıkış pulsları şekline dönüştürülür.

Bir PM (fotoçoğaltıcı) şeması Şekil 7’de gösterilmiştir. Fotokatotta az sayıda (gelen foton sayısından az) yayınlanan elektronlar dinot denen bir dizi elektrotla çoğaltılır ve odaklanırlar. Dinotlar, bir yüksek voltaj kaynağı tarafından üretilen bir voltaj zinciri ve bir dizi voltaj bölücüleriyle birleştirilmiştir. Komşu dinotlar arasındaki tipik potansiyel farkı yaklaşık 100 V ’ tur ve böylece elektronlar dinotlara 100 eV ’ lik enerji ile çarparlar. Dinotlar ikincil elektron yayınlanmasının yüksek olasılıklı olduğu bir maddeden yapılır; bir elektron salınması için 2-3 eV yeterli olabilir, böylece elektron sayısında 30-50 çarpanı kadar bir kazanç sağlanabilir. Ancak elektronlar, madde içinde rasgele doğrultularda yayınlandıkları için yüzeyde az sayıda elektron yayınlanacak, her dinotdaki artış 5 çarpanı kadar olacaktır. Örneğin 10 dinotlu bir tüp ile sağlanacak kazanç  $5^{10}$ ’dur. Enerji spektrometreleri için iki önemli özellik , lineerlik ve kararlılıktır. Lineerlik, son çıkış puls genliğinin, sintilasyon olaylarının sayısı ile dolayısıyla radyasyon tarafından dedektörde depo edilen enerji ile doğru orantılı olması demektir. Her dinotdaki artış, voltaj farkına bağlı olduğu için yüksek voltajdaki herhangi bir değişme çıkış pulslarındaki değişmelere neden olacaktır; bu yüzden yüksek voltaj kaynağının kararlı olması gereklidir (Baltaş, 2006).



Şekil 7. Bir çoğaltıcı tüpün çalışma şeması (Brouwer, 2003).

Sintilatörler organik ve inorganik olabilirler. Gama ışın dedektörlerinde çoğunlukla kullanılan dedektörler inorganik maddeler olan sodyum iyodür (NaI) veya sezyum iyodür (CsI) gibi alkali halde (herhangi bir halojen asit tuzu) tuzlardır. Bu maddelere foton yayınlama olasılığını arttırmak ve ışığın kendisinin soğurulmasını azaltmak amacıyla bir



miktar katkı eklenir. Bu maddeye, aktivator (aktifleyici) denir. Talyum ve sodyum genellikle en çok kullanılan aktivatorlardır. Genellikle pek çok dedektör, NaI(Tl) yani talyum aktifleyici ile sodyum iyodür kristali, ya da CsI(Na) yani sodyum aktifleyici ile sezyum iyodür şeklinde ifadelerle açıklanır (Akkoyun, 2006).

## 1.7. X Işınları

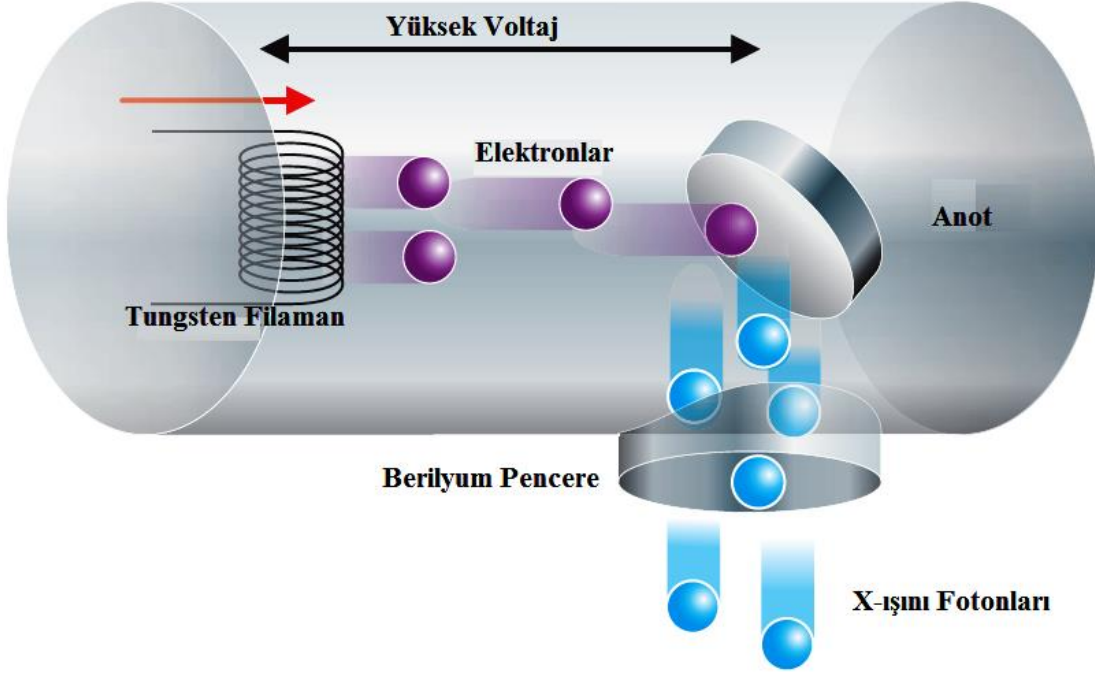
X-ışınları, 1895 yılında Alman Fizikçisi Wilhelm Röntgen tarafından keşfedilmiştir. Bu ışınlar oldukça kısa dalga boylu elektromanyetik dalgalardır. Röntgen X-ışınlarının, şeffaf olmayan maddelerden kolayca geçtiğini, doğru çizgiler boyunca sapmadan ilerlediğini, elektrik ve manyetik alandan etkilenmediğini ve dolayısıyla yüksüz olduğunu bulmuştur. X-ışınları yüksek enerjili elektronların yavaşlatılması veya atomların iç yörüngelerindeki elektron geçişleri ile meydana gelen 0,01-10 Å dalga boyu aralığındaki elektromanyetik radyasyon olarak tarif edilir (Aygün, 1992). Daha sonra yapılan çalışmalarda X-ışınlarının dalga özelliğinin yanında parçacık özelliğinin de olduğu ortaya çıkmıştır. Yansıma, kırılma, kırınım, polarizasyon ve koherent saçılma gibi olaylar, X-ışınının dalga özelliğini gösterirken, fotoelektrik soğrulma, inkoherent saçılma ve sintilasyon meydana getirmede parçacık özelliğini göstermektedir.

Elektromanyetik tayf içerisinde yer alan X ışınları 0,125 ile 125 keV enerji aralığında veya buna karşılık, dalga boyu 0,01 ile 10 nm aralığındaki elektromanyetik dalgalardır. X-ışınlarının frekansı görünür ışığın frekansından ortalama 1000 defa daha büyüktür ve X-ışını fotonu (parçacığı) görülen ışığın fotonundan daha yüksek enerjiye sahiptir. Bu halde bu ışınları belirleyen iki özellik, kısa dalga boyu ve yüksek enerjiye sahip olmalarıdır.

X ışınlarının genel özellikleri ise şunlardır:

- Dalga boyları çok küçük olduğundan gözle görülmezler.
- Hızları ışık hızına eşittir ( $C=3 \times 10^8$  m/s).
- Hem parçacık hem de dalga özelliği gösterirler.
- Gazların içinden geçerken iyonlaşmaya sebep olurlar.
- Elektrik bakımından yüksüzdürler. Bu yüzden elektrik ve manyetik alanda saptırılamazlar (Yaylı, 2013).

- Maddeler tarafından soğrulurlar.



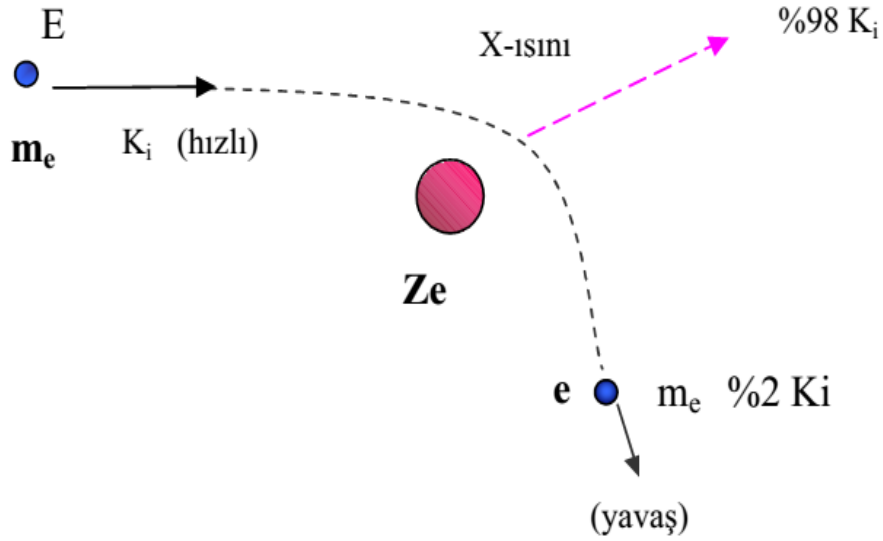
Şekil 8. X-ışını Tüpü (Brouwer, 2003).

### 1.7.1. Sürekli (Frenleme) X-ışınları

Hızlandırılmış elektronların ağır çekirdek yakınından geçerken yavaşlayarak enerjisinin önemli bir kısmını X-ışınına dönüştürmesi yolu ile sürekli X-ışınları oluşur. Yüksek hızlı yüklü parçacıklar bir elektrik alan içinde ivmeli olarak hareket ederlerken ani olarak yavaşlatılmaları veya durdurulmaları sonucu ışıma yaparlar. Burada ilk ve son hızları arasındaki enerji farkına eşit enerjide X-ışınları yayarlar. Bu ışıma frenleme ışıması anlamına gelen 'Bremsstrahlung' denir. Aynı zamanda bu ışınlar, X-ışını spektrumunda sürekli bölge oluştururlar, dolayısıyla sürekli X-ışınları olarak adlandırılırlar (Biber, 2010).

Enerji tayfları sürekli dir yani, sürekli X ışınlarının enerji aralığı sıfır ile yüksek hızlı elektronun maksimum enerjisi arasındadır. Elektronların maksimum kazanabileceği enerji en fazla 100 keV olabilir. Bu durumdan da, katot ve anot arasındaki 1-3 cm'lik yolda ışık hızının yaklaşık yarı hızına ulaştığı anlaşılır. Böylece bu kadar yüksek bir hızla hedefi bombardıman eden elektronların kinetik enerjileri termal enerji ve X ışınları

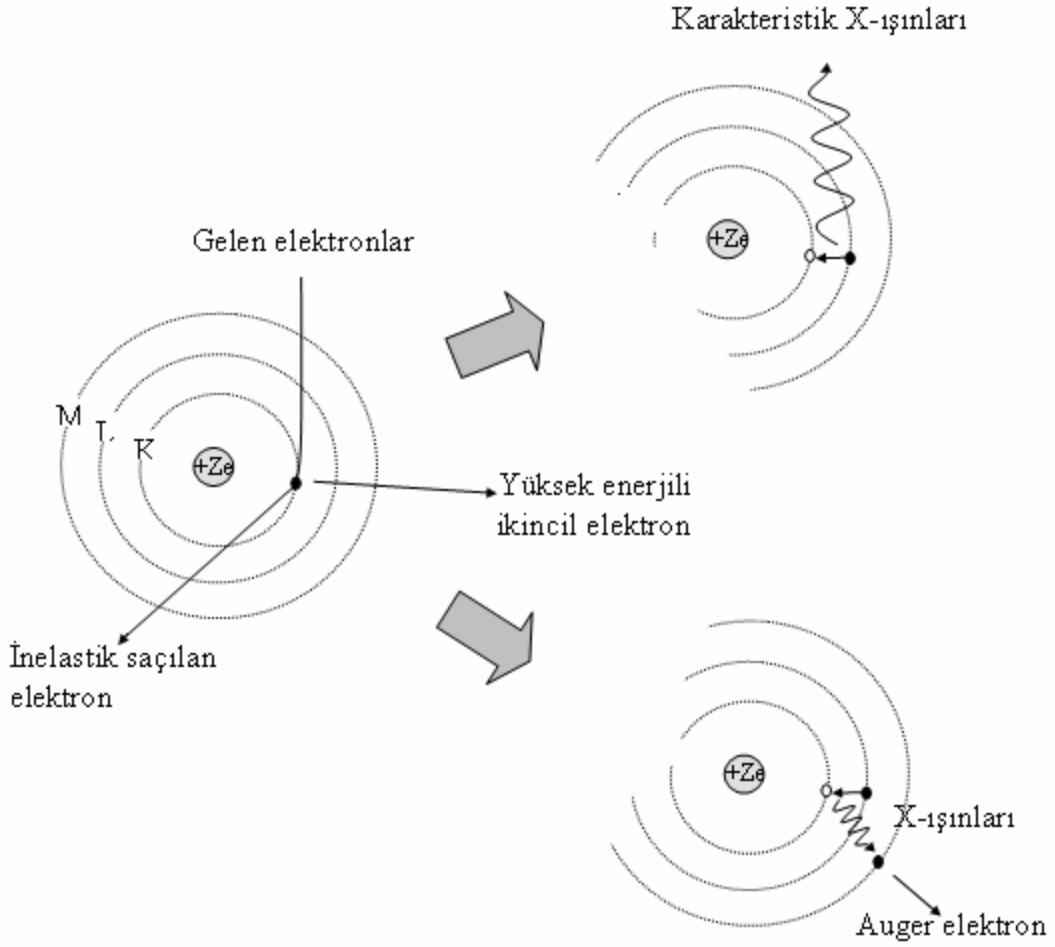
şeklinde elektromanyetik enerjiye dönüşmektedir. Elektron bombardımanında kinetik enerjinin büyük bir kısmı ısı enerjisine dönüşmektedir. Elektronlar, hedefin dış yörünge elektronlarını aynı yörüngede daha yüksek enerji düzeyine uyardı ancak yörüngeden koparamamaktadır. Sürekli elektronların enerjisi üç faktöre bağlıdır. Bunlar; yüksek hızlı elektronun enerjisi, hedef malzemenin yoğunluğu ve elektronun hareket doğrultusudur.



Şekil 9. Sürekli X-ışınlarının oluşumu (Biber, 2010).

### 1.7.2. Karakteristik X-ışınları

Herhangi bir elementin karakteristik X-ışınının spektrumu, atomun iç yörüngelerinde bağlı elektronların koparılmasıyla oluşur. Üst yörünge ile alt yörünge arasında olan geçişlerin her birinde iki yörünge arasındaki enerji farkı kadar enerjili bir X-ışını fotonu yayınlanır. Bu fotonlara karakteristik X-ışını floresans fotonu denilmektedir (Gürçal, 2015).



**Şekil 10.** Karakteristik X-ışınlarının ve Auger elektronunun meydana gelmesi.

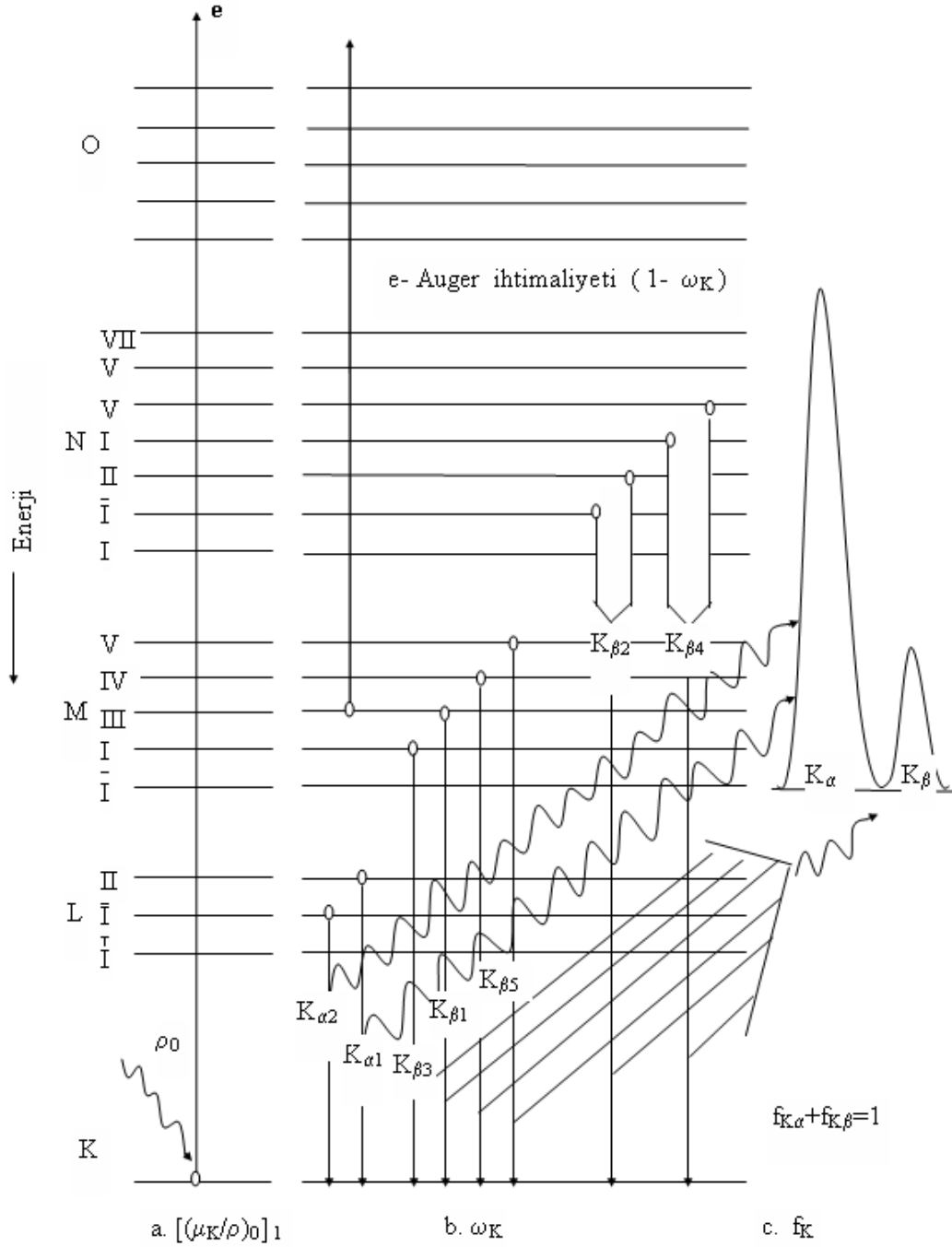
Bir atomun K kabuğunda meydana getirilen elektron boşluğu şayet L kabuğunda bulunan bir elektron tarafından doldurulacak olursa, böyle bir elektron geçişi sonucunda yayımlanan fotonun frekansı karakteristik spektrumunun  $K_{\alpha}$  çizgisine karşılık gelir. K kabuğundaki boşluk M kabuğundaki bir elektron tarafından doldurulursa K çizgisi, N kabuğundaki elektronlardan biri tarafından doldurulursa K çizgisine karşılık gelen fotonlar yayımlanır. Şayet hedef metali üzerine çarpan elektronların enerjileri K kabuğundan elektron sökecek kadar büyük değilse, L, M, N... kabuklarından birinden bir elektron sökülebilir ve bu kez K kabuğuna benzer olarak L kabuğunda meydana gelen boşluğun M, N, ... kabuklarındaki elektronlarla doldurulması esnasında,  $L_{\alpha}, L_{\beta}, L_{\gamma}, \dots$  ışınları, M kabuğu için  $M_{\alpha}, M_{\beta}, M_{\gamma}, \dots$  ve N kabuğu için  $N_{\alpha}, N_{\beta}, N_{\gamma}, \dots$  çizgileri kısaca L, M, N serileri ortaya çıkmış olur (Tunay, 2004).

**Seçim Kuralları:** Karakteristik X-ışınları tayfının oluşmasına neden olan geçişler, elektronik dipol seçim kurallarına göre sınırlanmıştır:

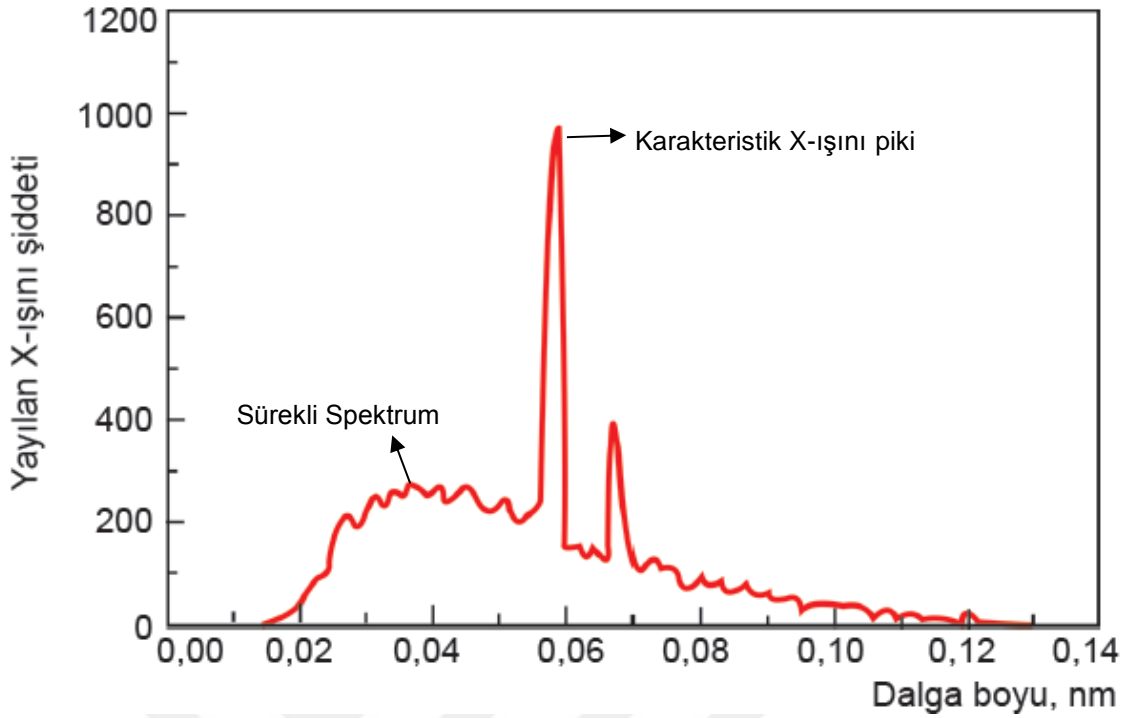
$$\Delta n \neq 0$$

$$\Delta l = \pm 1 \text{ veya } \Delta j = 0$$

Bunların dışındaki geçişler yasak geçişlerdir.



**Şekil 11.** Atomlarda elektron geçişleri ve karakteristik X-ışını yayımlanmasının şematik olarak gösterimi (Baltaş, 2006).



**Şekil 12.** Sürekli ve karakteristik X-ışınları dalga boyu spektrumu (URL-2).

## 1.8. ED-XRF (Enerji Dağılımlı X-ışını Spektrometresi) Sistemi ve Çalışma Şartları

### 1.8.1. EDXRF Spektrometresinin Tanıtımı

X-ışını floresans spektroskopisi (XRF), atom numarası  $Z > 4$  büyük elementlerin kalitatif ve kantitatif miktarını milyonda bir oranında hassasiyetle belirlemede kullanılan tahripsiz analitik metodlardan biridir. Enerji Dağılımlı X-ışını Floresans Spektrometresi (EDXRF), genel olarak foton-madde etkileşmesi sonucu meydana gelen karakteristik X-ışınları ve saçılma fotonlarının nicel ve nitel değerlendirilmesinde kullanılır. EDXRF sistemi; analiz edilen örnekten elde edilen X ışınlarının enerjisini hesaplayarak elementleri tayin ederken gelen ışınları da sayarak element miktarlarının belirlenmesini sağlar. Hızlı ve duyarlı olması, kullanım kolaylığı ve malzemeye zarar vermeme özellikleri göz önüne alındığında teknolojik ve bilimsel araştırmalarda önemlidir. Bu sistem, katı (mineral, metal, polimer), sıvı (su, yağ, petrol ürünleri), ince film ve preslenmiş toz gibi her formdaki numunede standart numune setine ihtiyaç duymadan ağır metal konsantrasyonlarını (Na-U element aralığında) % ve ppm cinsinden yarı kantitatif olarak analiz etmemizi sağlar. Bu yöntem kesin niceliksel sonuç vermemekle birlikte örneğin yapısını anlamak ve ileri aşama analizler için yol göstericiliği açısından

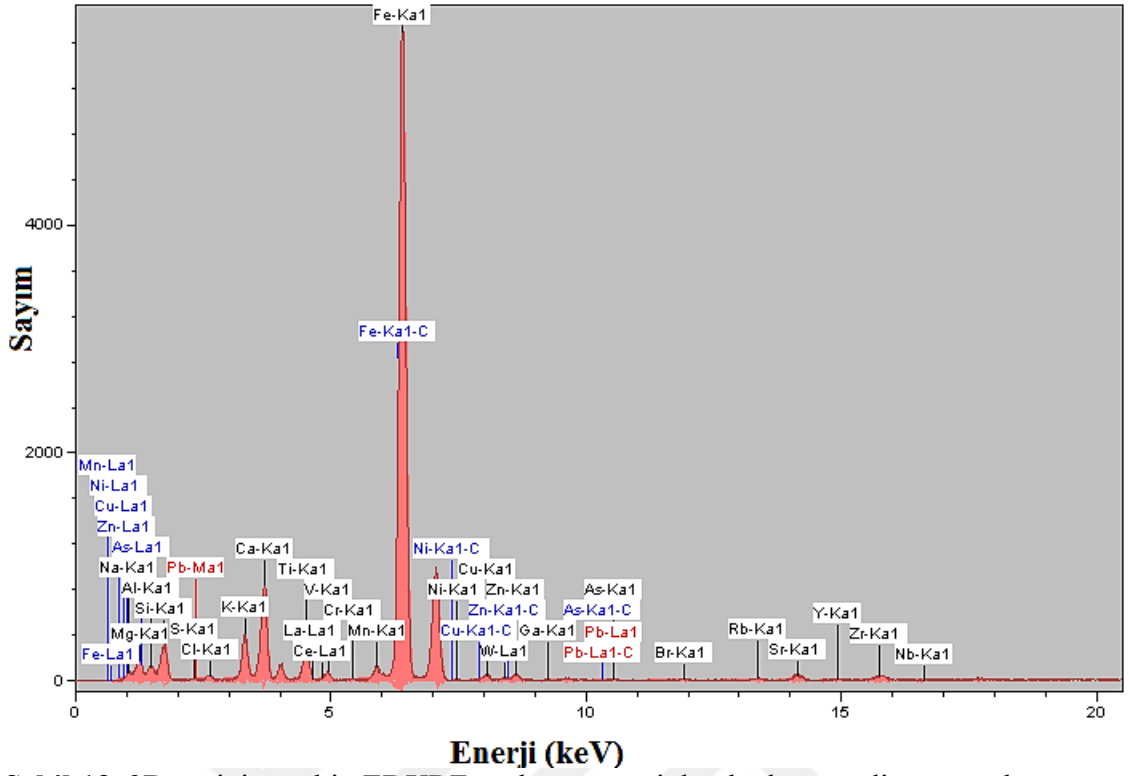
çok faydalıdır. Uygun standart malzemeler kullanılarak tam niceliksel analiz % seviyesinden ppm mertebesine kadar gerçekleştirilebilir (Brouwer, 2003).

EDXRF, 2D ve 3D optikli spektrometreler olarak sınıflandırılabilir. İki spektrometrede de bir kaynak ve bir enerji dağıtıcı dedektör vardır, fakat farklı optiksel X-ışını yolunda bulunurlar. 2D spektrometreleri için X-ışını yolu bir düzlemde olduğundan dolayı iki boyuttadır. 3D spektrometreleri için yol bir düzlemle sınırlı değildir fakat 3 boyut içerir (Brouwer, 2003).

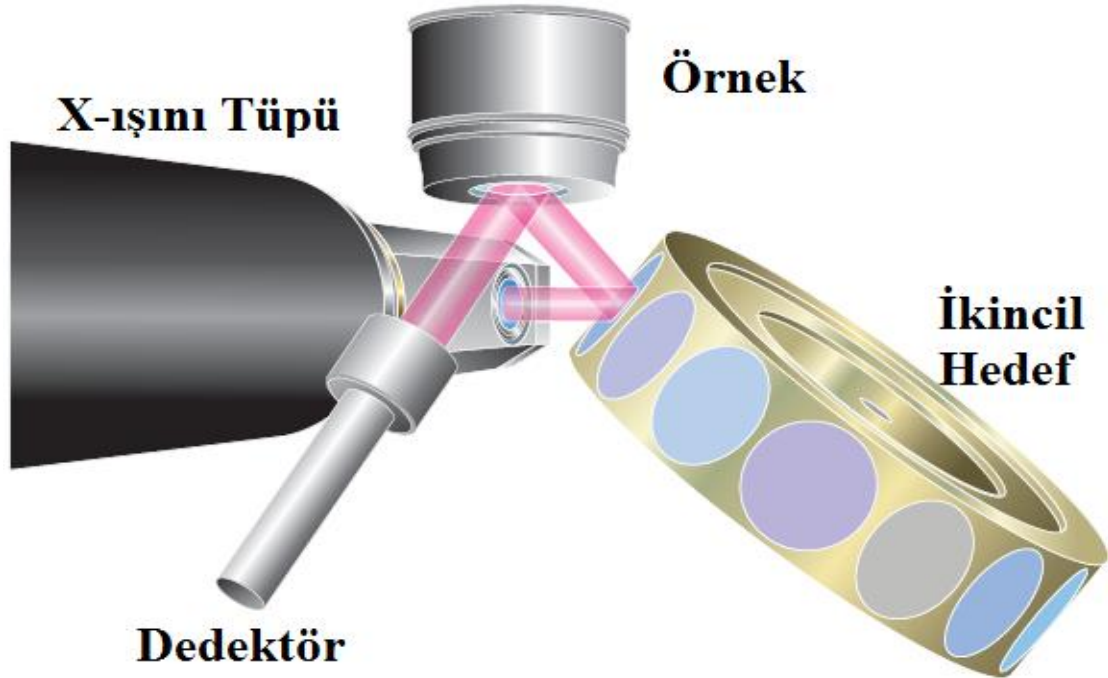
### **1.8.2. 3D Optikli EDXRF Spektrometreleri**

Bütün XRF spektrometreleri, bir radyasyon kaynağı, X-ışını tüpü ve dedeksiyon sisteminden oluşur. Enerji ayrımlı Epsilon 5 X-ışını spektrometresi (EDXRF), eşsiz X-ışını analiz yazılım paketiyle birlikte tamamen bilgisayar kontrollüdür. EDXRF sistemi (Epsilon5, PANalytical, Almelo, the Netherlands), Polarize optik geometri, 600 W Gd-anot X-ışını tüpü ve 100 kV'lık yüksek voltaj jeneratörü, 15 ikincil kaynak, yüksek çözünürlüklü Pan-32 dedektörüne sahiptir.

3D optik sistemini kullanan EDXRF spektrometresinin gösterimi Şekil 13'de verilmiştir. X-ışını yolu bir düzlemde değil birbirine dik iki düzlemde ve spektrometrenin bu türü 3D optik olarak adlandırılır. Tüp, karakteristik X-ışınlarını yayan ve gelen X-ışınlarının bir kısmını dağıtan ikincil bir hedefi ışınlar. Daha sonra, hedeften gelen radyasyon numuneyi ışınlamada da kullanılabilir bu yüzden hedef numune için bir kaynak gibi hareket eder. Numune bir enerji ayrımlı dedektör tarafından ölçülebilen karakteristik radyasyonunu yayınlar. Bu geometrinin avantajı, saçılan tüp radyasyonu polarizasyondan dolayı dedektöre erişemez. Dedektöre erişmek için tüp radyasyonu iki dik yönde saçılmalıdır, ancak X-ışınları iki düşey yansıma sonrasında kaybolur. Bu nedenle tüpten gelen radyasyon dedektöre erişemez. Hedefin karakteristik radyasyonu numune tarafından kısmen saçılır ve dedektöre erişir. Bu radyasyon sadece bir yönde saçılır ve bu yüzden dedektörde sayılmadan kaybolur (Brouwer, 2003). Sonuç olarak, tüpten gelen radyasyonun detektöre ulaşmamasından dolayı, spektrumda çok düşük background görünür. Bu sayede çok zayıf pikler dedekte edilebilir ve elementlerin çok düşük konsantrasyonları belirlenebilir.



Şekil 13. 3D optiğine sahip EDXRF spektrometresiyle ölçülmüş sediment spektrumu örneği.



Şekil 14. Doğrudan uyarmasız polarize 3D optikli enerji dağılımlı X-ışını spektrometresi (Brouwer, 2003).



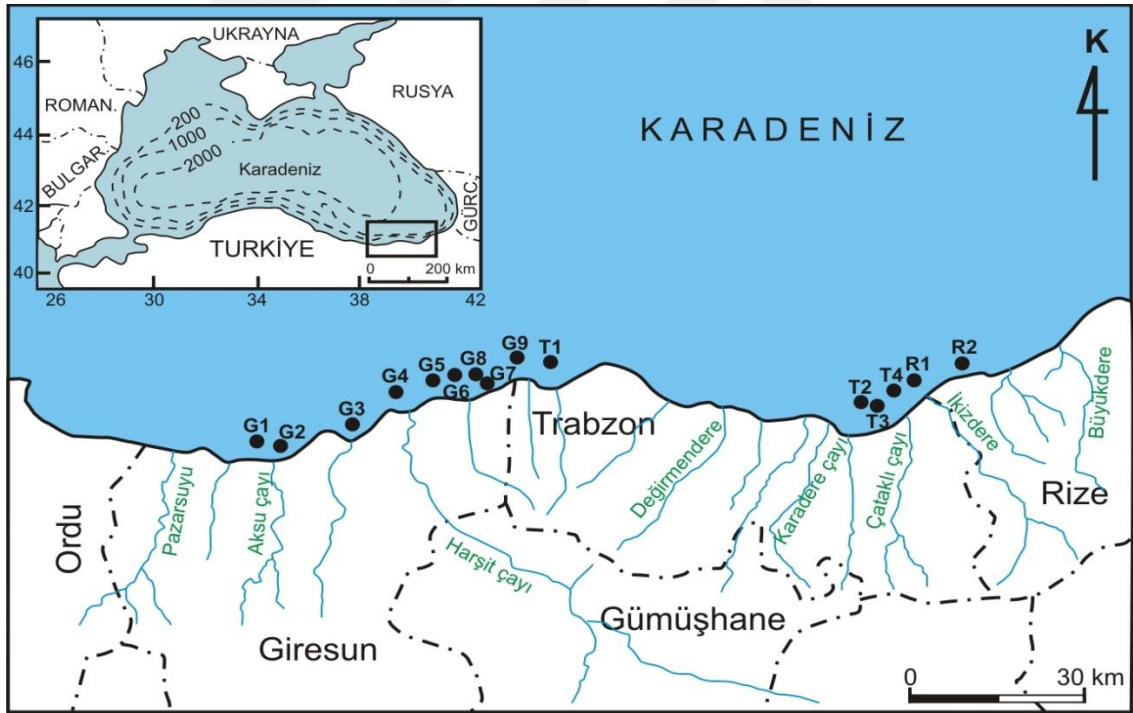


**Şekil 15.** EDXRF cihazı (Epsilon 5, PANalytical, Almelo, the Netherlands).

## 2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

### 2.1. Örnekleme Noktaları

Sediment örneklemeleri, sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ekolojik yarı ömrünü belirlemek amacıyla Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından 1993 yılında Giresun, Trabzon ve Rize ili sınırlarında yapılan çalışmadaki aynı örnekleme noktalarından 2015 yılının temmuz ayında yapılmıştır. Örnekleme noktalarında, örnek alma derinlikleri Doğu Karadeniz’de zamanla nehirler, küçük su akıntıları vasıtasıyla meydana gelen sedimantasyon ve Karadeniz sahil yolunun zaman içinde yenilenmesi ve dolgular sebebiyle değişmiştir. Bu nedenle sediment örnekleri için değişen örnekleme derinliklerinin yeni değerleri araziden örnekleme çalışmaları esnasında kaydedilmiştir ve Tablo 4’de verilmiştir. Ayrıca, örnekleme noktalarının haritası Şekil 16’da verilmiştir.



Şekil 16. Doğu Karadeniz Bölgesinde örnekleme yapılan istasyonlar.

**Tablo 4.** Örnekleme istasyonları ve örnek alma derinlikleri.

İstasyon Kodları	Enlem	Boylam	Derinlik (m)
G1	40° 55' 24" N	38° 25' 52" E	41
G2	40° 55' 01" N	38° 27' 08" E	62
G3	40° 57' 31" N	38° 42' 13" E	50
G4	41° 01' 05" N	38° 49' 21" E	58
G5	41° 02' 56" N	38° 55' 57" E	56
G6	41° 02' 56" N	39° 02' 08" E	45
G7	41° 02' 56" N	39° 04' 04" E	39
G8	41° 03' 05" N	39° 03' 59" E	51
G9	41° 05' 01" N	39° 10' 04" E	41
T1	41° 04' 52" N	39° 15' 11" E	45
T2	40° 56' 17" N	40° 10' 57" E	111
T3	40° 56' 01" N	40° 11' 10" E	40
T4	40° 57' 59" N	40° 16' 58" E	52
R1	40° 59' 07" N	40° 19' 20" E	205
R2	41° 02' 06" N	40° 27' 59" E	55

## 2.2. Araziden Sediment Örnekleme Çalışmaları

Belirlenen 15 istasyondan sediment örnekleme Trabzon Su ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü Su Ürünleri araştırma teknesi (R/V SÜRAT ARAŞTIRMA) ve Karadeniz sahil yolunun zaman içinde yenilenmesi ve dolgular sebebiyle bazı istasyonlarda kıyı yakınlarında balıkçı tekneleri ile yapılmıştır. İstasyonlarda kaydedilen derinlik ortalamaları Tablo 4'de verilmiştir. Teknede bulunan Van-Ween grap keçesi ile sediment örnekleme Tablo 4'de koordinatları verilen 15 istasyonun her birinden 7'şer numune olarak yapılmıştır (Şekil 17) (Kılıç vd., 2014; Aközcan, 2012). Daha sonra bu örnekler, temiz poşetlere konulup analiz için laboratuvar ortamına getirilmiştir.



Şekil 17. Van-Ween grap kepçesi ile sediment örnekleme yapılırken.

### 2.3. Örneklerin Radyoaktivite ve Ağır Metal Ölçümü İçin Hazır Hale Getirilmesi

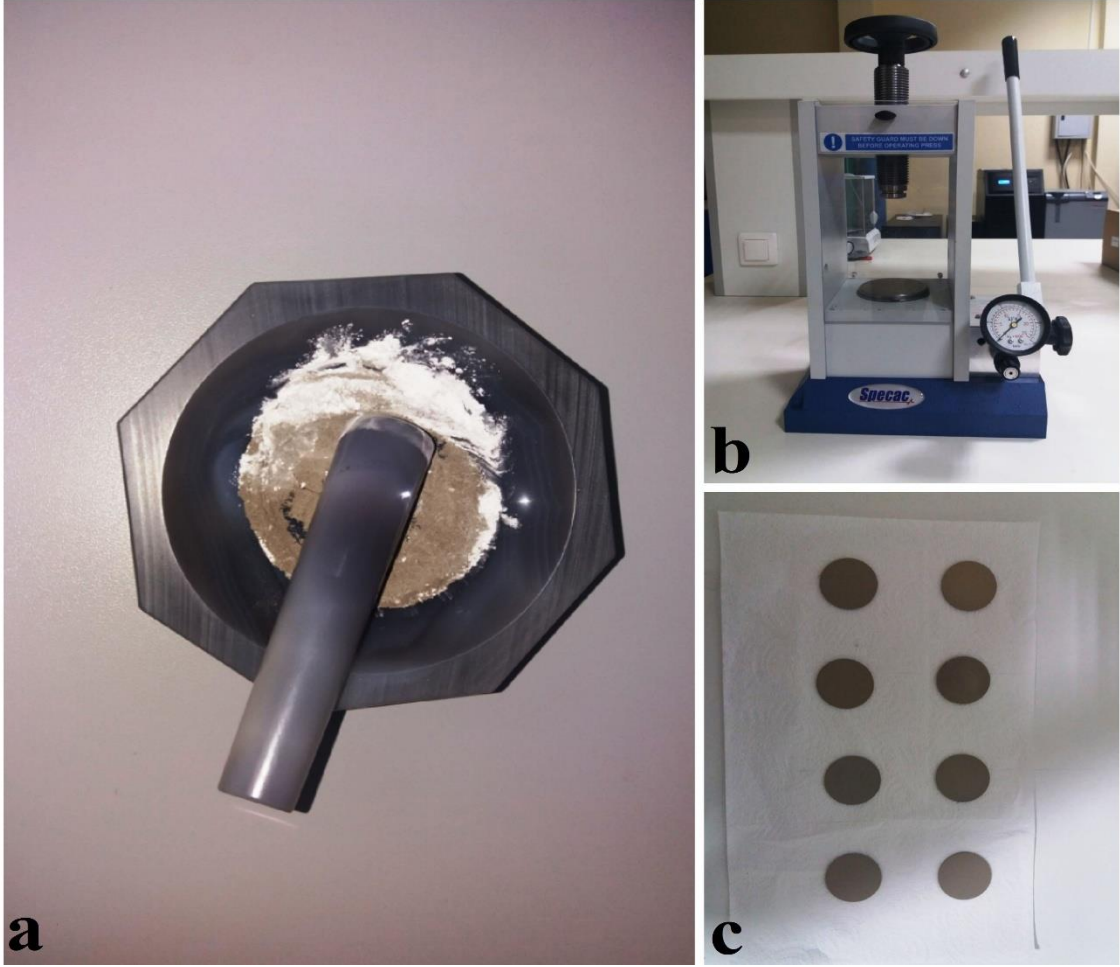
15 istasyondan toplanan sediment örnekleri temiz poşetlere konularak laboratuvara getirilmiştir. İstasyonlara göre ayrılmış sediment örnekleri aynı şekilde alüminyum folyo kaplara konulduktan sonra ağırlığı stabil tutabilmek 85 °C’de 96 saat boyunca etüvde kurumaya bırakılmıştır (Şekil 18a) (Ünlü vd., 2008; Kılıç ve Çotuk, 2011; Topçuoğlu ve Güngör, 1999; Topçuoğlu vd., 2003). Kurutulan sediment örnekleri Zhonghe marka öğütme değirmeni yardımıyla toz haline getirilmiştir. Daha sonra parçacık boyutu etkisini yok etmek ve homojen dağılım elde etmek için örnekler agatta bir süre öğütülmüştür. Elde edilen kuru sediment örnekleri parçacık boyutu etkisini azaltmak için 37 µm’lik elekten geçirilmiştir (Şekil 18b). Daha sonra örnekler gama spektrometresi ölçümleri için 100 ml’lik polietilen kaplara konulup istasyonlara göre etiketlenmiştir (Şekil 18c) (Koz vd., 2012; Çevik vd., 2008).

Ayrıca, sediment örneklerinin EDXRF spektrometresinde ağır metal analizlerinin yapılabilmesi için 37 µm’lik elekten geçirilen örneklerden bir miktar alınmıştır. Öncelikle örnekler istasyonlara göre birleştirildikten sonra örnek ve bağlayıcı bileşen (Wax) (4g: 1g) oranında havanda karıştırılarak homojenize edilmiştir (Şekil 19 a). Homojenize edilen örnekler, hidrolik pres makinasında 20 s boyunca yaklaşık 7 tonluk basınç uygulanarak 40 mm çapında pellet haline getirilmiştir (Şekil 19 b) (Baltas vd., 2017) Böylece her istasyon için 2’şer adet olmak üzere (Şekil 19 c) toplam 30 adet pellet örneği hazır hale getirilmiştir. Hazırlanan bu örneklerde bazı ağır metallerin konsantrasyonları Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezi’imizde bulunan EDXRF spektrometresi ile araştırılmıştır. Tüm örnekler bu sistemde 3 tekrarlı olarak ölçülmüştür. Ölçümler sonucunda Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As ve Pb elementlerinin konsantrasyonları belirlenmiştir.





**Şekil 18.** a) 85 <sup>0</sup>C’de etüvde kurutulan sediment örnekleri b) Elekten (37 µm) geçirilen sediment örnekleri c) <sup>137</sup>Cs radyoizotopu konsantrasyonlarını ölçmek için hazır hale getirilen sediment örnekleri.



**Şekil 19.** a) (4g:1g) oranında sediment örneği ve wax'ın havanda karıştırılması b) Sediment örneklerinin pellet haline getirildiği hidrolik pres makinası f) EDXRF ölçümü için hazır hale getirilen sediment örneklerinin pelletleri.

## 2.4. Yöntem

### 2.4.1. Gama Spektrometresi

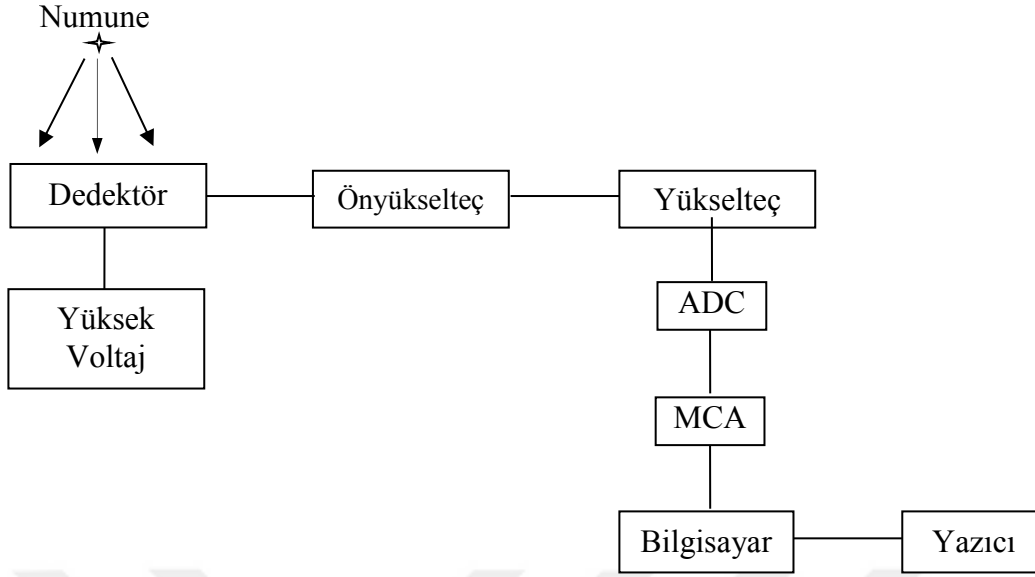
Örneklerin radyoaktiflik ölçümleri için 1332,5 keV’de 1,9 keV ayırma gücüne ve % 55’ lik relatif verime sahip olan ORTEC marka GEM55P4-95 model HPGe detektörü kullanıldı. Şekil 20’de gama spektrometre sisteminin genel görünüşü verilmektedir.



Şekil 20. Gama spektrometre sisteminin genel görünüşü.

Gama spektrometresi, dedektör, önyükselteç, spektroskopi yükselteci, analog sayımları elektronik sinyallere dönüştüren ADC sistemi, çok kanallı analizörden (MCA) ibarettir. Bu çalışmada kullanılan gama spektrometre sisteminin şeması aşağıda gösterilmiştir (Şekil 21).





**Şekil 21.** Gama spektrometre sisteminin blok diyagramı.

Sistemde bulunan üniteler ayrı ayrı aşağıda açıklanmıştır.

a) Dedektör

Gama ışınlarının ölçülmesinde kullanılan dedektörlerde, gelen foton kristalle etkileşerek enerjisini kaybeder. Bu etkileşmeler sonucunda, kristalde elektron-boşluk çiftleri meydana gelir ve dedektöre uygulanan yüksek voltajın oluşturduğu elektrik alanı ile bu yükler sürüklenir. Gelen radyasyonun enerjisi ile orantılı olarak biriken bu yük, analizörde ölçülebilen bir voltaj pulsu meydana getirir.

b) Yüksek Voltaj Ünitesi

Dedektörün yük birikimi için gerekli elektrik alanı oluşturmak üzere, negatif veya pozitif 5000 V 'a kadar gerilim sağlayan ünitelerdir.

c) Önyükselteç

Önyükselteç, dedektörden gelen pulsları depolanan enerji ile orantılı olarak voltaj sinyaline dönüştürür. Elektronik katlar için pulsları şekillendirir ve büyütür. Dedektör ile elektronik devre arasında empedans uyumu sağlar. Önyükselteç'in ilk devresi dedektöre çok yakın yerleştirilmiş bir alan etkili transistor'dür. Elektronik gürültüyü en düşük

seviyeye indirmek için, genellikle bir alan-etkili transistör (FET) olan ön yükselticinin girişi dedektörle aynı oranda soğutulur, yani sıvı azot kaynama sıcaklığında (-196 °C) muhafaza edilir.

#### d) Yükselteç

Önyükselteç'ten gelen pulsların, puls yüksekliği analizi yapılabilecek kadar yükseltilmesini ve en iyi enerji ayrılmasını sağlayacak şekillendirmeyi sağlar. Modern sistemler için maksimum çıkış pulsunun genliği 2 V'tan 10 V'a kadar değişir. Çoğu yükselticiler hem unipolar çıkış (yani, sinyalin tepe kısmı tamamen pozitif veya tamamen negatiftir) hem de bipolar çıkış (yani, sinyal hem pozitif hem de negatif bileşene sahiptir) ile donatılmıştır. En iyi sinyal-gürültü oranını elde etmek için, yükselticinin unipolar çıkışı seçilir.

#### e) Analog Dijital Çevirici (ADC)

Analog dijital dönüştürücünün (ADC) amacı yükselticiden gelen analog pulsu, onun genliği ile orantılı X ve gama ışını fotonunun enerjisiyle orantılı tamsayıya çevirmektir. Sayılmış olan bir puls yüksekliği kadar sayı analizörün hafızasında biriktirilir. Sonuçta bu bilgi bir enerji spektrumu olarak ekrana aktarılır. Burada ölü zaman çok önemlidir. Ölü zaman, birim zaman başına veya dönüşümün artmasıyla orantılı olarak artar. Yani ADC'nin meşgul olduğu zamandır. ADC genellikle puls yüksekliği analizinde kullanılır.

#### f) Çok Kanallı Analizör (MCA)

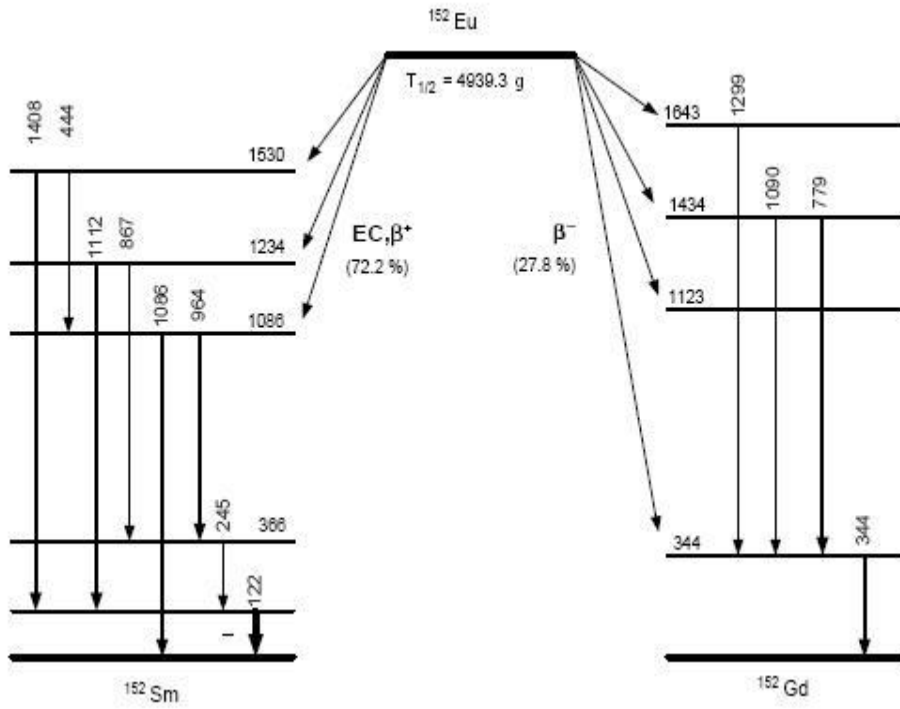
Çok kanallı analizörler, genellikle puls yüksekliği analizi yapan cihazlardır, MCA'daki en önemli devre veya bileşen, örneksel/sayısal dönüştürücüdür. Burada, gelen her puls, sayısal hale çevrilir ve genliği ile orantılı olarak bir hafıza kanalına yerleştirilir. Her kanal belli bir enerjiye karşılık gelir ve sayım süresince gelen pulsların birikmesiyle pikler oluşur (Damla, 2009; Uzun Duran, 2013).

## 2.4.1.1. Deneysel Yöntem

### 2.4.1.1.1. Enerji Kalibrasyonu

Bilgisayar hafızasında toplanan spektrumların analiz edilmesi için, her kanalın hangi enerji değerine karşılık geldiğinin bilinmesi gerekir. Böylece numunede bulunan radyoaktif çekirdek türleri belirlenebilir.

Enerji kalibrasyonunun yapılabilmesi için, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu'ndan (TAEK) temin edilen Eu-152 radyoaktif kalibrasyon kaynağının bozunma şeması Şekil 22'de ve kaynağa ait bilgiler Tablo 5'te verilmiştir.



Şekil 22.  $^{152}\text{Eu}$ 'nin bozunma şeması.

**Tablo 5.**  $^{152}\text{Eu}$  kalibrasyon kaynağının özellikleri.

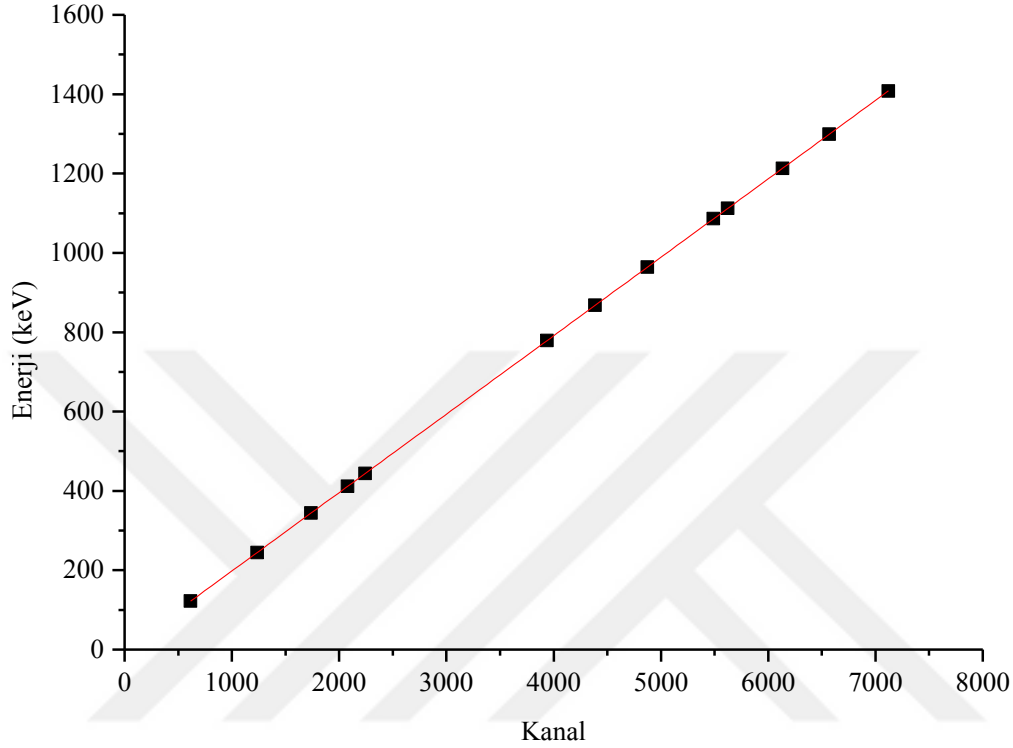
$^{152}\text{Eu}$ ( $T_{1/2}=13,516$ y)		
$E_\gamma$ (keV)	$I_\gamma$ (%)	Gama/s
121,8	28,40	30719,65
244,7	7,51	8123,40
344,3	26,60	28772,63
411,1	2,23	2412,14
444,0	2,82	3050,33
778,9	13,00	14061,81
964,1	14,60	15792,50
1085,8	10,21	11043,93
1112,1	13,60	14710,82
1408,0	20,80	22498,90

Enerji kalibrasyonu için, dedektör önüne konulan standart kaynağın spektrumu elde edilerek enerjilerin hangi kanallara karşılık geldiği tespit edildi (Tablo 6).

**Tablo 6.** Standart kaynak için enerjilerin kanallara göre değişim değerleri.

Enerji (keV)	Kanal
121,8	615
244,7	1236
344,2	1739
411,2	2078
443,9	2243
778,9	3937
867,4	4385
964,1	4874
1085,8	5490
1112,1	5623
1212,9	6133
1299,2	6570
1408,0	7121

Dedektör yardımı ile enerji kalibrasyonu için standart kaynağın spektrumu elde edilerek enerjilerin hangi kanallara karşılık geldiği tespit edilmiştir. Enerjinin kanallara göre değişim grafiği Şekil 23’de gösterilmiştir.



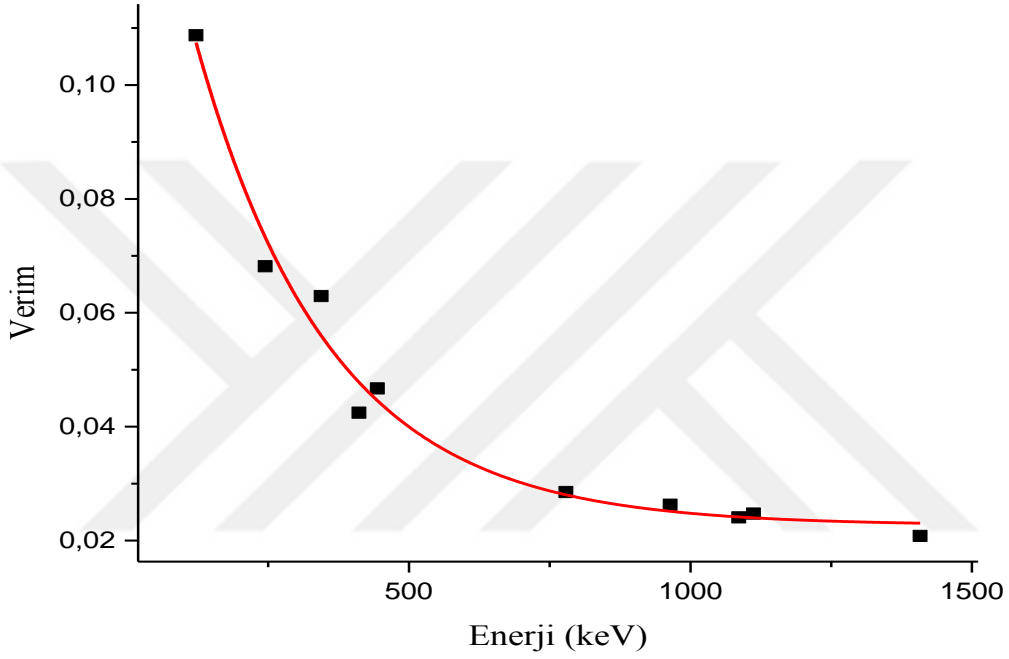
Şekil 23. Enerji-Kanal grafiği.

#### 2.4.1.1.2. Verim Kalibrasyonu

Dedektör verimi, dedektörde sayılabilir büyüklükte puls üreten fotonların sayısının, dedektöre gelen fotonların sayısına oranı yada dedektörde sayılabilir büyüklükte puls üreten fotonların yüzdesi olarak tanımlanır. Dedektörün saydığı gama sayımlarının gerçek değerini bulabilmek için dedektöre ait verim düzeltmesinin yapılması gerekir. İlgilenilen enerjilerdeki dedektör verimi aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır (Damla, 2009):

$$\varepsilon = \frac{s}{I_{\gamma} \cdot N \cdot t} \quad (19)$$

Burada HPGe dedektörünün ilgilenilen gama enerjisindeki verimi  $\varepsilon$ , pikin net alanı  $s$ , sayma süresi  $t$ , gama ışınının salma hızı  $I_\gamma$  ve  $N$  kullanılan standart kaynağın sayım günündeki aktivitesidir. Böylece farklı gama enerjileri için hesaplanan  $\varepsilon$  değerlerine karşılık gelen enerji verim eğrisi elde edilmiştir (Şekil 24). Verimin güvenilirliği Uluslararası Atom Enerji kurumunun (IAEA-375) referans materyali ile periyodik olarak test edilmiştir.



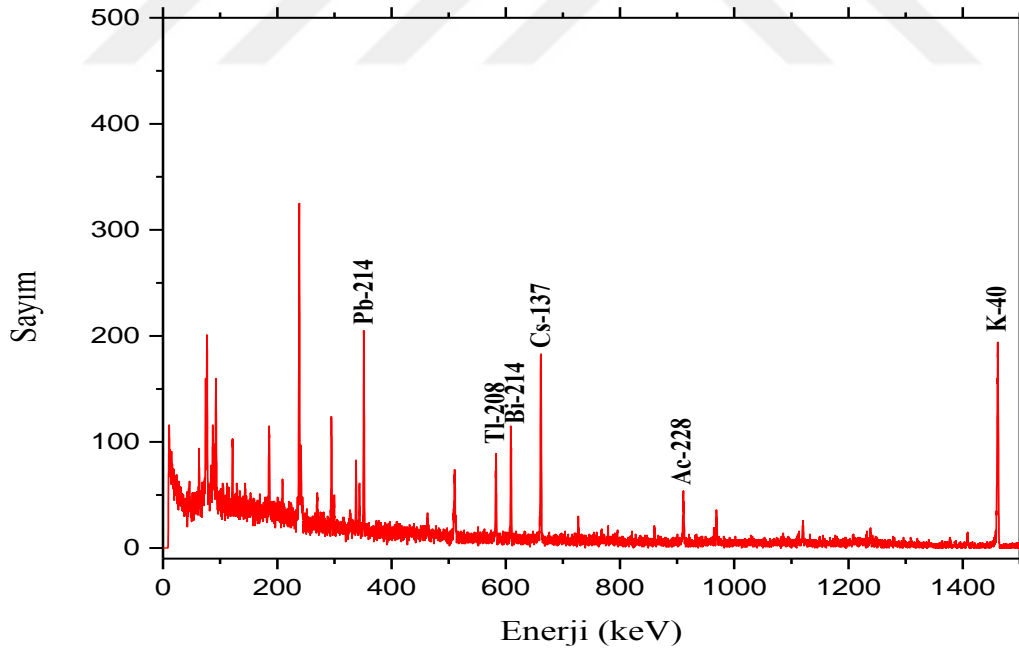
Şekil 24. Enerji-Verim eğrisi.

#### 2.4.1.1.3. Spektrumların Alınması

Radyoaktif dengenin sağlanması için sediment örnekleri için bir aylık bekleme süresinden sonra ölçümlere geçilmiştir. Sayımlarda kullanılan HPGe dedektörünün besleme voltajı yaklaşık 5000 V'tur. Spektrumların analizi için CANBERRA'dan temin edilen Genie-2000 yazılım programı kullanılmıştır. Örnekler kurşun zırh içinde bulunan detektör penceresinin üzerine konulmuştur (Şekil 25). Numune sayım süresi 50000 s olarak seçilmiştir. Bu süre sonunda numunelerden yayınlanan radyoaktif izotoplara ait spektrumlar elde edilmiştir. Sediment örneği için örnek gama spektrumu Şekil 26'da gösterilmiştir.



Şekil 25. Sediment örneğinin kurşun zırh içinde dedektörde ölçümü.



Şekil 26. Sediment örneği için gama spektrumu örneği.

#### 2.4.1.1.4. Pik belirleme ve Değerlendirme

Spektrumdaki her bir pik için ilgili alan bölgeleri seçilerek en küçük hataya sahip net alanı verecek şekilde pik alanı işaretlendi. Daha sonra kalibrasyon katsayıları bilgisayar programına verilerek piklerin merkez kanalına karşılık gelecek enerji değerleri bulundu.

Tablo 7’de  $^{238}\text{U}$  ( $^{226}\text{Ra}$ ) ve  $^{232}\text{Th}$  serileri ile  $^{40}\text{K}$  için alınan enerjiler ve salma hızları gösterilmiştir.  $^{238}\text{U}$  ( $^{226}\text{Ra}$ ) serisi için  $^{214}\text{Pb}$  (295,2 keV),  $^{214}\text{Pb}$  (352,0 keV) ve  $^{214}\text{Bi}$  (609,4 keV) enerjilerindeki,  $^{232}\text{Th}$  serisi için  $^{212}\text{Pb}$  (238,6 keV),  $^{208}\text{Tl}$  (583,1 keV),  $^{228}\text{Ac}$  (911,1 keV) enerjilerindeki piklerinin alanları,  $^{40}\text{K}$  için (1460,8 keV) ve  $^{137}\text{Cs}$  için (661,6 keV) enerjisindeki pikin alanı alınmıştır (Bakkal, 2012; İlter, 2014) .

**Tablo 7.** Aktivitesi hesaplanan radyoaktif çekirdekler ve salma hızları.

İzotop	Gama Enerjisi (keV)	Salma hızı (%)
$^{238}\text{U}$	$^{214}\text{Pb}$	295,2
	$^{214}\text{Pb}$	352,0
	$^{214}\text{Bi}$	609,4
$^{232}\text{Th}$	$^{212}\text{Pb}$	238,6
	$^{208}\text{Tl}$	583,1
	$^{228}\text{Ac}$	911,1
$^{40}\text{K}$	1460,8	10,7
$^{137}\text{Cs}$	661,6	85

#### 2.4.1.1.5. Minimum Dedekte Edilebilir Aktivite

Minimum dedekte edilebilir aktivite, belli koşullar altında ölçüm sisteminin dedeksiyon kapasitesini ifade etmek için kullanılan bir terimdir. Minimum dedekte edilebilir aktivite (MDA) aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır (Currie, 1968):



$$MDA = \frac{1,645\sqrt{B}}{\varepsilon \cdot I_{\gamma} \cdot t \cdot w} \quad (20)$$

burada B arkaplan radyasyon değeri ve w numune miktarıdır (kg). Dedektörle algılanan radyonüklidlerin minimum dedekte edilebilir aktivite değerleri Tablo 8’de verilmiştir.

**Tablo 8.** Dedektörle algılanan radyonüklidlerin minimum dedekte edilebilir aktivite (MDA) değerleri.

<b>Radyoaktif Çekirdek</b>	<b>Sediment (Bq kg<sup>-1</sup>)</b>
<sup>226</sup> Ra	0,16
<sup>232</sup> Th	0,24
<sup>40</sup> K	1,69
<sup>137</sup> Cs	0,02

#### 2.4.1.2. Aktivite Hesabı

Piklerin altında kalan net alanlar toplam alandan background çıkarılarak elde edilen sayma sayılarının toplamıdır. Saniyedeki sayma (cps), pik altında kalan alanın pik elde etmek için geçen süreye bölümüdür. Dedektör verimi de hesaba katılarak aktivite için,

$$A = \frac{s}{I_{\gamma} \cdot w \cdot t \cdot \varepsilon} \quad (21)$$

dır (Cevik vd., 2010). Burada A (Bq/kg) aktivite, s net alan, I<sub>γ</sub> gama ışınının salma hızı, w kg olarak numune miktarı ve ε verim’dir.

Elde edilen aktivite üzerindeki belirsizlik aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır (Mohery vd., 2014):

$$\Delta A = A \left[ \left( \frac{\Delta CR}{CR} \right)^2 - (\Delta \varepsilon)^2 - (\Delta I_{\gamma})^2 - (\Delta w)^2 \right]^{1/2} \quad (22)$$

Burada  $\Delta A$  aktivitedeki belirsizlik,  $\Delta CR$  saniyedeki sayıdaki belirsizlik,  $\Delta \epsilon$  verimdeki belirsizlik,  $\Delta I_\gamma$  gama ışını salma hızındaki belirsizlik ve  $\Delta w$  numune miktarındaki belirsizliktir. Bu şekilde elde edilen belirsizlikler %3 ile %7 aralığında bulunmuştur.

HPGe detektörünün enerji ve verim kalibrasyonu yapıldıktan sonra, Referans Kimya Limitet şirketi aracılığı ile temin ettiğimiz sertifikalı referans yosun-toprak (IAEA-447) örneği sistemde 3 tekrarlı olarak okutuldu ve ortalaması alınarak cihazın doğruluğu tespit edildi. Sertifika edilmiş konsantrasyon değerleri ve HPGe detektöründe ölçülüp hesabı yapılan değerler Tablo 9'da verilmiştir.

**Tablo 9.** Yosun-Toprak (IAEA-447) örneklerinin radyoaktiflik konsantrasyon sonuçları ( $Bq\ kg^{-1}$ ).

Element	Yosun-Toprak		
	Sertifika Değeri	Ölçülen Değer	Geri Kazanım (%)
$^{226}Ra$	$25,04 \pm 2,00$	$23,96 \pm 1,12$	96
$^{232}Th$	$37,3 \pm 2,0$	$35,7 \pm 1,7$	96
$^{40}K$	$550 \pm 20$	$521 \pm 27$	95
$^{137}Cs$	$371,11 \pm 8,73$	$362,55 \pm 13,58$	98

#### 2.4.1.3. $^{137}Cs$ Radyoizotopunun Ekolojik Yarı-Ömür Hesabı

$^{137}Cs$  fiziksel yarı-ömrü yaklaşık 30,2 yıl olan bir radyoizotoptur. Ancak, biyolojik sistemlerde radyoizotoplar canlı hücrelerden fiziksel, kimyasal veya biyolojik sebeplerden dolayı çok daha çabuk uzaklaştırılmakta ve yarılanma süreleri daha kısa olmaktadır. Doğal ekosistemde bir popülasyondaki radyosezyumun % 50'sinin azalması için gereken süre ekolojik yarı-ömür olarak tanımlanır. Ekolojik yarı-ömür, abiyotik faktörler (deniz suyu, sedimanlar ve sıcaklık) ve biyotik faktörler (besin, biyotanın boyutu ve biyolojik eliminasyon hızı) gibi ekolojik faktörlerden etkilenir (Tagami ve Uchida, 2016). Radyoaktif kirleticilerin çevreye eklendikten sonra bu çevrede ne kadar süre etkili olduğunu bilmek son derece önemlidir. Bu tür çalışmalar dünyanın çeşitli yerlerinde birçok araştırmacı tarafından gerçekleştirilmiştir (Paller vd., 1999; Peles vd., 2002;

Marchard vd., 2007). Bu bölümde, Doğu Karadeniz bölgesinden örnekleme yapılan sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ekolojik yarı-ömrü belirlenmiştir. Bu çalışmada 1993 yılında Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından örnekleme yapılan noktalardan, 2015 yılında mümkün olduğu kadar aynı yerlerden toplanmasına azami özen gösterilerek sediment örnekleri belirli derinliklerden toplanmıştır (Varinlioğlu vd., 1995).  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ekolojik kayıp oranı aşağıdaki bağıntıyla tespit edilmiştir.

$$A_t = A_0 \times e^{-k_e t} \quad (23)$$

Burada,  $A_0$  değerleri 1993 yılında yapılan çalışmada sediment örnekleri için tespit edilen  $^{137}\text{Cs}$  aktivite değerleri,  $A_t$  ise bizim bu örnekleme noktalarından 2015 yılında topladığımız sediment örnekleri için hesapladığımız  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun aktivite değerleridir.  $t$  süresi ise 1993 yılından 2015 yılına geçen zamandır (22 yıl).

Sediment örnekleri için ekolojik arınma sabiti  $k_e$  hesapladıktan sonra, sediment örneklerinin ekolojik yarı-ömür değerleri (24) bağıntısına göre hesaplanmıştır.

$$T_{E1/2} = 0,693/k_e \quad (24)$$

Burada  $T_{E1/2}$  ekolojik yarı ömür (yıl),  $\lambda_e$  ise  $^{137}\text{Cs}$  için belli bir biyolojik sistemdeki ekolojik kayıp oranıdır (Paller vd., 1999; Celik vd., 2009).

## 2.4.2. Radyolojik Parametreler

### 2.4.2.1. Radyum Eşdeğer Aktifliği ve Dış Tehlike İndeksi

$^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$ 'in sediment örneklerindeki dağılımı birbirlerinden farklıdır. Farklı miktarlardaki bu spesifik aktifliklerinden radyasyona maruz kalmayı standartlaştırmak için radyum eşdeğer aktifliği ( $Ra_{eq}$ ) ve dış radyasyon tehlikeleri aşağıdaki ifade ile tanımlanmıştır (Beretka ve Mathew, 1985).

$$Ra_{eq} = C_{Ra} + 1,43C_{Th} + 0,077C_K \quad (25)$$

$$H_{\text{ex}} = \frac{C_{\text{Ra}}}{370} + \frac{C_{\text{Th}}}{259} + \frac{C_{\text{K}}}{4810} \leq 1 \quad (26)$$

Burada  $C_{\text{Ra}}$ ,  $C_{\text{Th}}$  ve  $C_{\text{K}}$  sırasıyla  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$ 'ın Bq/kg biriminde spesifik aktiflikleridir.

#### 2.4.2.2. Soğurulan Gama Doz Hızı

Yeryüzünün 1 m üzerinde havada soğurulmuş doz oranı aşağıdaki formülle belirlenmiştir (UNSCEAR, 2000; Taskin vd., 2009).

$$D \text{ (n Gy saat}^{-1}\text{)} = 0,461C_{\text{Ra}} + 0,623C_{\text{Th}} + 0,0417C_{\text{K}} + 0,1243C_{\text{Cs}} \quad (27)$$

Burada  $C_{\text{Ra}}$ ,  $C_{\text{Th}}$  ve  $C_{\text{K}}$  sırasıyla  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$ 'ın Bq kg<sup>-1</sup> biriminde spesifik aktiflikleridir.

#### 2.4.2.3. Yıllık Etkin Doz

Soğurulan doz için dönüşüm faktörü (0,7 Sv Gy<sup>-1</sup>) ve dış ortamlarda maruz kalma faktörü (0,2) (UNSCEAR, 2000) dikkate alınarak etkin doz aşağıdaki formülle hesaplanmıştır.

$$\text{YED (}\mu\text{Sv yıl}^{-1}\text{)} = D(\text{nGy saat}^{-1}\text{)} \times 8760 \text{ saat} \times 0,2 \times 0,7 \text{ Sv Gy}^{-1} \times 10^{-6} \quad (28)$$

#### 2.4.2.4. Kanserojen Risk

Bir bireyin yaşam süresi boyunca toksik maddeye maruz kalması kansere yakalanma riskini ortaya çıkarmaktadır. Kanser riski aşağıdaki denklemlerle hesaplanmaktadır.

$$\text{KR} = \text{YED} \times \text{DL} \times \text{RF} \quad (29)$$

Burada YED yıllık etkin doz, DL ortalama yaşam süresi (78 yıl) ve RF ise risk faktörüdür. RF değeri  $0,05 \text{ Sv}^{-1}$ 'dir (Ravisankar vd., 2014). KR'nin tavsiye edilen Dünya ortalaması değeri  $0,29 \times 10^{-3}$ 'dür (UNSCEAR, 2000; Taskin vd., 2009).

#### 2.4.2.5. Farklı Vücut Organları ve Dokular İçin Etkin Doz Oranı Hesabı

Belirli bir organın sediment örneklerinden kaynaklı kabul ettiği doz oranı aşağıdaki denklemle hesaplanmaktadır.

$$D_{\text{organ}}(\text{mSv y}^{-1}) = \text{YED} \times f \quad (30)$$

Burada  $f$  organ dozunun hava dozundan dönüştürme faktörüdür. Çeşitli organlar ve dokular için ortalama  $f$  değerleri Tablo 10'da verilmiştir (Darwish vd., 2015; Ahmad vd., 1998).

**Tablo 10.** Farklı organ ve dokular için  $f$  değerleri.

Organ veya Doku	$f$
Akciğerler	0,64
Yumurtalıklar	0,58
Kemik iliği	0,69
Testisler	0,82
Tüm Vücut	0,68

#### 2.4.3. EDXRF Spektrometresi

Örneklerin metal analizi için EDXRF spektrometresi kullanılmıştır (Baltas vd., 2017). Bu sistem 8  $\mu\text{m}$  kalınlığında bir Be pencereye ve sıvı nitrojen ile soğutulmuş PAN-32 Ge X-ışını dedektörü donanımına sahiptir. Örnekler, vakum altındaki bir Gd X-ışını tütüpünden gelen X-ışınları ile uyarılmıştır. Güç, akım ve yüksek voltaj sırasıyla 600 W, 6 mA ve 100 kV'dur. Sistemin yazılımı (Epsilon 5 software) örnek spektrumunu otomatik olarak analiz eder ve ölçüm tamamlanır tamamlanmaz element piklerinin net şiddetlerini belirler. PANalytical'dan alınan ikincil standartların bir seti bu aplikasyonun kalibrasyonu için kullanılmıştır.

**Tablo 11.** Uygulama ölçüm zamanına bağlı dedeksiyon limitleri (DL)

Element	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb
DL ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) (1000 s)	0,39	0,43	0,47	0,52	0,20	0,34	1,37

EDXRF sistemi ile elde edilen dedeksiyon limitleri (DL) eşitlik (31)'e göre hesaplanmıştır. Buna göre;

$$DL = \frac{3C_i}{N_p} \sqrt{\frac{N_b}{t}} \quad (31)$$

Burada;  $C_i$  i. elementin konsantrasyonu,  $N_b$  background için sayım oranı,  $N_p$  sayım piki ve  $t$  sayım zamanıdır (Baltas vd., 2017).

Epsilon 5 EDXRF cihazının kalibrasyonu yapıldıktan sonra, uygulanan yöntemin doğruluğu Referans Kimya Limitet şirketi aracılığı ile temin ettiğimiz sertifikalı referans sediment (NRCMESS-3) örneği sistemde 3 tekrarlı olarak okutularak tespit edilmiştir. Referans maddenin onaylanmış sertifika değerleri, EDXRF sisteminde okunan değerler ve geri kazanım değerleri Tablo 12'de verilmiştir.

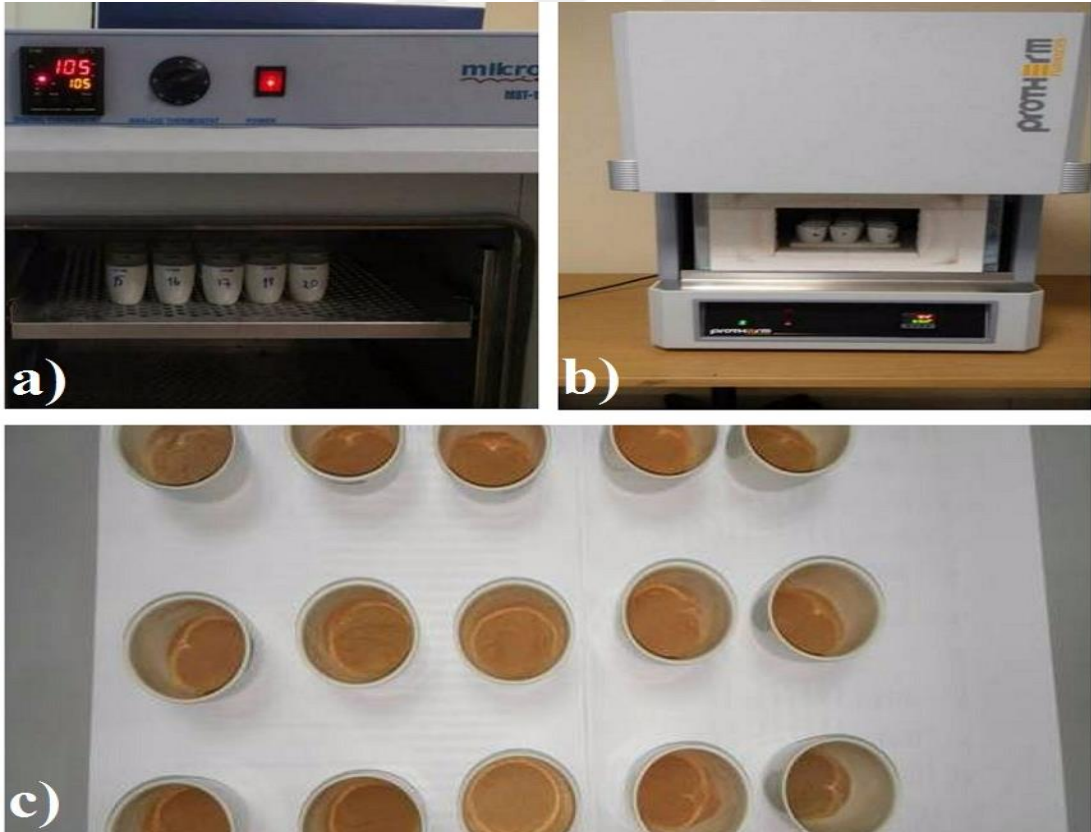
**Tablo 12.** Sertifikalı referans malzeme sediment (NRCMESS-3) örneğinin kimyasal analiz sonuçları .

Element	Sertifika Edilmiş Konsantrasyon ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Ölçülen Konsantrasyon ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Geri Kazanım (%)
Mn	324 (312-336)	315	97,2
Fe	% 4,34 (%4,23 - %4,45)	% 4,40	101,4
Ni	46,9 (44,7- 49,1)	45,1	96,2
Cu	33,9 $\pm$ 1,6 (32,3 - 35,5)	35,4	104,4
Zn	159 $\pm$ 8 (151-159)	157	98,7
As	21,2 (20,1 - 22,3)	21,4	100,9
Pb	21,1 (20,4 - 21,8)	19,2	91,0

## 2.4.4. Sediment Örneklerinde Fiziko Kimyasal Parametrelerin Belirlenmesi

### 2.4.4.1. Organik Madde Miktarının Belirlenmesi

Havada kurutulmuş ve 500  $\mu\text{m}$  (35 mesh)'lik elekte elenmiş 10-12 g kadar sediment örnekleri darası (T) belli porselen kül kaplarına aktarılmıştır. Porselen kül kapları etüvde 105 °C'de 2,5 saat bırakılmıştır (Şekil 27a). Daha sonra desikatörde oda sıcaklığına gelene kadar soğutulmuştur ve elektrikli terazide ağırlığı belirlenmiştir (A+T). Daha sonra porselen kül kapları fırına yerleştirilmiştir ve fırının sıcaklığı yavaş yavaş yükseltilmiştir. Fırının sıcaklığı 550 °C'ye geldikten sonra sediment örnekleri bu sıcaklıkta yaklaşık 4,5 saat bırakılmıştır (Şekil 27b). Daha sonra desikatöre alınan kül kapları burada soğumaya bırakılmıştır. Oda sıcaklığına değin soğuyan (Şekil 27c) porselen kül kabının ağırlığı elektrikli terazide belirlenmiştir (B+T) (Kacar, 2009).



Şekil 27. a) Sediment örneklerinin kül kaplarında etüve bırakılması b) Sediment örneklerinin fırına bırakılması c) Oda sıcaklığına değin soğuyan ve desikatörden alınan sediment örnekleri.

Sediment örneğinde organik madde,

$$\% = \frac{(A + T) - (B + T)}{A} \quad (32)$$

Burada:

A = Fırına konmadan önce porselen kül kabına aktarılan toprak örneğinin kütlesi, g

B = Fırında yakıldıktan sonra porselen kül kabında kalan sediment örneğinin kütlesi, g

T = Kül kabının darası, g

#### **2.4.4.2. pH Ölçümü**

pH ölçümü için, sediment örnekleri 2 mm'lik elekten elendikten sonra 105 °C de etüvde kurumaya bırakılmıştır. Daha sonra, 10 g sediment örneği 50 mL kapasiteli erlene konulup üzerine 50 mL saf su ilave edilmiştir. Bir saat karıştırıldıktan sonra, YSI marka prob'ta yer alan pH probuyla ölçümler yapılmıştır (Örnek, 2013).

#### **2.4.4.3. Dane Boyutunun Belirlenmesi**

Kurutulan sediment örneklerinin tane boyutu analizi için AS 200 titreşimli elek çalkalayıcı (Retsch, Almanya) sistemi kullanılmıştır. Eleme işleminden sonra sediment örnekleri tane büyüklüğüne göre Kum (0,063–2 mm) ve silt+kil (<0,063 mm) olarak sınıflandırılmıştır (Gedik vd., 2018).

#### **2.4.5. Ağır Metallerin Kirlilik Boyutunun Değerlendirilmesi**

Sedimentlerin ağır metal kirliliğini değerlendirmek için pek çok metot vardır. Farklı örnekleme alanlarının niceliksel sıralamalarına uygun bilgi elde etmek amacıyla metal birikimini, dağılımını ve kirlilik durumunu belirlemek için kullanılan bu kirlilik göstergeleri, zenginleşme faktörü (EF), jeo-birikim indeksi ( $I_{geo}$ ), kirlilik faktörü (CF), kirlilik yük indeksini (PLI), potansiyel ekolojik risk faktörü ( $E_r^I$ ) ve potansiyel ekolojik risk indeksini (PERI) içermektedir. Pek çok araştırmacı, ortalama Şeyl değerlerini veya ortalama kabuksal bolluk verilerini referans olarak kullanmaktadır (Chadrsekaran vd., 2015). Bu çalışmada, ağır metaller için referans (background) değerleri olarak Turekian



and Wedepohl (1961) tarafından Şeyl için rapor edilen metallerin (Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, As ve Pb için sırasıyla; % 4,72, 850  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 70  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 45  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 95  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 13  $\mu\text{g g}^{-1}$  ve 20  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) dünya ortalaması konsantrasyonu değerleri kullanılmıştır (Turekian and Wedepohl, 1961).

#### 2.4.5.1. Zenginleşme Faktörü (EF)

Zenginleşme faktörü (EF) hesabı genellikle sedimentlerdeki metallerin antropojenik kökenli olup olmadığını belirlemek için yapılır. EF yöntemi, ölçülen metalleri, eser elementleri, nadir toprak elementlerini ve aktinit içeriğini Fe veya Al gibi bir örnek referans metale göre normalleştirme yöntemidir. Demir ve alüminyum yer kabuğunda doğal olarak bol bulunmakta ve sediment taşınımı sürecinde sabit ve hareketsiz formdadır (Yarahmadi ve Ansari, 2018). Bu yüzden, bu çalışmada jeokimyasal normalizasyon için referans element olarak demir (Fe) kullanılmıştır (Jahan ve Strezov, 2018). Zenginleşme faktörü aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$EF = \frac{(C_X/C_{Fe})_{\text{sediment}}}{(C_X/C_{Fe})_{\text{referans}}} \quad (33)$$

EF : Zenginleşme Faktörü

$(C_X/C_{Fe})_{\text{sediment}}$  : Sediment örneğinde incelenilen metal konsantrasyonunun Fe konsantrasyonuna oranı

$(C_X/C_{Fe})_{\text{referans}}$  : Referans örneğinde incelenilen metal konsantrasyonunun Fe konsantrasyonuna oranı

Hesaplanan EF değeri Sutherland'e göre 5 ayrı kirlilik sınıfında incelenmektedir. Bu kirlilik sınıfın içeriği Tablo 13'de verilmiştir

**Tablo 13.** Zenginleşme Faktörü (EF) sınıflaması (Sutherland, 2000).

EF	Açıklama
EF<2	Az Zenginleşme
2≤EF<5	Orta Zenginleşme
5≤EF<20	Önemli ölçüde zenginleşme
20≤EF<40	Çok yüksek zenginleşme
EF≥40	Aşırı Zenginleşme

Genel olarak, hesaplanan EF değerleri  $0,5 \leq EF \leq 1,5$  aralığında ise söz konusu metallerin tamamen doğal aşınma süreçlerinden kaynaklandığını yani metallerin kabuksal (litojenik) kaynaklı olduğunu; EF değerinin  $EF > 1,5$  olması durumunda ise metallerin kabuksal kaynaklı olmadığını; bu eser elementlerin noktasal ya da noktasal olmayan kirlilik kaynaklarından (antropojenik) geldiğini göstermektedir (Bergamaschi vd., 2002).

#### 2.4.5.2. Jeobirikim İndeksi (Geoaccumulation Index, $I_{geo}$ )

Jeobirikim indeksi ( $I_{geo}$ ) bireysel örnekleme yerlerinin kirlilik yoğunluğunu temsil eder.  $I_{geo}$ , sedimentlerdeki kirlilik derecesinin kantitatif bir ölçüsüdür ve aşağıdaki denklemlerle hesaplanır (Jahan and Strezov, 2018) :

$$I_{geo} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right] \quad (34)$$

$C_n$  : Sediment örneğindeki metal konsantrasyonunun ölçülen değeri,

$B_n$  : Metal konsantrasyonunun jeokimyasal background değeri,

1.5 : Background matriksi korelasyon faktörü (litojenik etkilerden dolayı).

Jeobirikim indeksi Tablo 14’de verildiği gibi Muller’e göre 7 kirlilik sınıfında değerlendirilir.

**Tablo 14.** Jeobirikim İndeksi ( $I_{geo}$ ) sınıflanması (Muller, 1979).

$I_{geo}$ Değeri	Açıklama
$I_{geo} < 0$	Kirlenme yok
$0 < I_{geo} \leq 1$	Kirlenme yok ile orta derece kirlenme arası
$1 < I_{geo} \leq 2$	Orta derece kirlenme var
$2 < I_{geo} \leq 3$	Orta derece-şiddetli arası kirlenme var
$3 < I_{geo} \leq 4$	Şiddetli kirlenme var
$4 < I_{geo} \leq 5$	Şiddetli-Çok şiddetli arası kirlenme var
$5 \leq I_{geo}$	Çok fazla kirlenme var

#### 2.4.5.3. Kirlilik Faktörü ( $C_f$ )

Kirlilik faktörü belirli bir zaman periyodu boyunca metallerin çevresel ortamda neden oldukları kirlilik seviyelerini tahmin etmek için iyi bir araçtır (Ghani, 2015). Buna göre her bir örnekleme noktasındaki metal içeriğinin o metale ait ortalama şeyl değerine oranı ile kirlilik faktörü ( $C_f$ ) hesaplanmıştır.  $C_f$  aşağıda verilen denklem ile bulunmaktadır (Pang vd., 2015).

$$C_f = C_{metal}/C_o \quad (35)$$

$C_{metal}$ : Sediment örneğindeki metal konsantrasyonu

$C_o$ : Şeyl değeri

Hesaplanacak  $C_f$  değerleri Hakanson’a göre 4 ayrı kirlilik sınıfında incelenmiştir (Tablo 15).

**Tablo 15.** Kirlilik Faktörü ( $C_f$ ) sınıflandırması (Hakanson, 1980).

<b><math>C_f</math> Değeri</b>	<b>Sediment Kalitesi</b>
$C_f < 1$	Az kirlenme
$1 < C_f < 3$	Orta derecede kirlenme
$3 < C_f < 6$	Önemli ölçüde kirlenme
$C_f > 6$	Çok yüksek kirlenme

#### 2.4.5.4. Kirlilik Yük İndeksi (PLI)

Kirlilik yük indeksi (PLI), farklı yerlerin kirlilik durumlarını karşılaştırmak, kirlilik boyutunu ve farklı örnekleme istasyonları boyunca değişimi belirlemek için Tomlinson vd. tarafından oluşturulmuş bir indekstir. Tomlinson vd. tarafından geliştirilen kirlilik yük indeksi (PLI) aşağıdaki denklemlerle verilmektedir (Tomlinson vd., 1980).

$$PLI = \sqrt[n]{C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times \dots \times C_{fn}} \quad (36)$$

PLI: Kirlilik yük indeksi

$C_f$ : Kirlilik faktörü

n: Metal sayısı

Chakravarty vd.'ne göre, elde edilen PLI değeri  $> 1$  ise kirlilik var, PLI değeri  $< 1$  ise kirlilik yok demektir (Chakravarty vd., 2009).

#### 2.4.5.5. Potansiyel Ekolojik Risk Faktörü ( $E_r^i$ ) ve Risk İndeksi (PERI)

Hakanson (1980) tarafından önerilen potansiyel ekolojik risk indeksi (PERI), çalışma alanındaki ağır metallerin ekolojik riskini araştırmak için kullanılır. PERI bölgesel farklılıklar ve kaynakların etkisini ortadan kaldırmak için ağır metal toksisitesini, çalışma alanlarındaki ağır metallerin transferini ve dönüşümünü, çalışma

alanlarının ağır metal kirliliğine duyarlılığını ve bölgesel background değerlerinde farklılıkları dikkate almaktadır. PERI değerleri ekolojik çevre üzerindeki potansiyel ekolojik riski yansıtmaktadır (Ding vd., 2018). PERI değerleri aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$PERI = \sum_i E_r^i = \sum_i T_r^i X C_f^i \quad (37)$$

Burada  $E_r^i$  her bir metal için potansiyel ekolojik risk faktörüdür,  $T_r^i$  ise i. metal için toksik tepki faktörüdür. Cu, Zn, As, Ni, Mn ve Pb için toksik tepki faktörleri sırasıyla 5, 1, 10, 5, 1 ve 5'dir.  $C_f^i$  ise i. metal için kirlilik faktörüdür (Pejman vd., 2015; Guo vd., 2010). Ekolojik risk indeksi ve risk faktörlerinin sınıflandırılması Tablo 16'da verilmiştir.

**Tablo 16.** Potansiyel ekolojik risk indeksi (PERI) ve risk faktörlerinin ( $E_r^i$ ) sınıflandırılması (Hakanson, 1980).

$E_r^i$	Açıklama	PERI	Açıklama
$E_r^i < 40$	Düşük ekolojik risk	$PERI < 150$	Düşük ekolojik risk
$40 \leq E_r^i < 80$	Orta derece ekolojik risk	$150 \leq PERI < 300$	Orta derece ekolojik risk
$80 \leq E_r^i < 160$	Önemli ölçüde ekolojik risk	$300 \leq PERI < 600$	Önemli ölçüde ekolojik risk
$160 \leq E_r^i < 320$	Çok yüksek ekolojik risk	$PERI > 600$	Çok yüksek ekolojik risk
$E_r^i \leq 320$	Çok ciddi seviyede ekolojik risk		

## 2.5. İstatistiksel Analiz

Sediment örneklerinin aktiflik ve metal konsantrasyonu hesaplamalarında kuru ağırlık değerleri kullanılmıştır. Aktiflik sonuçları Bq kg<sup>-1</sup> ve metal konsantrasyonları ise µg g<sup>-1</sup> ve % olarak verilmiştir. Sediment örneklerinden elde edilen aktiflik ve metal konsantrasyonu verileri istasyonlara göre gruplandırılmıştır. Gruplandırılan bu veriler SPSS (IBM SPSS Statistics 21) ortamına aktarılmıştır. Belirlenen radyoizotop ve metal konsantrasyon değerlerinin normal dağılışa uygunluğu Kolmogorov-Smirnov testi ile test edilmiştir. Normallik sağlayan grupların önemlilik testi Bağımsız T-testi ile değerlendirilmiştir. Normallik sağlamayan grupların önemlilik testi ise Kruskal-Wallis testini izleyen Mann-Whitney U testi ile değerlendirilmiştir. Sediment örneklerinde istasyonlar arasında normallik sağlayan grupların önemlilik testi tek yönlü varyans analizini (ANOVA) izleyen Duncan testi ile değerlendirilmiştir. Sediment örneklerinde istasyonlara göre ölçülen aktiflik konsantrasyon sonuçlarında farklılıklar test edilmiştir. Bütün istatistiksel analizler bilgisayar ortamında SPSS paket programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Buna ilaveten, tüm örnekleme istasyonlarındaki örnekler için metal konsantrasyonu değerleri arasındaki ilişkinin yönünü, derecesini ve önemini istatistiksel olarak ortaya koyan Pearson korelasyon analizleri yapılmıştır. Ayrıca, sediment örneklerinde ağır metallerin ve radyoizotopların kirlilik kaynaklarını belirlemek için çok değişkenli istatistiksel yöntemlerden Temel Bileşenler Analizi (PCA) gerçekleştirilmiştir.

### 3. BULGULAR

#### 3.1. Sediment Örneklerinin Fiziko Kimyasal Parametreleri

Sediment örneklerinde tespit edilen fiziko kimyasal parametrelerin değerleri Tablo 17'de verilmiştir.

**Tablo 17.** Sediment örneklerinin fiziko kimyasal özellikleri.

İstasyon	pH	Organik Madde (%)	Kum (%)	Silt+Kil (%)
G1	8,70	0,071	65,73	34,27
G2	8,31	0,090	80,71	19,29
G3	8,39	0,069	88,03	11,97
G4	8,06	0,062	78,92	21,08
G5	8,38	0,038	99,52	0,48
G6	8,20	0,082	64,80	35,20
G7	8,14	0,065	59,92	40,08
G8	8,84	0,074	86,11	13,89
G9	8,37	0,028	99,28	0,72
T1	8,20	0,097	75,85	24,15
T2	8,10	0,099	79,80	20,20
T3	8,42	0,059	77,83	22,17
T4	8,52	0,077	73,94	26,06
R1	7,61	0,060	99,81	0,19
R2	7,80	0,081	84,29	15,71
<b>Minimum</b>	<b>7,61</b>	<b>0,028</b>	<b>59,92</b>	<b>0,19</b>
<b>Maksimum</b>	<b>8,70</b>	<b>0,099</b>	<b>99,81</b>	<b>40,08</b>
<b>Ortalama</b>	<b>8,27</b>	<b>0,070</b>	<b>80,97</b>	<b>19,03</b>

### 3.2. Sediment Örneklerinde Gama Radyoaktivite Değerleri

Sediment örnekleri için belirlenen  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  radyoaktif çekirdeklerinin konsantrasyon değerleri Tablo 18'de verilmiştir

**Tablo 18.** Sediment örneklerinde  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonları.

İstasyon	$^{226}\text{Ra}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )	$^{232}\text{Th}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )	$^{40}\text{K}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )	$^{137}\text{Cs}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )
G1	19,15±0,97	18,22±0,72	355,92±14,24	20,74 ± 1,35
G2	14,94±0,63	21,27±1,17	404,08±20,20	15,99 ± 0,66
G3	24,15±0,78	25,67±0,87	438,40±22,80	24,39 ± 1,51
G4	18,91±0,77	20,99±0,75	401,01±22,06	20,28 ± 0,63
G5	16,14±0,96	19,83±0,94	411,63±14,41	2,08 ± 0,06
G6	17,75±0,99	20,35±0,92	381,20±19,06	20,02 ± 0,92
G7	17,37±0,59	19,75±0,83	358,35±18,63	36,68 ± 1,91
G8	16,65±0,88	21,70±1,29	384,20±17,29	31,62 ± 1,77
G9	11,74±0,40	12,14±0,43	338,45±16,92	4,49 ± 0,16
T1	15,86±0,73	22,28±1,31	459,89±27,59	29,51 ± 1,12
T2	16,25±0,74	18,61±1,02	299,10±15,85	37,45 ± 2,10
T3	12,21±0,57	13,05±0,73	265,74±9,30	24,69 ± 1,26
T4	10,94±0,48	15,82±0,88	314,14±12,57	23,41 ± 1,38
R1	22,89±1,08	26,05±1,55	346,89±17,34	16,47 ± 1,24
R2	25,95±1,24	33,05±2,01	344,60±17,23	30,39 ± 2,13
<b>Minumum</b>	<b>10,94±0,48</b>	<b>12,14±0,43</b>	<b>265,74±9,30</b>	<b>2,08 ± 0,06</b>
<b>Maksimum</b>	<b>25,95±1,24</b>	<b>33,05±2,01</b>	<b>459,89±27,59</b>	<b>37,45 ± 2,10</b>
<b>Ortalama</b>	<b>17,39 ± 0,79</b>	<b>20,59 ± 1,03</b>	<b>366,91 ± 17,70</b>	<b>22,55 ± 1,21</b>

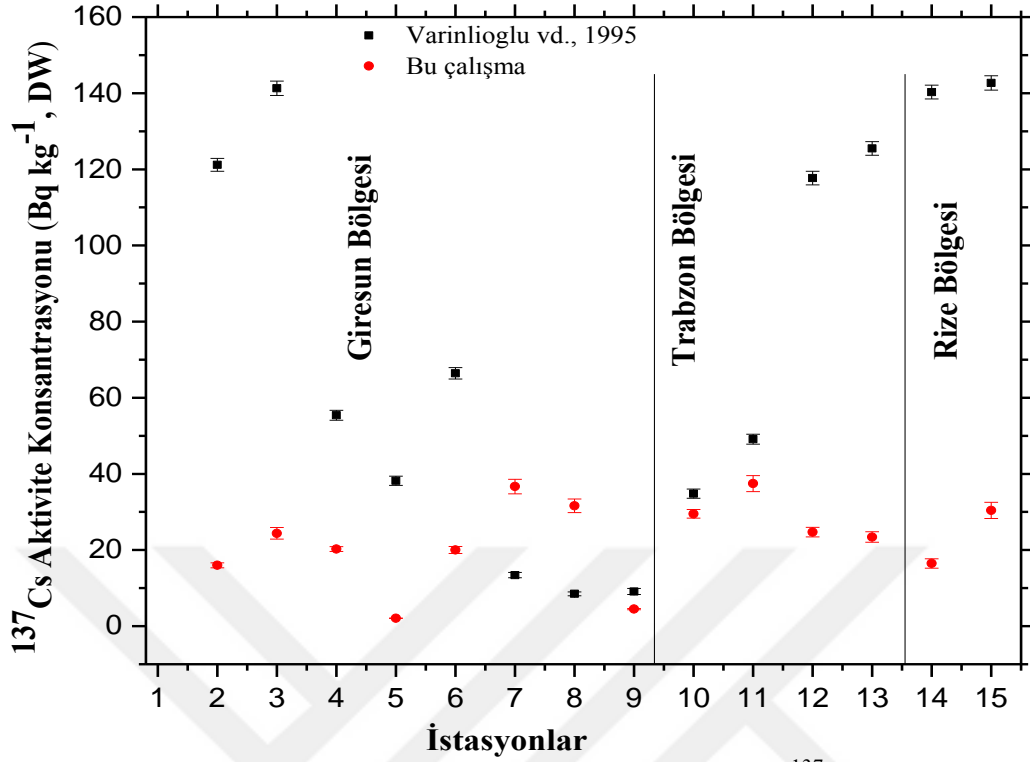


### 3.3. <sup>137</sup>Cs Radyoizotopunun Ekolojik Yarı-Ömür Değerleri

Bu çalışmada tespit edilen <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun aktivite konsantrasyonları ile 1995 yılında varinlioğlu ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmadaki aynı örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerinde belirlenen <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması ve hesaplanan ekolojik yarı-ömür değerleri Tablo 19'da verilmiştir. Ayrıca, Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından 1995 yılında yapılan çalışma ile bu çalışmada elde edilen <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun ortalama aktiflik konsantrasyonlarının karşılaştırılması Şekil 28'de verilen grafikte gösterilmiştir.

**Tablo 19.** <sup>137</sup>Cs için sediment örneklerinde hesaplanan ekolojik yarı-ömür değerleri.

İstasyon	Varinlioğlu vd., 1995	Bu çalışma	Azalma Oranları	Ekolojik Yarı- Ömür (yıl)
	<sup>137</sup> Cs (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>137</sup> Cs (Bq kg <sup>-1</sup> )		
G1	103,4 ± 1,7	20,74 ± 1,35	4,99	9,49
G2	121,2 ± 1,7	15,99 ± 0,66	7,58	7,53
G3	141,3 ± 1,9	24,39 ± 1,51	5,79	8,68
G4	55,4 ± 1,3	20,28 ± 0,63	2,73	15,17
G5	38,2 ± 1,2	2,08 ± 0,06	18,37	5,24
G6	66,4 ± 1,5	20,02 ± 0,92	3,32	12,72
G7	13,4 ± 0,7	36,68 ± 1,91	-	-
G8	8,5 ± 0,5	31,62 ± 1,77	-	-
G9	9,1 ± 0,8	4,49 ± 0,16	2,03	21,59
T1	34,8 ± 1,2	29,51 ± 1,12	1,18	92,48
T2	49,1 ± 1,3	37,45 ± 2,10	1,31	56,30
T3	117,7 ± 1,8	24,69 ± 1,26	4,77	9,76
T4	125,5 ± 1,8	23,41 ± 1,38	5,36	9,08
R1	140,3 ± 1,8	16,47 ± 1,24	8,52	7,12
R2	142,7 ± 1,9	30,39 ± 2,13	4,70	9,86
<b>Minimum</b>	<b>8,5 ± 0,5</b>	<b>2,08 ± 0,06</b>	<b>1,18</b>	<b>5,24</b>
<b>Maksimum</b>	<b>142,7 ± 1,9</b>	<b>37,45 ± 2,10</b>	<b>18,37</b>	<b>92,48</b>
<b>Ortalama</b>	<b>77,8 ± 1,4</b>	<b>22,55 ± 1,21</b>	<b>5,43</b>	<b>20,39</b>



Şekil 28. Doğu Karadeniz bölgesinde sediment örneklerinde <sup>137</sup>Cs radyoizotopunun ortalama aktiflik konsantrasyonlarının değişimi.

### 3.4. Sediment Örneklerinde Hesaplanan Radyolojik Risk Parametreleri

Sediment örneklerindeki soğurulmuş doz oranı (D), radyum eşdeğeri (Ra<sub>eq</sub>), dış tehlike indeksi (H<sub>ex</sub>), yıllık etkin doz eşdeğeri (YED), yaşam boyu alınan toplam doz (YBATD) ve kanserojen risk (KR) değerleri Tablo 20’de verilmiştir.

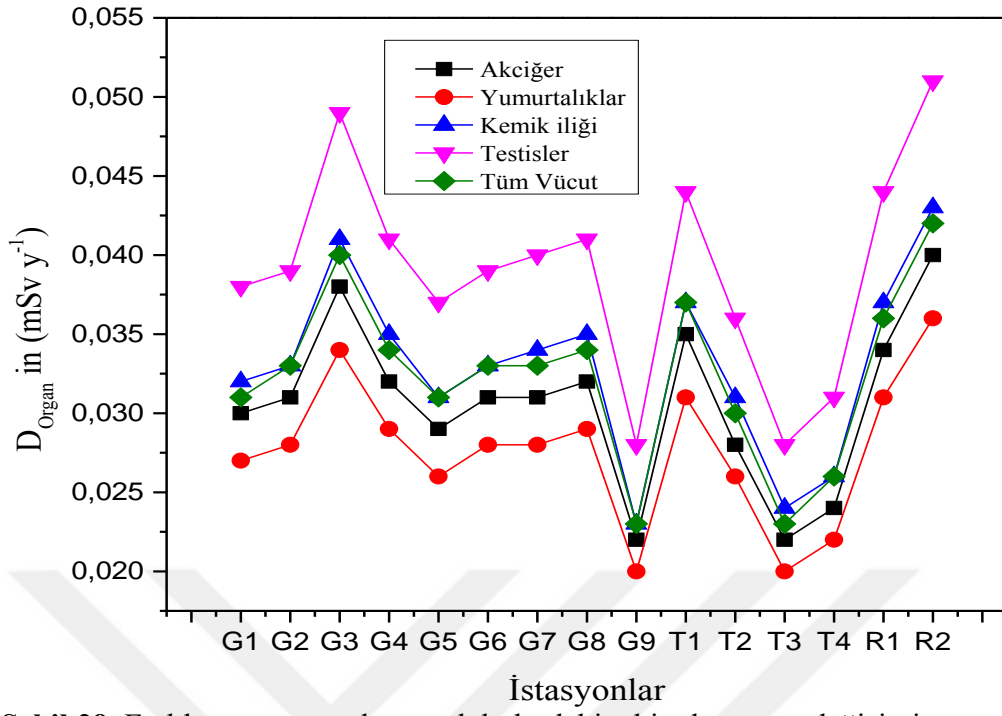
**Tablo 20.** Sediment örnekleri için hesaplanan radyolojik parametreler.

İstasyon	R <sub>aeq</sub> (Bq kg <sup>-1</sup> )	H <sub>ex</sub>	D (nGy h <sup>-1</sup> )	YED (mSv y <sup>-1</sup> )	YBATD (mSv)	KR (x10 <sup>-3</sup> )
G1	72,61 ± 3,10	0,20 ± 0,008	37,60 ± 1,66	0,046 ± 0,002	3,59 ± 0,16	0,18
G2	76,47 ± 3,86	0,21 ± 0,010	38,98 ± 1,94	0,048 ± 0,002	3,74 ± 0,19	0,19
G3	94,61 ± 3,78	0,26 ± 0,010	48,44 ± 2,04	0,059 ± 0,003	4,60 ± 0,20	0,23
G4	79,80 ± 3,54	0,22 ± 0,010	41,04 ± 1,82	0,050 ± 0,002	3,90 ± 0,17	0,20
G5	76,19 ± 3,41	0,21 ± 0,009	37,22 ± 1,64	0,046 ± 0,002	3,59 ± 0,16	0,18
G6	76,20 ± 3,77	0,21 ± 0,010	39,25 ± 1,94	0,048 ± 0,002	3,74 ± 0,19	0,19
G7	73,21 ± 3,21	0,20 ± 0,009	39,81 ± 1,80	0,049 ± 0,002	3,82 ± 0,17	0,19
G8	77,26 ± 4,06	0,21 ± 0,011	41,15 ± 2,15	0,050 ± 0,003	3,90 ± 0,21	0,20
G9	55,16 ± 2,32	0,15 ± 0,006	27,65 ± 1,18	0,034 ± 0,001	2,65 ± 0,11	0,13
T1	83,13 ± 4,73	0,22 ± 0,013	44,04 ± 2,44	0,054 ± 0,003	4,21 ± 0,23	0,21
T2	65,89 ± 3,42	0,18 ± 0,009	36,21 ± 1,90	0,044 ± 0,002	3,43 ± 0,18	0,17
T3	51,33 ± 2,33	0,14 ± 0,006	27,91 ± 1,26	0,034 ± 0,002	2,65 ± 0,12	0,13
T4	57,75 ± 2,71	0,16 ± 0,007	30,91 ± 1,47	0,038 ± 0,002	2,96 ± 0,14	0,15
R1	86,85 ± 4,63	0,23 ± 0,013	43,29 ± 2,34	0,053 ± 0,003	4,13 ± 0,22	0,21
R2	99,75 ± 5,44	0,27 ± 0,015	50,70 ± 2,81	0,062 ± 0,003	4,84 ± 0,27	0,24
<b>Minimum</b>	<b>51,33 ± 2,33</b>	<b>0,14 ± 0,006</b>	<b>27,65 ± 1,18</b>	<b>0,034 ± 0,001</b>	<b>2,65 ± 0,12</b>	<b>0,13</b>
<b>Maksimum</b>	<b>99,75 ± 5,44</b>	<b>0,27 ± 0,015</b>	<b>50,70 ± 2,81</b>	<b>0,062 ± 0,003</b>	<b>4,84 ± 0,27</b>	<b>0,24</b>
<b>Ortalama</b>	<b>75,08 ± 3,62</b>	<b>0,20 ± 0,010</b>	<b>38,95 ± 1,89</b>	<b>0,048 ± 0,002</b>	<b>3,72 ± 0,18</b>	<b>0,19</b>

Farklı vücut organları ve dokularının sediment kaynaklı maruz kaldığı etkin doz oranı değerleri Tablo 21’de verilmiştir. Hesaplanan doz oranlarının istasyonlara göre değişim grafiği Şekil 29’da verilmiştir.

**Tablo 21.** Farklı vücut organları ve dokulardaki etkin doz oranları ( $D_{organ}$ ) ( $mSv\ y^{-1}$ ).

<b>İstasyon</b>	<b><math>D_{Akeiğer}</math></b>	<b><math>D_{Yumurtaıklar}</math></b>	<b><math>D_{Kemik İliği}</math></b>	<b><math>D_{Testisler}</math></b>	<b><math>D_{Tüm Vücut}</math></b>
G1	0,030	0,027	0,032	0,038	0,031
G2	0,031	0,028	0,033	0,039	0,033
G3	0,038	0,034	0,041	0,049	0,040
G4	0,032	0,029	0,035	0,041	0,034
G5	0,029	0,026	0,031	0,037	0,031
G6	0,031	0,028	0,033	0,039	0,033
G7	0,031	0,028	0,034	0,040	0,033
G8	0,032	0,029	0,035	0,041	0,034
G9	0,022	0,020	0,023	0,028	0,023
T1	0,035	0,031	0,037	0,044	0,037
T2	0,028	0,026	0,031	0,036	0,030
T3	0,022	0,020	0,024	0,028	0,023
T4	0,024	0,022	0,026	0,031	0,026
R1	0,034	0,031	0,037	0,044	0,036
R2	0,040	0,036	0,043	0,051	0,042
<b>Minimum</b>	<b>0,022</b>	<b>0,020</b>	<b>0,023</b>	<b>0,028</b>	<b>0,023</b>
<b>Maksimum</b>	<b>0,040</b>	<b>0,036</b>	<b>0,043</b>	<b>0,049</b>	<b>0,042</b>
<b>Ortalama</b>	<b>0,031</b>	<b>0,028</b>	<b>0,033</b>	<b>0,039</b>	<b>0,032</b>



Şekil 29. Farklı vücut organları ve dokulardaki etkin doz oranı değişimi.

### **3.5. Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metal Konsantrasyonları**

15 örnekleme istasyonundan toplanan sediment örneklerinde tespit edilen bazı ağır metallerin konsantrasyon değerleri Tablo 22’de verilmiştir.



**Tablo 22.** Sediment örneklerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyonları.

İstasyonlar	Mn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Fe (%)	Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	As ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
G1	510,34±24,45	3,86±0,04	13,35±1,09	43,36±4,62	69,72±7,19	8,24±0,73	28,28±4,65
G2	556,42±40,80	3,90±0,03	15,95±0,48	52,01±1,45	66,67±1,77	13,87±5,42	26,40±2,00
G3	676,10±31,26	3,81±0,25	13,97±3,78	66,68±7,38	87,81±0,69	9,05±0,56	27,29±5,01
G4	554,37±13,56	3,64±0,06	13,56±1,23	54,78±2,49	144,69±20,05	10,30±1,25	102,34±35,15
G5	625,31±44,05	3,33±0,54	11,80±2,92	42,45±2,91	73,17±3,69	9,97±2,96	57,59±1,23
G6	574,89±34,67	4,13±0,09	28,79±1,21	51,66±4,18	125,63±0,81	8,33±0,71	64,73±0,75
G7	602,95±19,98	4,02±0,17	24,04±1,71	69,26±3,84	147,91±13,76	8,11±0,91	63,44±1,41
G8	566,32±29,01	4,19±0,48	37,40±3,60	68,43±4,16	123,57±3,55	5,80±0,64	52,92±7,67
G9	776,26±48,76	4,95±0,23	79,72±7,95	48,64±4,13	76,94±16,95	4,52±2,97	48,18±13,74
T1	581,56±34,10	4,46±0,85	19,67±3,83	42,61±3,12	68,08±9,44	6,72±0,50	30,70±9,38
T2	500,17±6,00	4,11±0,09	16,55±1,30	100,74±11,82	136,86±20,28	14,85±1,55	28,64±2,10
T3	507,85±38,18	3,94±0,30	11,59±1,45	46,96±2,66	78,21±16,11	9,04±4,05	18,72±1,52
T4	678,40±51,35	3,94±0,02	18,49±0,93	59,40±2,39	82,98±1,97	7,77±0,48	24,09±1,59
R1	470,81±32,78	3,55±0,17	16,41±2,96	28,52±6,37	52,70±1,87	4,98±0,51	22,19±5,71
R2	536,88±6,18	4,23±0,03	12,30±0,64	41,58±0,55	59,86±1,20	3,82±0,71	17,10±0,64
<b>Minimum</b>	<b>470,81±32,78</b>	<b>3,33±0,54</b>	<b>11,59±1,45</b>	<b>28,52±6,37</b>	<b>52,70±1,87</b>	<b>3,82±0,71</b>	<b>17,10±0,64</b>
<b>Maksimum</b>	<b>776,26±48,76</b>	<b>4,95±0,23</b>	<b>79,72±7,95</b>	<b>100,74±11,82</b>	<b>147,91±13,76</b>	<b>14,85±1,55</b>	<b>102,34±35,15</b>
<b>Ortalama</b>	<b>581,24±30,34</b>	<b>4,00±0,22</b>	<b>22,24±2,34</b>	<b>54,47±4,14</b>	<b>92,99±7,96</b>	<b>8,36±1,60</b>	<b>40,84±6,17</b>

### 3.6. Sediment Örneklerinde Hesaplanan Kirlilik İndeksleri

Sediment örnekleri için istasyonlara göre hesaplanan Zenginleşme Faktörü (EF), Jeobirikim İndeksi ( $I_{geo}$ ), Kirlilik Faktörü ( $C_f$ ), Kirlilik Yük İndeksi (PLI), Potansiyel Ekolojik Risk Faktörü ( $E_f^I$ ) ve Potansiyel Ekolojik Risk İndeksi (PERI) değerleri Tablo 23-26'da verilmiştir.

**Tablo 23.** Sediment örneklerinde ağır metallerin zenginleşme faktörleri (EF).

İstasyonlar	Mn	Ni	Cu	Zn	As	Pb
G1	0,73	0,24	1,18	0,88	0,78	1,73
G2	0,79	0,28	1,40	0,83	1,29	1,60
G3	0,98	0,25	1,83	1,12	0,86	1,69
G4	0,85	0,26	1,58	1,93	1,03	6,64
G5	1,04	0,25	1,34	1,07	1,09	4,08
G6	0,77	0,48	1,31	1,48	0,73	3,70
G7	0,83	0,42	1,81	1,79	0,73	3,73
G8	0,75	0,62	1,71	1,43	0,50	2,98
G9	0,87	1,12	1,03	0,76	0,33	2,30
T1	0,72	0,31	1,00	0,74	0,55	1,62
T2	0,68	0,28	2,57	1,62	1,31	1,64
T3	0,72	0,20	1,25	0,97	0,83	1,12
T4	0,96	0,33	1,58	1,02	0,72	1,44
R1	0,74	0,32	0,84	0,72	0,51	1,48
R2	0,71	0,20	1,03	0,69	0,33	0,96
Minumum	<b>0,68</b>	<b>0,20</b>	<b>0,84</b>	<b>0,69</b>	<b>0,33</b>	<b>0,96</b>
Maksimum	<b>1,04</b>	<b>1,12</b>	<b>2,57</b>	<b>3,55</b>	<b>1,31</b>	<b>6,64</b>
Ortalama	<b>0,81</b>	<b>0,37</b>	<b>1,43</b>	<b>1,14</b>	<b>0,77</b>	<b>2,45</b>



**Tablo 24.** Sediment örneklerinde ağır metallerin jeobirikim ( $I_{geo}$ ) değerleri.

<b>İstasyonlar</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>As</b>	<b>Pb</b>
<b>G1</b>	-1,32	-0,87	-2,93	-0,64	-1,03	-1,24	-0,09
<b>G2</b>	-1,20	-0,86	-2,68	-0,38	-1,10	-0,49	-0,18
<b>G3</b>	-0,92	-0,89	-2,87	-0,02	-0,70	-1,11	-0,14
<b>G4</b>	-1,20	-0,96	-2,91	-0,30	0,02	-0,92	1,77
<b>G5</b>	-1,03	-1,09	-3,11	-0,67	-0,96	-0,97	0,94
<b>G6</b>	-1,15	-0,78	-1,83	-0,39	-0,18	-1,23	1,11
<b>G7</b>	-1,08	-0,82	-2,09	0,04	0,05	-1,27	1,08
<b>G8</b>	-1,17	-0,76	-1,45	0,02	-0,21	-1,75	0,82
<b>G9</b>	-0,72	-0,52	-0,36	-0,47	-0,89	-2,11	0,68
<b>T1</b>	-1,13	-0,67	-2,37	-0,66	-1,07	-1,54	0,03
<b>T2</b>	-1,35	-0,78	-2,62	0,58	-0,06	-0,39	-0,07
<b>T3</b>	-1,33	-0,85	-3,14	-0,52	-0,87	-1,11	-0,68
<b>T4</b>	-0,91	-0,84	-2,46	-0,18	-0,78	-1,33	-0,32
<b>R1</b>	-1,44	-1,00	-2,64	-1,24	-1,44	-1,97	-0,43
<b>R2</b>	-1,25	-0,74	-3,05	-0,70	-1,25	-2,35	-0,81
<b>Minumum</b>	<b>-1,44</b>	<b>-1,09</b>	<b>-2,93</b>	<b>-0,67</b>	<b>-1,44</b>	<b>-2,35</b>	<b>-0,81</b>
<b>Maksimum</b>	<b>-0,72</b>	<b>-0,52</b>	<b>-0,36</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>-0,39</b>	<b>1,77</b>
<b>Ortalama</b>	<b>-1,15</b>	<b>-0,83</b>	<b>-2,43</b>	<b>-0,37</b>	<b>-0,70</b>	<b>-1,32</b>	<b>0,25</b>

**Tablo 25.** Sediment örneklerinde ağır metallerin konsantrasyon faktörü ( $C_f$ ) ve kirlilik yük indeksi (PLI) değerleri.

İstasyonlar	$C_f$							PLI
	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
G1	0,60	0,82	0,20	0,96	0,73	0,63	1,41	0,67
G2	0,65	0,83	0,23	1,16	0,70	1,07	1,32	0,76
G3	0,80	0,81	0,21	1,48	0,92	0,70	1,36	0,78
G4	0,65	0,77	0,20	1,22	1,52	0,79	5,12	0,96
G5	0,74	0,71	0,17	0,94	0,77	0,77	2,88	0,76
G6	0,68	0,88	0,42	1,15	1,32	0,64	3,24	0,97
G7	0,71	0,85	0,35	1,54	1,56	0,62	3,17	1,00
G8	0,67	0,89	0,55	1,52	1,30	0,45	2,65	0,96
G9	0,91	1,05	1,17	1,08	0,81	0,35	2,41	0,97
T1	0,68	0,94	0,29	0,95	0,72	0,52	1,54	0,72
T2	0,59	0,87	0,24	2,24	1,44	1,14	1,43	0,94
T3	0,60	0,83	0,17	1,04	0,82	0,70	0,94	0,65
T4	0,80	0,84	0,27	1,32	0,87	0,60	1,20	0,76
R1	0,55	0,75	0,24	0,63	0,55	0,38	1,11	0,55
R2	0,63	0,90	0,18	0,92	0,63	0,29	0,86	0,55
<b>Minimum</b>	<b>0,55</b>	<b>0,71</b>	<b>0,17</b>	<b>0,63</b>	<b>0,55</b>	<b>0,29</b>	<b>0,86</b>	<b>0,55</b>
<b>Maksimum</b>	<b>0,91</b>	<b>1,05</b>	<b>1,17</b>	<b>2,24</b>	<b>1,56</b>	<b>1,14</b>	<b>5,12</b>	<b>1,00</b>
<b>Ortalama</b>	<b>0,68</b>	<b>0,85</b>	<b>0,33</b>	<b>1,21</b>	<b>0,98</b>	<b>0,64</b>	<b>2,04</b>	<b>0,80</b>

**Tablo 26.** Sediment örneklerinde Potansiyel ekolojik risk faktörü ( $E_r^i$ ) ve risk indeksi (PERI) değerleri.

İstasyonlar	$E_r^i$						PERI
	Mn	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
<b>G1</b>	0,60	0,98	4,82	0,73	6,34	7,07	20,55
<b>G2</b>	0,65	1,17	5,78	0,70	10,67	6,60	25,57
<b>G3</b>	0,80	1,03	7,41	0,92	6,96	6,82	23,94
<b>G4</b>	0,65	1,00	6,09	1,52	7,92	25,59	42,77
<b>G5</b>	0,74	0,87	4,72	0,77	7,67	14,40	29,15
<b>G6</b>	0,68	2,12	5,74	1,32	6,40	16,18	32,44
<b>G7</b>	0,71	1,77	7,70	1,56	6,24	15,86	33,82
<b>G8</b>	0,67	2,75	7,60	1,30	4,46	13,23	30,01
<b>G9</b>	0,91	5,86	5,40	0,81	3,47	12,04	28,51
<b>T1</b>	0,68	1,45	4,73	0,72	5,17	7,68	20,43
<b>T2</b>	0,59	1,22	11,19	1,44	11,42	7,16	33,02
<b>T3</b>	0,60	0,85	5,22	0,82	6,95	4,68	19,12
<b>T4</b>	0,80	1,36	6,60	0,87	5,98	6,02	21,63
<b>R1</b>	0,55	1,21	3,17	0,55	3,83	5,55	14,87
<b>R2</b>	0,63	0,90	4,62	0,63	2,94	4,28	14,00
<b>Minumum</b>	<b>0,55</b>	<b>0,87</b>	<b>3,17</b>	<b>0,55</b>	<b>2,94</b>	<b>4,28</b>	<b>14,00</b>
<b>Maksimum</b>	<b>0,91</b>	<b>5,86</b>	<b>11,19</b>	<b>1,56</b>	<b>11,42</b>	<b>25,59</b>	<b>42,77</b>
<b>Ortalama</b>	<b>0,68</b>	<b>1,64</b>	<b>6,05</b>	<b>0,98</b>	<b>6,43</b>	<b>10,21</b>	<b>25,99</b>

## 4. TARTIŞMA ve SONUÇLAR

### 4.1. Sediment Örneklerinde Radyoaktivite

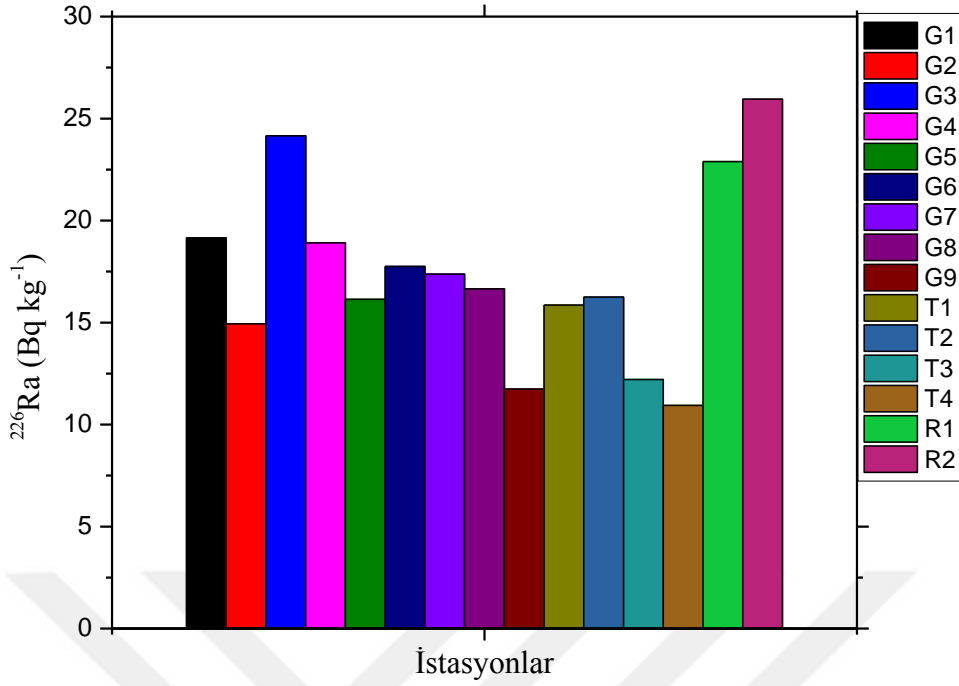
#### 4.1.1. Sedimentte <sup>226</sup>Ra

Sediment örneklerinde <sup>226</sup>Ra aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 30) en yüksek konsantrasyonun 25,95 Bq kg<sup>-1</sup> ile R2 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 10,94 Bq kg<sup>-1</sup> ile T4 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Tablo 27’de, ANOVA testinin sonucuna göre <sup>226</sup>Ra aktiflik konsantrasyonlarındaki iller arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (p<0,05). Ayrıca, bağımsız örneklem t-testinin sonucuna göre sediment örneklerinde <sup>226</sup>Ra aktiflik konsantrasyonu ve derinlik değerleri arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (p<0,05).

**Tablo 27.** Sediment örneklerinde illere göre ortalama <sup>226</sup>Ra aktiflik konsantrasyonları (Bq kg<sup>-1</sup>).

İller	<sup>226</sup> Ra Konsantrasyonu
Giresun (G1-G9)	17,42 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	13,82 <sup>b</sup>
Rize (R1-R2)	24,42 <sup>c</sup>

<sup>a,b,c</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde p< 0,05 düzeyinde önemlidir.



**Şekil 30.** Sediment örneklerinde  $^{226}\text{Ra}$  aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

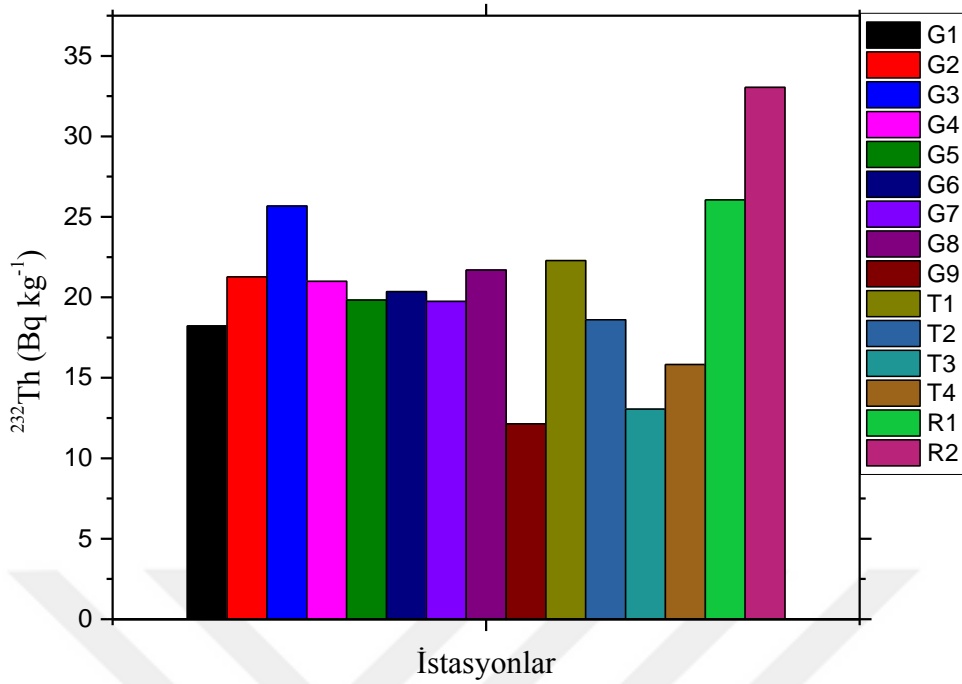
#### 4.1.2. Sedimentte $^{232}\text{Th}$

Sediment örneklerinde  $^{232}\text{Th}$  aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 31) en yüksek konsantrasyonun  $33,55 \text{ Bq kg}^{-1}$  ile R2 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $12,14 \text{ Bq kg}^{-1}$  ile G9 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Tablo 28’de ANOVA testinin sonucuna göre  $^{232}\text{Th}$  aktiflik konsantrasyonlarındaki iller arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ). Ayrıca, bağımsız örneklem t-testinin sonucuna göre sediment örneklerinde  $^{232}\text{Th}$  aktiflik konsantrasyonu ve derinlik değerleri arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 28.** Sediment örneklerinde illere göre ortalama  $^{232}\text{Th}$  aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).

İller	$^{232}\text{Th}$ Konsantrasyonu
<b>Giresun (G1-G9)</b>	19,99 <sup>a</sup>
<b>Trabzon (T1-T4)</b>	17,44 <sup>b</sup>
<b>Rize (R1-R2)</b>	29,55 <sup>c</sup>

<sup>a,b,c</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 31.** Sediment örneklerinde <sup>232</sup>Th aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

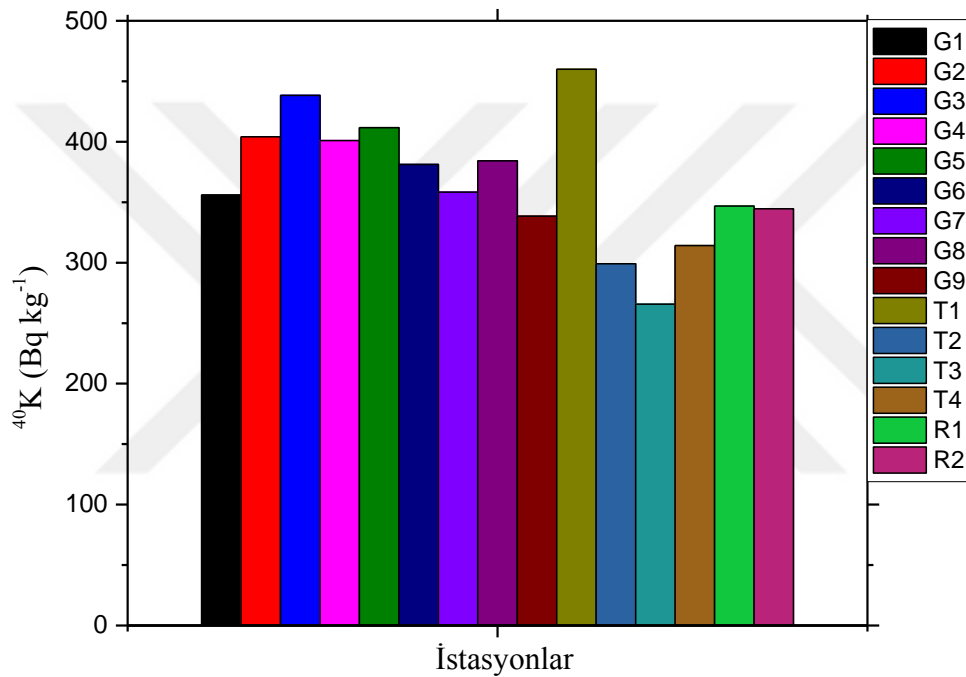
#### 4.1.3. Sedimentte <sup>40</sup>K

Sediment örneklerinde <sup>40</sup>K aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 32) en yüksek konsantrasyonun 459,89 Bq kg<sup>-1</sup> ile T1 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 265,74 Bq kg<sup>-1</sup> ile T3 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Tablo 29'da, ANOVA testinin sonucuna göre <sup>40</sup>K aktiflik konsantrasyonlarındaki iller arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (p<0,05). Ayrıca, bağımsız örneklem t-testinin sonucuna göre sediment örneklerinde <sup>40</sup>K aktiflik konsantrasyonu ve derinlik değerleri arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (p<0,05).

**Tablo 29.** Sediment örneklerinde illere göre ortalama  $^{40}\text{K}$  aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).

İller	$^{40}\text{K}$ Konsantrasyonu
Giresun (G1-G9)	385,92 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	334,72 <sup>b</sup>
Rize (R1-R2)	345,75 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 32.** Sediment örneklerinde  $^{40}\text{K}$  aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

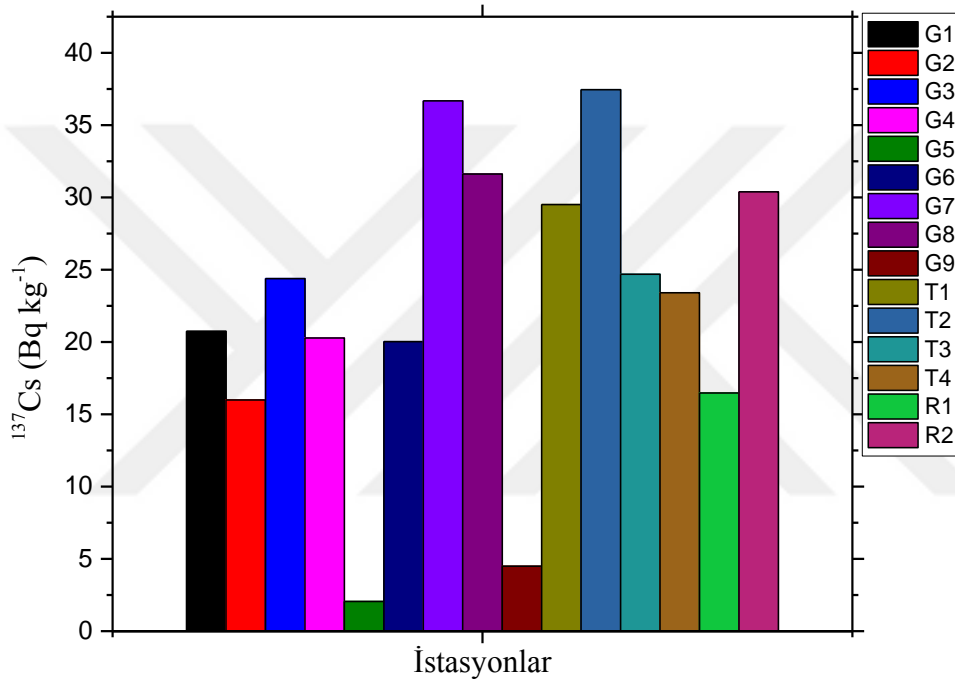
#### 4.1.4. Sedimentte $^{137}\text{Cs}$

Sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 33) en yüksek konsantrasyonun  $37,45 \text{ Bq kg}^{-1}$  ile T2 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $2,08 \text{ Bq kg}^{-1}$  ile G5 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Tablo 30'da, ANOVA testinin sonucuna göre  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonlarındaki iller arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ). Ayrıca, bağımsız örneklem t-testinin sonucuna göre sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonu ve derinlik değerleri arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 30.** Sediment örneklerinde illere göre ortalama  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).

İller	$^{137}\text{Cs}$ Konsantrasyonu
<b>Giresun (G1-G9)</b>	19,59 <sup>a</sup>
<b>Trabzon (T1-T4)</b>	28,77 <sup>b</sup>
<b>Rize (R1-R2)</b>	23,43 <sup>ab</sup>

<sup>a,b</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 33.** Sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

#### 4.1.5. Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi Sonuçları

Sediment örneklerinde korelasyon analiz sonuçları incelendiğinde  $^{226}\text{Ra}$ - $^{232}\text{Th}$  ( $r=0,892$ ) ve  $^{137}\text{Cs}$ -Organik Madde ( $r=0,705$ ) arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki olduğu ve pH-Derinlik ( $r=-0,671$ ) arasında ise negatif yönde kuvvetli bir ilişki olduğu görülmüştür. Ayrıca pH-  $^{226}\text{Ra}$  ( $r=-0,506$ ) ve pH-  $^{232}\text{Th}$  ( $r=-0,533$ ) arasında ise negatif yönde bir ilişki olduğu görülmüştür (Tablo 31).

Denizel sedimentteki  $^{137}\text{Cs}$  konsantrasyonu sedimentin partikül büyüklüğü, mineral kompozisyonu ve organik madde içeriğine bağlı olarak değişmektedir.  $^{137}\text{Cs}$  toprakta

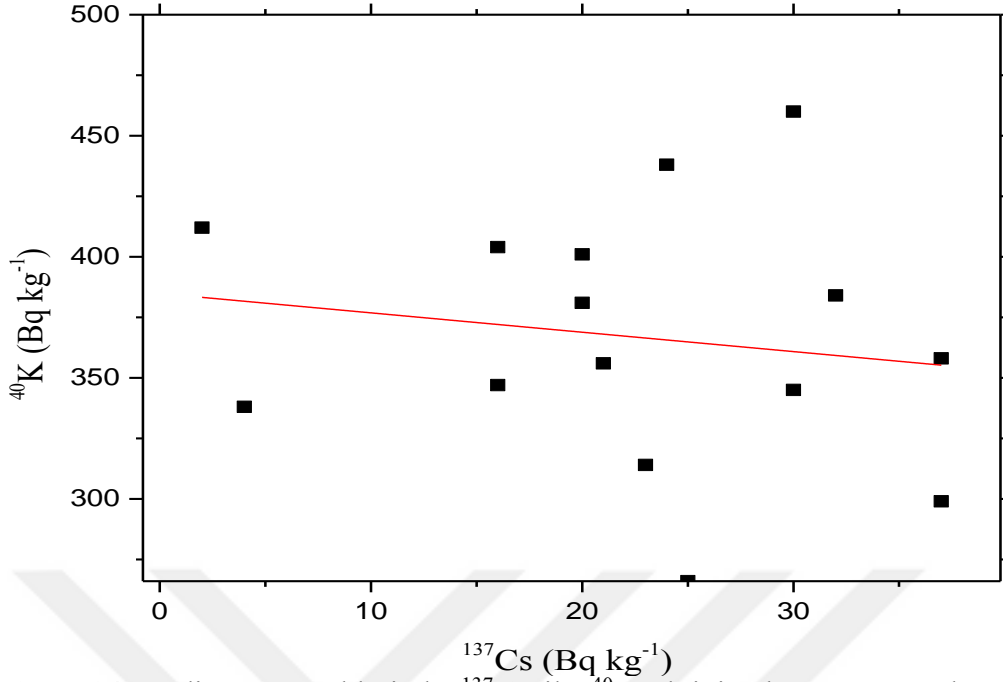


olduğu gibi katyon değişim kapasitesinin yüksek olduğu sedimentlere daha fazla bağlanabilmektedir. Organik madde miktarının sedimentlerde  $^{137}\text{Cs}$  radyonüklidinin birikmesinde önemli olduğu tespit edilmiştir (Kim vd., 2007) ve  $^{137}\text{Cs}$  ile organik madde miktarı arasında anlamlı bir ilişki olduğu literatürdeki bazı çalışmalarda belirtilmiştir (Park vd., 2004; Kim vd., 2006; Kim vd., 2007; Hoda vd., 2010; Kılıç ve Çotuk, 2011; Ergül vd., 2013). Bu çalışmamızda da organik madde miktarı ile  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopu arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki tespit edilmiştir. Ayrıca, Aytas ve arkadaşları tarafından nehir sedimentleri üzerine gerçekleştirilen çalışmada  $^{226}\text{Ra}$  ve  $^{232}\text{Th}$  miktarı arasında güçlü bir ilişki olduğu belirlenmiştir (Aytas vd., 2012). Benzer şekilde, bu çalışmamızda  $^{226}\text{Ra}$  ve  $^{232}\text{Th}$  doğal radyonüklidleri arasında kuvvetli ilişki olduğu görülmüştür.

**Tablo 31.** Sediment örneklerinde elementler arası korelasyon katsayıları.

	OM (%)	pH	Derinlik	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$
OM (%)	1						
pH	-0,094	1					
Derinlik	0,041	<b>-0,671**</b>	1				
$^{226}\text{Ra}$	0,158	<b>-0,506*</b>	0,339	1			
$^{232}\text{Th}$	0,356	<b>-0,533*</b>	0,301	<b>0,892**</b>	1		
$^{40}\text{K}$	0,117	0,046	-0,186	0,319	0,414	1	
$^{137}\text{Cs}$	<b>0,705**</b>	-0,068	-0,026	0,210	0,272	-0,167	1

Ayrıca,  $^{137}\text{Cs}$  ile  $^{40}\text{K}$  radyoizotopları kimyasal olarak benzer olduklarından dolayı sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  ile  $^{40}\text{K}$  radyoizotopları arasındaki ilişki Şekil 34'te grafiksel olarak gösterilmiştir.

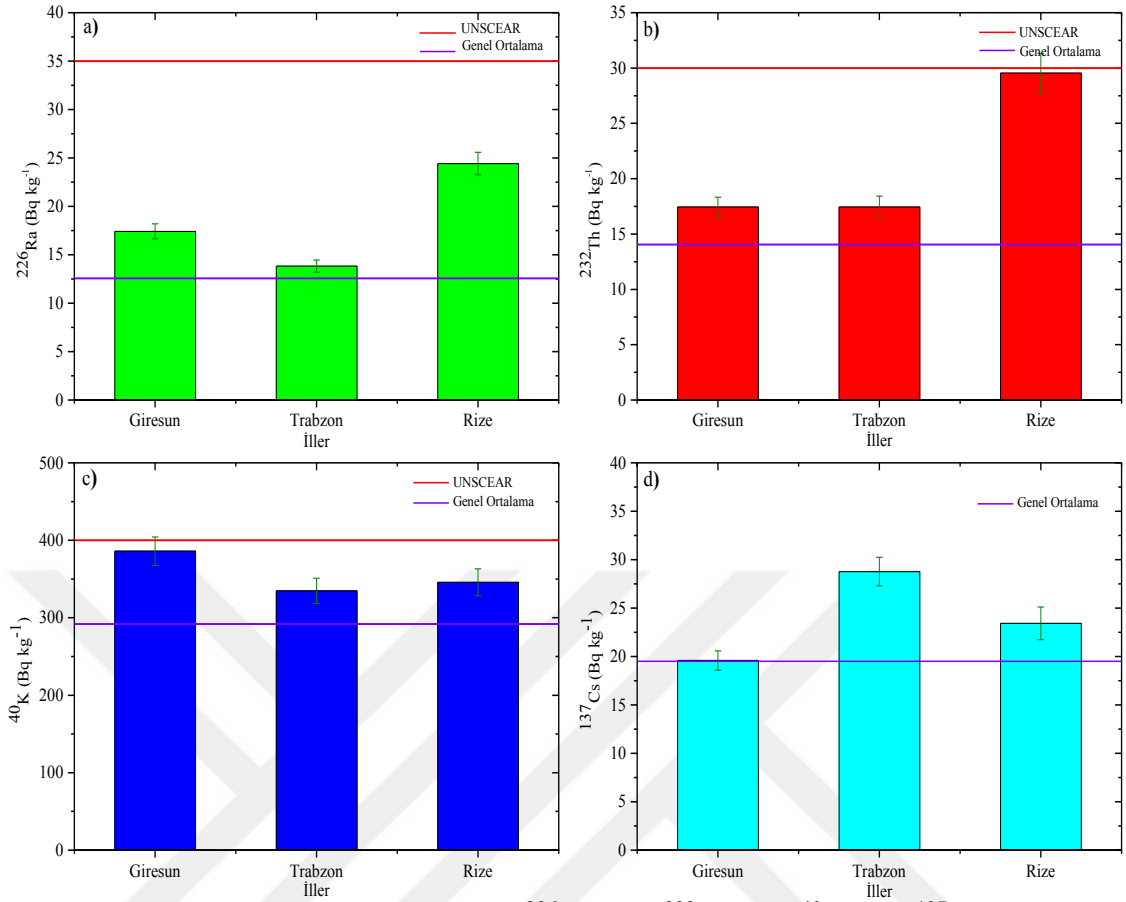


Şekil 34. Sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$  ile  $^{40}\text{K}$  aktivite konsantrasyonları arasındaki değişimi.

$^{137}\text{Cs}$  aktivite konsantrasyonunun  $^{40}\text{K}$  aktivite konsantrasyonu ile ters orantılı olarak azalır veya artma eğiliminde olduğu Şekil 52'den açıkça görülmüştür. Ancak,  $^{137}\text{Cs}$  ile  $^{40}\text{K}$  radyoizotopları arasında tespit edilen negatif korelasyon katsayısı ( $R=-0,167$ ) güçlü bulunmamıştır. Tespit edilen bu negatif korelasyon katsayısından, iki radyoizotopun sediment üzerinde birbirlerinin konsantrasyonlarını azaltma girişiminde buldukları söylenebilir.

#### 4.1.6. Sediment Örneklerinde Radyoaktiflik Konsantrasyonların Değerlendirilmesi

Sediment örneklerinde  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  radyoaktif çekirdeklerinin illere göre konsantrasyon değerleri Şekil 35'de gösterilmektedir. İllere göre değerlendirildiğinde en yüksek  $^{226}\text{Ra}$  ve  $^{232}\text{Th}$  ortalama aktiflik konsantrasyonlarının sırasıyla 24,42, 29,55 Bq kg $^{-1}$  olarak Rize ilinde olduğu tespit edilmiştir. En yüksek  $^{40}\text{K}$  ortalama aktiflik konsantrasyonunun 385,92 Bq kg $^{-1}$  olarak Giresun ilinde ve en yüksek  $^{137}\text{Cs}$  ortalama aktiflik konsantrasyonunun ise 28,77 Bq kg $^{-1}$  olarak Trabzon ilinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$  için elde edilen ortalama konsantrasyonlarının UNSCEAR tarafından izin verilen ortalama değerlerden (UNSCEAR, 2000) daha düşük olduğu görülmüştür.

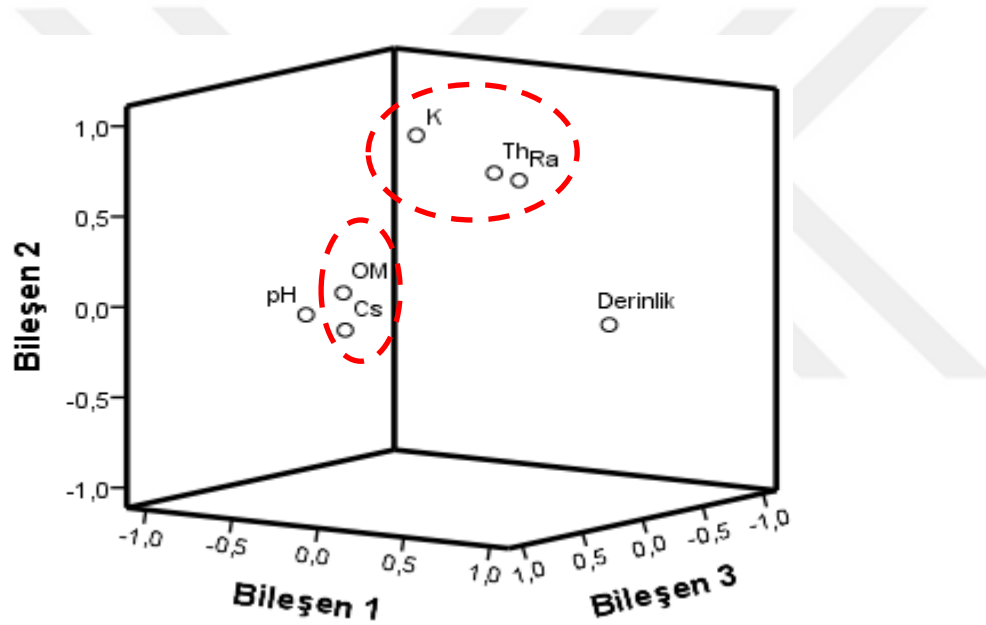


**Şekil 35.** Sediment örneklerinde a)  $^{226}\text{Ra}$  b)  $^{232}\text{Th}$  c)  $^{40}\text{K}$  d)  $^{137}\text{Cs}$  radyoaktif çekirdeklerinin illere göre ortalama konsantrasyonları.

Tablo 32’de sediment örneklerinde Temel Bileşen Analizi (PCA) sonuçları ve Şekil 36’da bu tablonun grafiği verilmiştir. Temel Bileşen Analizi sonucunda özdeğeri 1’den büyük 3 faktör bileşeni elde edilmiştir. Oluşan 3 faktör bileşeni ile tüm veri setinin % 84,214’ü açıklanabilmektedir. Birinci faktör bileşeni (PC1) varyansın % 30,436’sını açıklayabilmektedir ve bu faktörde, yüksek ilişkili faktör yüklerine (> 0,7) sahip elementler pH (-0,879) ve Derinlik (0,889) olarak gözlenmektedir. İkinci faktörde bileşeninde (PC2) yer alan elementler ise varyansın % 27,756’sını açıklamaktadır. Bu grupta yüksek ilişkili faktör yüklerine sahip elementler  $^{226}\text{Ra}$  (0,729),  $^{232}\text{Th}$  (0,784) ve  $^{40}\text{K}$  (0,855) olarak gözlenmektedir. İkinci faktör bileşenini oluşturan elementlerin doğal background radyasyonundan kaynaklandığını söyleyebiliriz. Üçüncü faktör bileşeninde (PC3) yer alan elementler ise varyansın % 26,023’ünü açıklamaktadır. Bu grupta yüksek ilişkili faktör yüklerine sahip elementler  $^{137}\text{Cs}$  (0,941) ve organik madde (0,941) olarak gözlenmektedir. 3. faktör bileşenini oluşturan  $^{137}\text{Cs}$ ’nin de kuşkusuz antropojenik faaliyetlerden ileri geldiği söylenebilir (Charro vd., 2013).

**Tablo 32.** Sediment örneklerinde Temel Bileşenler Analizi sonuçları

Parametreler	PC1	PC2	PC3
OM	-0,007	0,158	<b>0,890</b>
pH	<b>-0,879</b>	-0,187	-0,046
Derinlik	<b>0,889</b>	-0,062	-0,039
<sup>226</sup> Ra	0,516	<b>0,729</b>	0,177
<sup>232</sup> Th	0,462	<b>0,784</b>	0,306
<sup>40</sup> K	-0,291	<b>0,855</b>	-0,123
<sup>137</sup> Cs	0,041	-0,036	<b>0,941</b>
<b>Özdeğer</b>	<b>2,130</b>	<b>1,943</b>	<b>1,822</b>
<b>Varyans (%)</b>	<b>30,436</b>	<b>27,756</b>	<b>26,023</b>
<b>Kümülatif (%)</b>	<b>30,436</b>	<b>58,192</b>	<b>84,214</b>

**Şekil 36.** Değişkenlerin faktörlere göre dağılımı.

Tablo 33’de <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>40</sup>K ve <sup>137</sup>Cs’nin ortalama aktiflik konsantrasyonları literatürde yapılan diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında ise <sup>226</sup>Ra aktiflik konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Ege Denizi, Akdeniz) (Aközcan, 2012; Özmen vd., 2014) ve Mısır’da (Higgy, 2000) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (İzmit körfezi, Marmara denizi) (Ergül vd., 2013; Otansev vd., 2016), Mısır’da (El Mamoney and Khater, 2004), Finlandiya’da (Din ve Vesterbacka, 2012) ve Yunanistan’da (Papaefthymiou vd., 2007) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

<sup>232</sup>Th aktiflik konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Ege Denizi, Haliç, Marmara denizi, Akdeniz) (Aközcan, 2012; Kılıç ve Çotuk, 2011; Otansev vd., 2016; Özmen vd., 2014) ve Mısır’da (Din ve Vesterbacka, 2012; Higgy, 2000) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen İran’da (Abdi vd., 2009), Mısır’da (El Mamoney and Khater, 2004), Türkiye’de (Karadeniz) (Topçuoğlu vd., 2001; Topçuoğlu vd., 2003), Finlandiya’da (Din ve Vesterbacka, 2012) ve Yunanistan’da (Papaefthymiou vd., 2007) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

<sup>40</sup>K aktiflik konsantrasyonunun maksimum değeri Mısır’da (Din ve Vesterbacka, 2012; Higgy, 2000) ve Türkiye’de (Karadeniz, Akdeniz) (Baltas vd., 2016; Özmen vd., 2014) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Ege Denizi, Karadeniz, Marmara denizi, Haliç, İzmit körfezi) (Aközcan, 2012; Topçuoğlu vd., 2003; Varinlioğlu vd., 1995; Kılıç ve Çotuk, 2011; Otansev vd., 2016; Ergül vd., 2013), İran’da (Abdi vd., 2009), Mısır’da (El Mamoney and Khater, 2004), Finlandiya’da (Din ve Vesterbacka, 2012) ve Yunanistan’da (Papaefthymiou vd., 2007) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

<sup>137</sup>Cs aktiflik konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Karadeniz, Marmara denizi, Akdeniz) (Baltas vd., 2016; Otansev vd., 2016; Özmen vd., 2014), İran’da (Abdi vd., 2009) ve Yunanistan’da (Papaefthymiou vd., 2007) ölçülen konsantrasyonunun maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Karadeniz, Haliç, İzmit körfezi) (Topçuoğlu vd., 2001; Topçuoğlu vd., 2003; Varinlioğlu vd., 1995; Kılıç ve Çotuk, 2011; Ergül vd., 2013) ve Bulgaristan’da (Strezov vd., 1998), ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Şekil 34’ten görüldüğü gibi 1993 ve 2015 yılları arasındaki zaman dilimi içerisinde araştırılan bölge genelinde <sup>137</sup>Cs konsantrasyonlarında ciddi bir azalma tespit edilirken, Giresun (G7) ve (G8) istasyonlarında bu azalma tespit edilememiştir. <sup>137</sup>Cs’nin (G9) ve (T1), (T2) istasyonlarındaki ortalama aktiflik konsantrasyonlarındaki azalma oranı araştırılan diğer örnekleme noktalarına kıyasla daha farklı bulunmuştur. Bu sonuçlar, Doğu Karadeniz’in bazı bölgelerinin, Karadeniz çevresindeki ülkelerdeki nükleer güç istasyonları, nükleer silah denemelerinden kaynaklanan küresel serpintiler, Çernobil kaza alanı veya kirlenmiş bölgelerden kaynaklanan yapay radyonüklidlerin ek girişlerine nehirler vasıtasıyla

günümüzde sürekli olarak maruz kaldığını göstermiştir (Topçuoğlu, 2005).  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun denizel ortamda sedimentlerde çökmesi ve daha sonra yeniden sucul ortamda aktif hale gelmesi, Karadeniz’de kirlenmiş sediment örneklerinde  $^{137}\text{Cs}$ ’nin ikincil kaynağını oluşturduğu düşünülmüştür (Gulin vd., 2013). Ayrıca, örnekleme noktaları 2000 yılından bu yana bölgedeki otoyol yapımı için toprak ve kaya dolguları ile doldurulduğundan, bazı bölgelerde tortu taşınması veya birikimi meydana gelmiştir (Ergül vd., 2008). Örnekleme noktalarındaki  $^{137}\text{Cs}$  aktiflik konsantrasyon değerlerinde düzgün olmayan artış ya da azalışın buna bağlı olabileceği de düşünülmüştür. Ayrıca,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ve  $^{40}\text{K}$ ’ın ortalama aktiflik konsantrasyonlarının uluslararası değerlerden (UNSCEAR, 2000) daha düşük olduğu görülmüştür.



**Tablo 33.** Sediment örneklerinde radyoaktiflik konsantrasyon değerlerinin diğer çalışmalarla karşılaştırılması.

Referans	Çalışma Alanı	<sup>226</sup> Ra (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>232</sup> Th (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>40</sup> K (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>137</sup> Cs (Bq kg <sup>-1</sup> )
El Mamoney ve Khater, 2004	Mısır, Kızıldeniz	5,32-105,56	3,32-221,90	97,58-1011,30	-
Papaefthymiou vd., 2007	Yunanistan, Patras Limanı	15,5-37,0	16,6-34,1	327-763	1,9-11,5
Aközcan, 2012	Türkiye, Ege Denizi	9-12	6-16	250-665	-
Kılıç ve Çotuk, 2011	Türkiye, Haliç	-	13,97-27,25	341,4-683,0	8,58-67,92
Abdi vd., 2009	İran, Hazar Denizi	-	49	537	25
Din ve Vesterbacka, 2012	Finlandiya, Baltık Denizi	38-112	58-103	775-1197	-
Din ve Vesterbacka, 2012	Mısır, Kızıl Deniz	7-426	6-29	102-328	-
Strezov vd., 1998	Bulgaristan, Karadeniz Kıyısı	-	5-110	11-760	4-106
∞ Topçuoğlu vd., 2001	Türkiye, Karadeniz	-	17-37	301-833	11-138
Topçuoğlu vd., 2003	Türkiye, Rize, Karadeniz Kıyısı	-	<7-363	235-2783	51-159
Ergül vd., 2013	Türkiye, İzmir Körfezi	8-28	-	187-874	6-79
Özmen vd., 2014	Türkiye, Akdeniz Kıyısı	4,0-21,5 <sup>a</sup>	1,08-27,9 <sup>a</sup>	19,0-590,3 <sup>a</sup>	0,1-1,0 <sup>a</sup>
Higgy, 2000	Mısır, Akdeniz Kıyısı	5,0	2,1	46,0	-
Otansev vd., 2016	Türkiye, Marmara Denizi	13,8-34,2	6,3-31,1	378,8-693,6	4,8-6,3
Baltas vd., 2016	Türkiye, Doğu Karadeniz Kıyısı	-	-	215,7-450	3,26-30,74
Bu Çalışma	Türkiye, Doğu Karadeniz Kıyısı	17,39 <sup>b</sup> (10,94-25,95)	20,59 <sup>b</sup> (12,14-33,05)	366,91 <sup>b</sup> (265,74-459,89)	22,55 <sup>b</sup> (2,08-37,45)
UNSCEAR, 2000	-	35 (17-110)	30 (11-64)	400 (140-850)	-

<sup>a</sup>: Sahil kumu örneği<sup>b</sup>: Ortalama değer

#### 4.1.7. Sediment Örnekleri İçin Hesaplanan Radyolojik Risk Parametrelerinin Değerlendirilmesi

D,  $R_{eq}$ , YED, YBATD için elde edilen ortalama değerler (D için  $38,95 \text{ nGy saat}^{-1}$ ,  $R_{eq}$  için  $75,08 \text{ Bq kg}^{-1}$ , YED için  $0,048 \text{ } \mu\text{Sv yıl}^{-1}$  ve YBATD için 3,72) uluslararası ortalama değerler (D için  $60 \text{ nGy saat}^{-1}$ ,  $R_{eq}$  için  $370 \text{ Bq kg}^{-1}$ , YED için  $0,08 \text{ mSv yıl}^{-1}$  ve YBATD için 4,90) (UNSCEAR, 2000) ile kıyaslandığında elde edilen değerlerin uluslararası ortalama değerlerden daha düşük olduğu görülmüştür.

Sediment örnekleri için hesaplanan ortalama kanserojen risk değerleri Giresun için  $0,19 \times 10^{-3}$ , Trabzon için  $0,17 \times 10^{-3}$  ve Rize için  $0,23 \times 10^{-3}$  olarak elde edilmiştir. Bu değerlerin UNSCEAR tarafından tavsiye edilen dünya ortalaması değerinden ( $0,29 \times 10^{-3}$ ) (UNSCEAR, 2000; Taskin vd., 2009) daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

$D_{\text{Akciğer}}$ ,  $D_{\text{Yumurtalıklar}}$ ,  $D_{\text{Kemik İliği}}$ ,  $D_{\text{Testisler}}$  ve  $D_{\text{Tüm Vücut}}$  için elde edilen ortalama değerler ( $D_{\text{Akciğer}}$  için 0,031,  $D_{\text{Yumurtalıklar}}$  için 0,028,  $D_{\text{Kemik İliği}}$  için 0,033,  $D_{\text{Testisler}}$  için 0,039 ve  $D_{\text{Tüm Vücut}}$  için 0,032) uluslararası ortalama değerlerle ( $D_{\text{Akciğer}}$  için 0,64,  $D_{\text{Yumurtalıklar}}$  için 0,58,  $D_{\text{Kemik İliği}}$  için 0,69,  $D_{\text{Testisler}}$  için 0,82 ve  $D_{\text{Tüm Vücut}}$  için 0,68) kıyaslandığında elde edilen değerlerin uluslararası ortalama değerlerden daha düşük olduğu görülmüştür (O'Brien ve Sanna, 1976, 1978; Ahmad vd., 1998).

Radyolojik risk parametreleri için hesaplanan tüm bu değerler göz önüne alındığında  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$ 'nin ortalama aktiflik konsantrasyonlarının halk sağlığı açısından herhangi bir risk taşımadığı gözlenmiştir.



#### 4.1.8. Sediment Örneklerinde $^{137}\text{Cs}$ 'nin Ekolojik Yarı-Ömür Sonuçlarının Değerlendirilmesi

1995 yılında Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmadaki aynı örnekleme istasyonlarından alınan sediment örneklerinde belirlenen  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması ve hesaplanan ekolojik yarı ömür değerleri Tablo 19'da verilmiştir. Sediment örnekleri için hesaplanan ekolojik yarı-ömür değerlerindeki değişimler örnekleme noktaları arasında farklı bulunmuştur. 2015 ve 1993 yılları arasında yaklaşık 22 yıllık süre için tüm örnekleme noktalarında hesaplanan ekolojik yarı-ömür değerleri ortalama 20,39 yıl olarak hesaplanmıştır. (G9), (T1) ve (T2) istasyonlarında diğer noktalara kıyasla ekolojik yarı-ömür değerleri daha yüksek tespit edilmiştir. Ekolojik yarı-ömür değerleri (G7) ve (G8) istasyonlarında  $^{137}\text{Cs}$  aktivite değerlerinde bir azalış tespit edilemediği için hesaplanamamıştır. Araştırılan bölgede sediment örnekleri için  $^{137}\text{Cs}$  aktivite konsantrasyonlarında 22 yıl süresince iki örnekleme istasyonu hariç ciddi bir azalma tespit edilmiştir. Bu iki örnekleme istasyonundaki kirliliğin ana sebebi, Karadeniz kıyı şeridi boyunca bilinçsizce yapılan çöp depolama alanlarında var olabilecek tıbbi atıklara ve sucul ortamda meydana gelen  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ikincil kaynaklarına dayandırılabilir. Çernobil nükleer güç santrali kazasından dolayı,  $^{137}\text{Cs}$  radyonüklidinin sedimentlerde çökmesi ve nehirler yoluyla  $^{137}\text{Cs}$ 'nin ek girdileri (G7) ve (G8) istasyonlarındaki kirliliğin ana nedeni olarak açıklanabilir (Topçuoğlu, 2005; Gulin vd., 2013; URL-3).

## 4.2. Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metaller

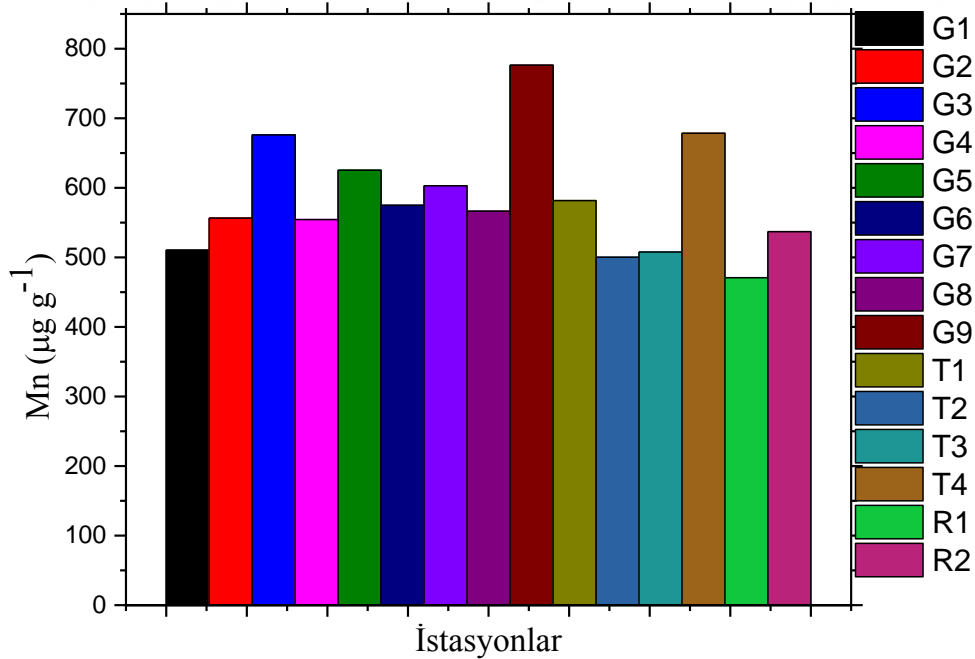
### 4.2.1. Sedimentte Mn

Sediment örneklerinde Mn konsantrasyonunun istasyonlara değişimine bakıldığında (Şekil 37) en yüksek konsantrasyonun  $776,26 \mu\text{g g}^{-1}$  ile G9 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $470,81 \mu\text{g g}^{-1}$  ile R1 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. ANOVA testinin sonucuna göre Mn konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 34) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 34.** Sedimentte illere göre ortalama Mn konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

İller	Mn
Giresun (G1-G9)	604,77 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	566,99 <sup>a</sup>
Rize (R1-R2)	503,84 <sup>b</sup>

<sup>ab</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 37.** Sediment örneklerinde Mn konsantrasyonunun istasyonlara değişimi.

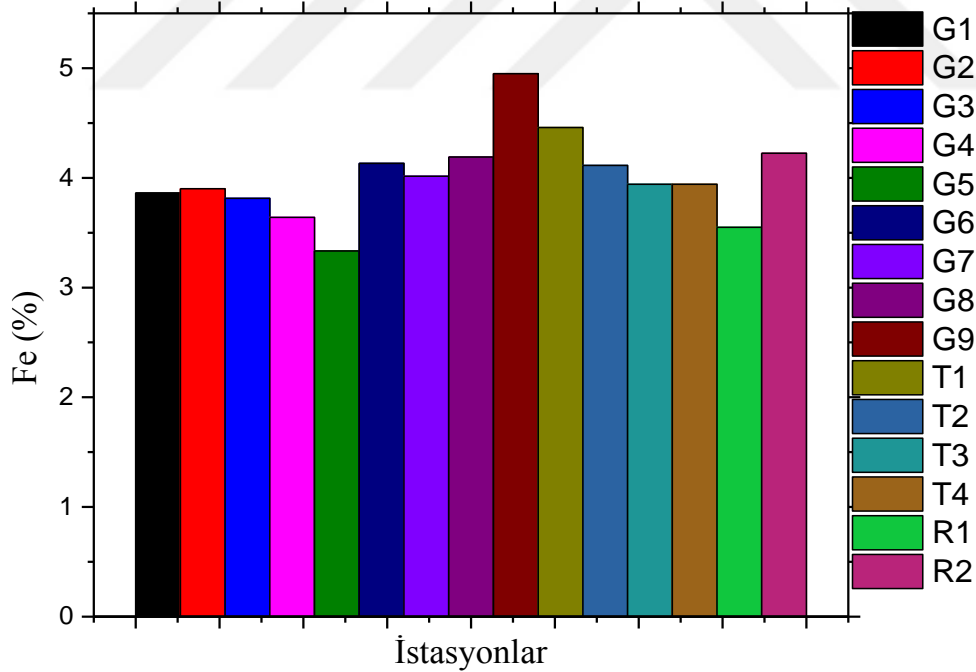
#### 4.2.2. Sedimentte Fe

Sediment örneklerinde Fe konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 38) en yüksek konsantrasyonun % 4,95 ile G9 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise % 3,33 ile G5 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kruskal-Wallis testinin sonucuna göre Fe konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 35) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır ( $p>0,05$ ).

**Tablo 35.** Sedimentte illere göre ortalama Fe konsantrasyonları (%).

İller	Fe
Giresun (G1-G9)	3,98 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	4,11 <sup>a</sup>
Rize (R1-R2)	3,89 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> harfi mevsimler arasındaki verilerde  $p> 0,05$  düzeyinde önemli değildir.



**Şekil 38.** Sediment örneklerinde Fe konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

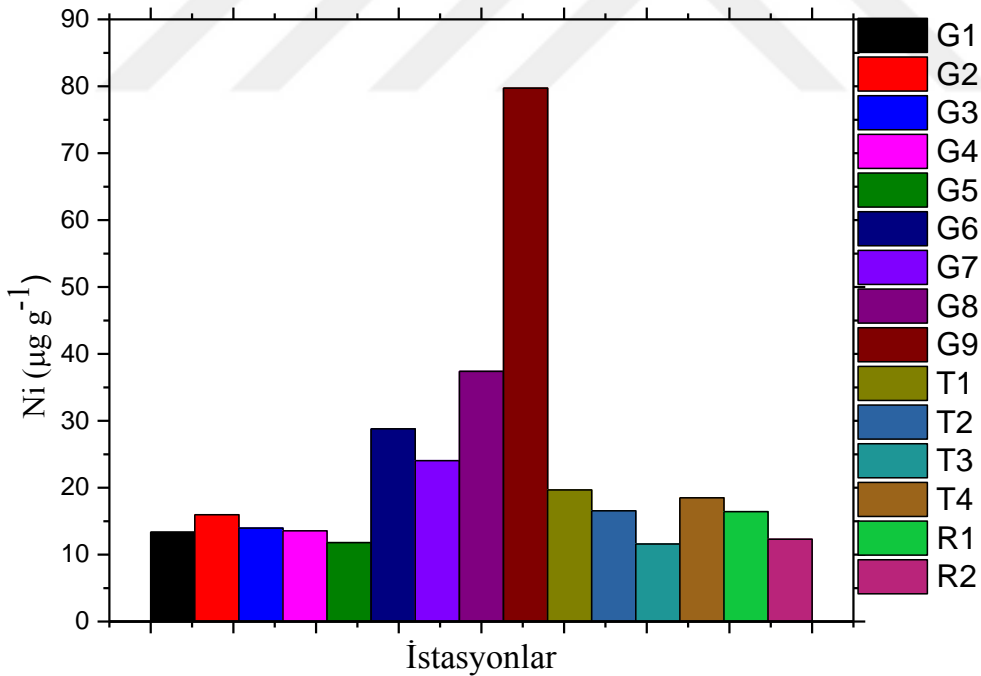
#### 4.2.3. Sedimentte Ni

Sediment örneklerinde Ni konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 39) en yüksek konsantrasyonun  $79,72 \mu\text{g g}^{-1}$  ile G9 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $11,59 \mu\text{g g}^{-1}$  ile T3 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kruskal-Wallis testinin sonucuna göre Ni konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 36) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 36.** Sedimentte illere göre ortalama Ni konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

İller	Ni
Giresun (G1-G9)	26,51 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	26,57 <sup>b</sup>
Rize (R1-R2)	14,36 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> harfleri istasyonlar arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 39.** Sediment örneklerinde Ni konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

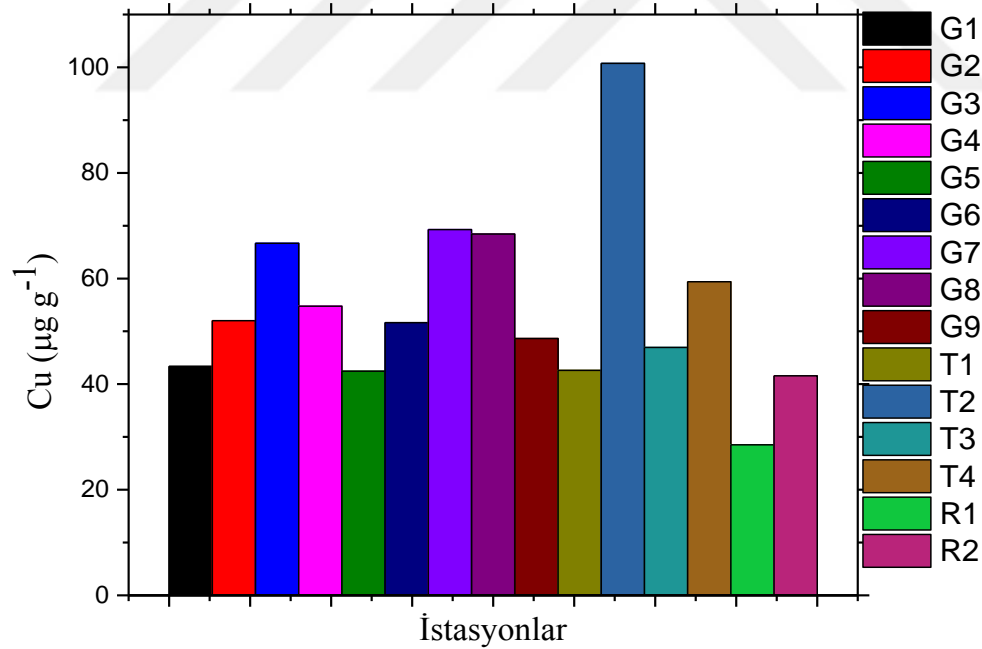
#### 4.2.4. Sedimentte Cu

Sediment örneklerinde Cu konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 40) en yüksek konsantrasyonun  $100,74 \mu\text{g g}^{-1}$  ile T2 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $28,52 \mu\text{g g}^{-1}$  ile R2 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. ANOVA testinin sonucuna göre Cu konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 37) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 37.** Sedimentte illere göre ortalama Cu konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

İller	Cu
Giresun (G1-G9)	57,81 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	64,80 <sup>a</sup>
Rize (R1-R2)	35,05 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> harfleri istasyonlar arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 40.** Sediment örneklerinde Cu konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

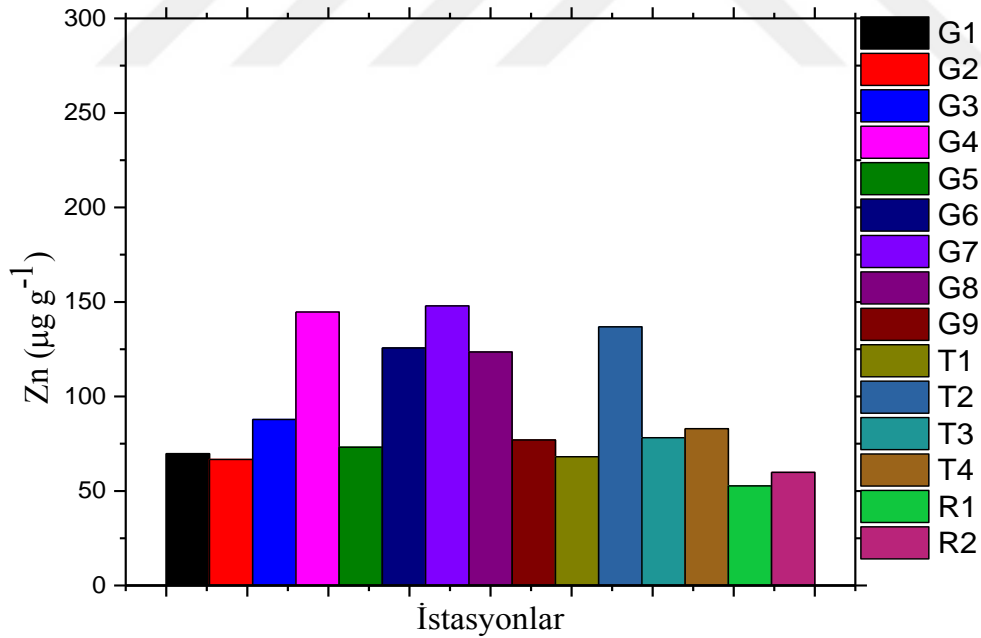
#### 4.2.5. Sedimentte Zn

Sediment örneklerinde Zn konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 41) en yüksek konsantrasyonun  $147,91 \mu\text{g g}^{-1}$  ile G7 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $52,70 \mu\text{g g}^{-1}$  ile R1 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kruskal-Wallis testinin sonucuna göre Zn konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 38) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 38.** Sedimentte illere göre ortalama Zn konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

İller	Zn
Giresun (G1-G9)	101,79 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	91,53 <sup>a</sup>
Rize (R1-R2)	56,28 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> harfleri istasyonlar arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 41.** Sediment örneklerinde Zn konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

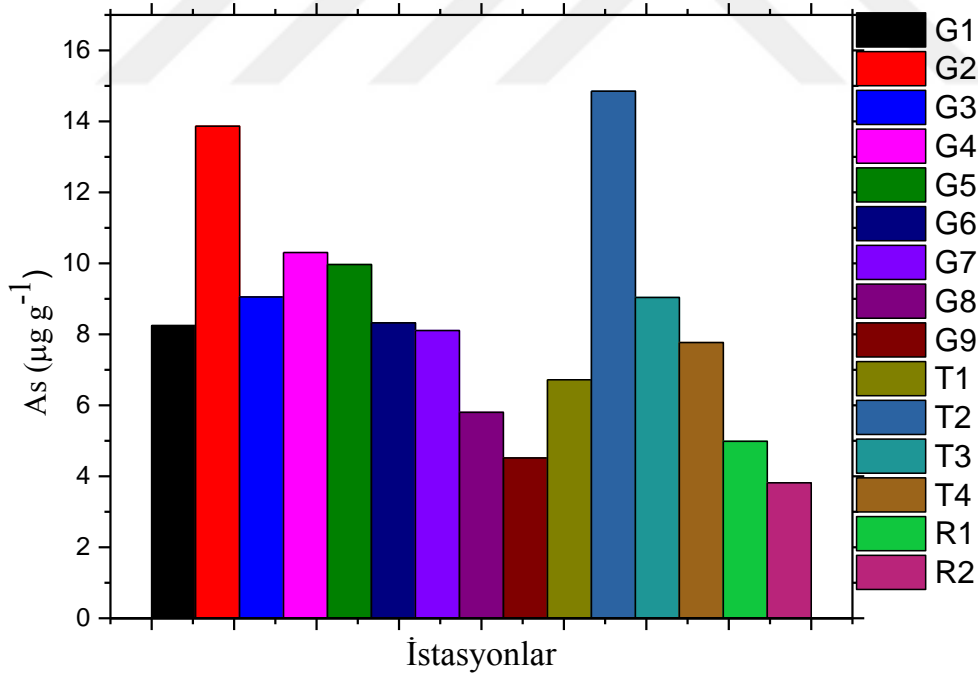
#### 4.2.6. Sedimentte As

Sediment örneklerinde As konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 42) en yüksek konsantrasyonun  $14,85 \mu\text{g g}^{-1}$  ile T2 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $3,82 \mu\text{g g}^{-1}$  ile R2 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kruskal-Wallis testinin sonucuna göre As konsantrasyonlarındaki iller (Tablo 39) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 39.** Sedimentte illere göre ortalama As konsantrasyonları ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

İller	As
<b>Giresun (G1-G9)</b>	8,69 <sup>a</sup>
<b>Trabzon (T1-T4)</b>	9,59 <sup>a</sup>
<b>Rize (R1-R2)</b>	4,40 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> harfleri istasyonlar arasındaki verilerde  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 42.** Sediment örneklerinde As konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.

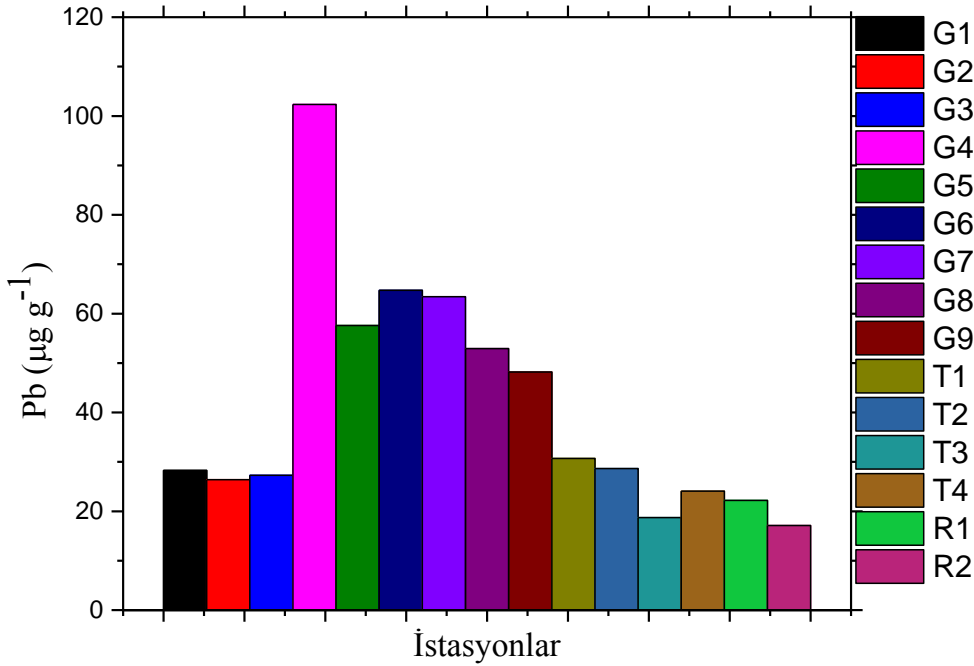
#### 4.2.7. Sedimentte Pb

Sediment örneklerinde Pb konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimine bakıldığında (Şekil 43) en yüksek konsantrasyonun  $102,34 \mu\text{g g}^{-1}$  ile G4 istasyonunda olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise  $17,10 \mu\text{g g}^{-1}$  ile R2 istasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kruskal-Wallis testinin sonucuna göre Pb konsantrasyonlarındaki istasyonlar (Tablo 40) arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ( $p<0,05$ ).

**Tablo 40.** Sedimentte illere göre ortalama Pb konsantrasyonları ( $\mu\text{gg}^{-1}$ ).

İller	Pb
Giresun (G1-G9)	52,35 <sup>a</sup>
Trabzon (T1-T4)	25,54 <sup>b</sup>
Rize (R1-R2)	19,65 <sup>b</sup>

<sup>a, b</sup> harfleri istasyonlar arasındaki verilerde  $p<0,05$  düzeyinde önemlidir.



**Şekil 43.** Sediment örneklerinde Pb konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi.



#### 4.2.8. Sediment Örneklerinde Korelasyon Analizi Sonuçları

Sediment örneklerinde elementler arası korelasyon katsayılarının sonuçları Tablo 41'de verilmiştir. Tabloya göre sedimentlerde elementler arası mevsimsel korelasyon katsayıları istatistiksel olarak incelendiğinde, pH-Kum ( $r=0,575$ ) ve Cu-As ( $r=0,561$ ) arasında pozitif yönde bir ilişki; pH-Silt+Kil ( $r=-0,575$ ) arasında negatif yönde bir ilişki; Mn-Ni ( $r=0,644$ ), Fe-Ni ( $r=0,758$ ), Zn-Cu ( $r=0,713$ ) ve Zn-Pb ( $r=0,698$ ) arasında ise pozitif yönde yüksek bir ilişki; pH-Derinlik ( $r= -0,671$ ) ve Kum-Silt+Kil ( $r=-1,000$ ) arasında negatif yönde yüksek bir ilişki görülmüştür.

**Tablo 41.** Sedimentlerde elementler ve fiziko-kimyasal parametreler arası korelasyon katsayıları.

	OM	pH	Derinlik	Kum	Silt+Kil	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb
OM	1											
pH	-0,094	1										
Derinlik	0,041	<b>-0,671**</b>	1									
Kum	0,155	<b>0,575*</b>	-0,240	1								
Silt+Kil	-0,155	<b>-0,575*</b>	0,240	<b>-1,000**</b>	1							
Mn	-0,473	0,336	-0,463	-0,058	0,058	1						
Fe	0,071	0,130	-0,356	-0,121	0,121	0,425	1					
Ni	-0,459	0,214	-0,194	-0,184	0,184	<b>0,644**</b>	<b>0,758**</b>	1				
Cu	0,375	0,227	-0,116	0,172	-0,172	0,061	0,141	0,031	1			
Zn	0,146	0,092	-0,182	0,086	-0,086	-0,016	0,016	0,075	<b>0,713**</b>	1		
As	0,362	0,112	0,003	-0,184	0,184	-0,232	-0,365	-0,402	<b>0,561*</b>	0,347	1	
Pb	-0,304	0,030	-0,231	-0,202	0,202	0,177	-0,121	0,199	0,115	<b>0,698**</b>	0,093	1

#### 4.2.9. Sediment Örneklerinde Belirlenen Ağır Metallerin Değerlendirilmesi

Sediment örneklerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyonları Tablo 22’de verilmiştir. Tabloya göre, istasyon farkı gözetmeksizin sedimentlerdeki ortalama metal konsantrasyonları değerlendirildiğinde; Fe (% 4,00) > Mn (581,24  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) > Zn (101,05  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) > Cu (54,47  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) > Pb (40,84  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) > Ni (22,24  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) > As (8,36  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) şeklinde sıralanmaktadır.

Tablo 22’ye göre, Mn, Fe ve Ni elementlerinin maksimum değeri G9 istasyonunda tespit edilmiştir. Bu metallerin G9 istasyonunda bölgesel olarak yüksek tespit edilmesinin nedeni belediyenin atıksu deşarjlarından ve işlenmemiş evsel atıklardan kaynaklandığı düşünülmüştür. Ayrıca Mn elementi çelik, pil ve kimyasalların yapımında kullanılmaktadır (Otansev vd., 2016). Fe elementi ise yaygın olarak gemi sanayisinde ve gemi gövdesi yapımında kullanılmaktadır. Bu şekilde denizel ortama giren ve sedimentlerde artış gösteren Fe, Mn ve Ni elementlerinin ek girdilerinin kaynağının antropojenik olduğu ve G9 istasyonun insan aktivitelerinden yoğunca etkilendiği sonucuna varılmıştır.

Cu ve As konsantrasyonlarının maksimum değeri T2 istasyonunda tespit edilmiştir. Sürmene çamburnu mevkiine denk gelen bu istasyonda, Çamburnu Beldesi Kutlular mevkiinde bulunan Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi (Trabzon-Rize Katı Atık Birliği (TRAB-Rİ-KAB)) T2 istasyonundaki antropojenik kirliliğin ana kaynağıdır. Arsenik işlenmiş gübreler, böcek öldürücü tarım ilaçları (pestisitler) ve kereste muhafazasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu yüzden As bu istasyonda antropojenik bir kirlilik yaratmaktadır. Yine bölgedeki bakır ve çinko rezervlerinden yan ürün olarak ortaya çıkan arsenik elementi kirliliği arttırıcı bir etken olarak karşımıza çıkmaktadır (Baltas vd., 2017; Otansev vd., 2016).

Zn’nun en yüksek konsantrasyonu G7 istasyonunda, Pb’nun ise G4 istasyonunda tespit edilmiştir. Zn ve Pb’nin denizel ortama giriş kaynakları eski gemiler (pas, eski metal parçaları, gemi gövdelerindeki boyalar), turizm aktiviteleri, petrol atıkları ve kanalizasyon atıklarıdır (Otansev vd., 2016; Ali vd., 2016). Ayrıca, G7 ve G4 istasyonları sırasıyla Eynesil Çavuşlu ve Tirebolu limanı açıklarına denk gelmektedir. Bu yüzden, bu

bölgelerde artan kirliliğin sebebinin genel olarak liman işletmelerinden kaynaklı olduğu sonucuna varılmıştır.

Sediment örneklerinde metallerin dünya şeyl ortalaması ve USEPA tarafından önerilen Sediment Kalite Yönergesi kriteri değerleri Tablo 42’de verilmiştir. Tabloya göre, Mn için tüm istasyonlarda tespit edilen ortalama metal konsantrasyonları dünya şeyl ortalaması değerinden düşük bulunmuştur. Fe ve Ni için ise sadece G9 istasyonunda şeyl ortalamasından yüksek bulunmuştur. Cu için G1, G5, T1, R1 ve R2 istasyonları hariç diğer istasyonlarda ortalama konsantrasyonlar şeyl ortalamasından yüksek bulunmuştur. Zn için G4, G6, G7, G8 ve T2 istasyonlarında ortalama konsantrasyonlar şeyl ortalamasından yüksek bulunmuştur. As için G2 ve T2 istasyonlarında ortalama konsantrasyonlar şeyl ortalamasından yüksek bulunmuştur. Pb için T3 ve R2 için ortalama konsantrasyonlar şeyl ortalamasından yüksek bulunmuştur. Tüm istasyonların genel ortalamasına bakıldığında Cu ve Pb için genel ortalama değerleri şeyl ortalamasından yüksek tespit edilmiştir. USEPA tarafından önerilen Sediement Kalite Yönergesine göre sonuçlar değerlendirildiğinde, Ni için G6, G7 ve G8 istasyonlarında orta derecede kirlenme, G9 istasyonunda ağırca kirlenme tespit edilirken diğer tüm istasyonlarda kirlilik tespit edilmemiştir. Cu için G1, G5, T1, T3, R1 ve R2 istasyonlarında ağırca kirlenme görülürken, diğer istasyonlarda orta derecede kirlenme tespit edilmiştir. Zn için G4, G6, G7, G8 ve T2 istasyonlarında orta derecede kirlenme tespit edilirken, diğer tüm istasyonlarda kirlilik tespit edilmemiştir. As için G8, G9, T1, T4, R1 ve R2 istasyonlarında orta derece kirlenme tespit edilirken, diğer tüm istasyonlarda ağırca kirlenme tespit edilmiştir. Pb için G4, G6 ve G7 istasyonlarında ağırca kirlenme, G5, G8 ve G9 istasyonlarında orta derecede kirlenme tespit edilmiştir. Diğer istasyonlarda ise kirlenme tespit edilmemiştir. Metallerin tüm istasyolardaki genel ortalaması değerlendirildiğinde, Ni, Zn ve Pb için orta derecede, Cu ve As için ise ağır derecede kirlilik tespit edilmiştir.

**Tablo 42.** Sediment örneklerinde tespit edilen ağır metallerin Sediment Kalite Yönergesi (SQGs) ve dünya ortalama Şeyl değerleri ile kıyaslanması.

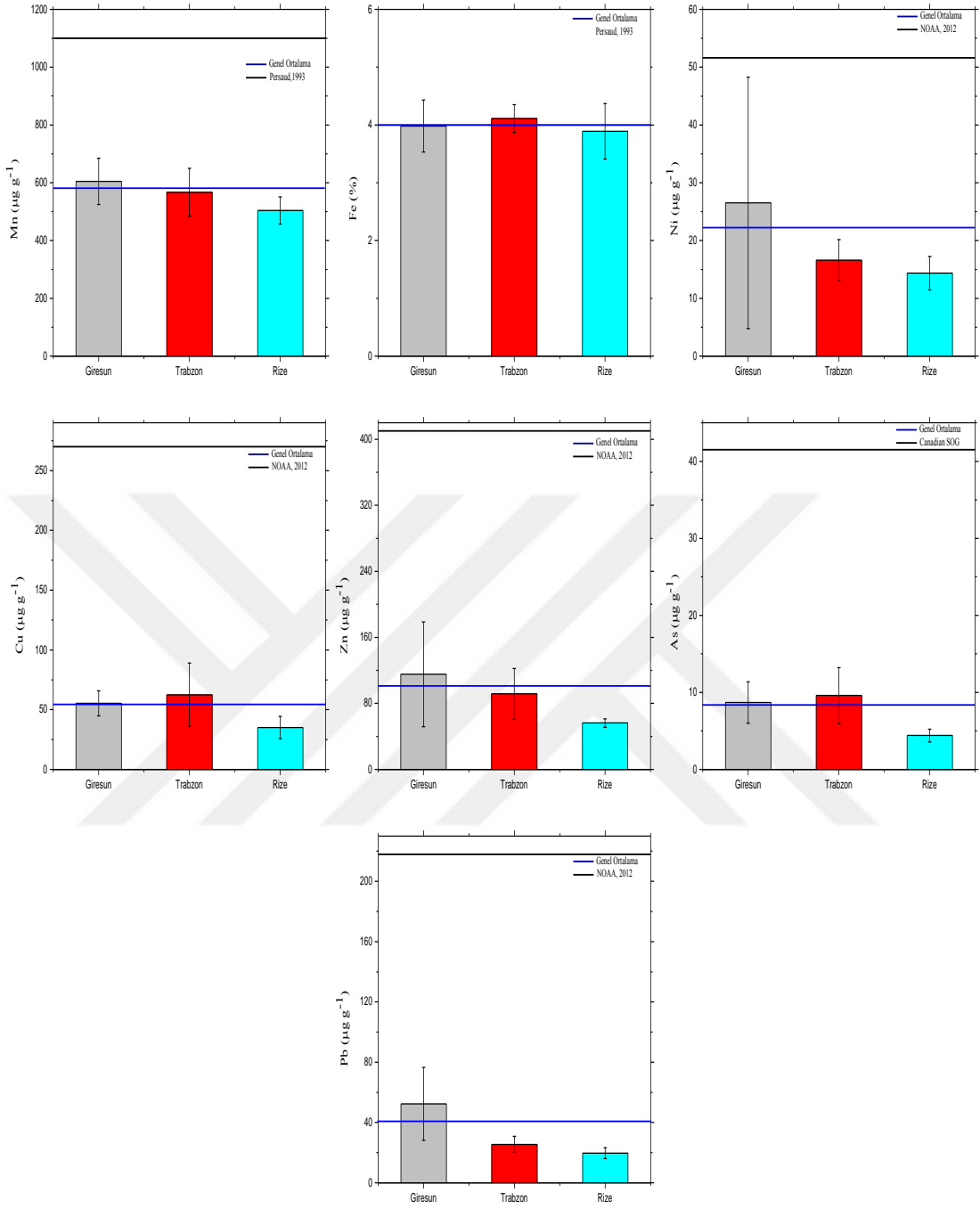
	<b>Mn (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Fe (%)</b>	<b>Ni (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Cu (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Zn (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>As (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Pb (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>
<b>Şeyl Ortalaması</b>	850	4,72	70	45	95	13	20
<b>SQGs (USEPA) (Sediment Kalite Yönergesi) (Perin vd., 1997)</b>							
	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Kirli değil	-	-	<20	<25	<90	<3	<40
Orta derecede kirli	-	-	20-50	25-50	90-200	3-8	40-60
Ağırca kirli	-	-	>50	>50	>200	>8	>60
<b>Bu çalışma</b>	<b>581,24 <math>\pm</math> 30,34</b>	<b>4,00 <math>\pm</math> 0,22</b>	<b>22,24 <math>\pm</math> 2,34</b>	<b>54,47 <math>\pm</math> 4,14</b>	<b>92,99 <math>\pm</math> 7,96</b>	<b>8,36 <math>\pm</math> 1,60</b>	<b>40,84 <math>\pm</math> 6,17</b>

Sediment örneklerinde Mn (a), Fe (b), Ni (c), Cu (d), Zn (e), As (f), Pb (g) metalleri için illere göre ortalama konsantrasyon ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) değerlerinin, uluslararası bazı kuruluşların izin verilen maksimum limitleriyle karşılaştırılması Şekil 44'te ve istatistiksel özeti de Şekil 45'de gösterilmiştir. Şekil 44 ve 45'teki veriler illere göre değerlendirildiğinde; en yüksek Mn değeri Giresun'da  $604,77 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenirken, en düşük değer de Rize'de  $503,84 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Fe için en yüksek değer Trabzon'da % 4,11, en düşük değer de Rize'de % 3,89 olduğu görülmektedir. Ni için en yüksek değer Giresun'da  $26,51 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak tespit edilmiş ve en düşük değer de Rize'de  $14,35 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Cu için en yüksek değer Trabzon'da  $62,43 \mu\text{g g}^{-1}$  olduğu en düşük değer de Rize'de  $35,05 \mu\text{g g}^{-1}$  olduğu görülmektedir. Zn için en yüksek değer Giresun'da  $101,79 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenirken, en düşük değer de Rize'de  $56,28 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. As için en yüksek değer Trabzonda  $9,59 \mu\text{g g}^{-1}$ , en düşük değer de Rize'de  $4,40 \mu\text{g g}^{-1}$  olduğu görülmektedir. Pb için ise, en yüksek değer Giresun'da  $52,35 \mu\text{g g}^{-1}$  ve en düşük değer de Rize'de  $19,65 \mu\text{g g}^{-1}$  olarak belirlenmiştir.

Ayrıca, Şekil 44'te gösterildiği gibi incelediğimiz metaller uluslararası bazı kuruluşların izin verilen sınır değerleriyle karşılaştırılmıştır. Buna göre sedimentte izin verilen sınır değerler Mn için  $1100 \mu\text{g g}^{-1}$  (Persaud, 1993) ve Pb için de  $218 \mu\text{g g}^{-1}$  (NOAA, 2012) olarak verilmiştir. Buna göre, Mn ve Pb değerlerinin tüm illerdeki metal konsantrasyonları ile bu illerin Mn ve Pb için genel ortalama konsantrasyonları (sırasıyla  $581,24 \mu\text{g g}^{-1}$  ve  $40,84 \mu\text{g g}^{-1}$ ) izin verilen sınır değerinin altındadır. Sedimentteki Fe için verilen sınır değer ise % 4 (Persaud, 1993)'dür ve bu değere göre tüm illerin genel Fe ortalamasının (% 4) izin verilen sınır değerler seviyesinde olduğu görülmektedir. Sedimentte Ni için NOAA (2012) tarafından verilen sınır değer  $51,6 \mu\text{g g}^{-1}$ 'dir ve tüm illerin genel Ni ortalamasına ( $22,24 \mu\text{g g}^{-1}$ ) ise sınır değerinin altında kalmıştır. Sedimentteki Cu için NOAA (2012) tarafından belirlenen sınır değer  $270 \mu\text{g g}^{-1}$ 'dir ve tüm illerin genel Cu ortalamasının ( $54,47 \mu\text{g g}^{-1}$ ) da sınır değerden düşük olduğu görülmektedir. Zn için sınır değer  $410 \mu\text{g g}^{-1}$  (NOAA, 2012) olarak verilmiş olup, Zn için tüm illerin genel ortalaması ( $92,99 \mu\text{g g}^{-1}$ ) izin verilen sınır değerden düşük bulunmuştur. Sedimentlerde As için belirlenen sınır değer  $41,5 \mu\text{g g}^{-1}$  (Canadian SQG)'dir. Tüm illerin genel As ortalaması ( $8,36 \mu\text{g g}^{-1}$ ) izin verilen sınır değerinin altında kalmıştır. Ayrıca bu metal konsantrasyonları illere göre değerlendirildiğinde;

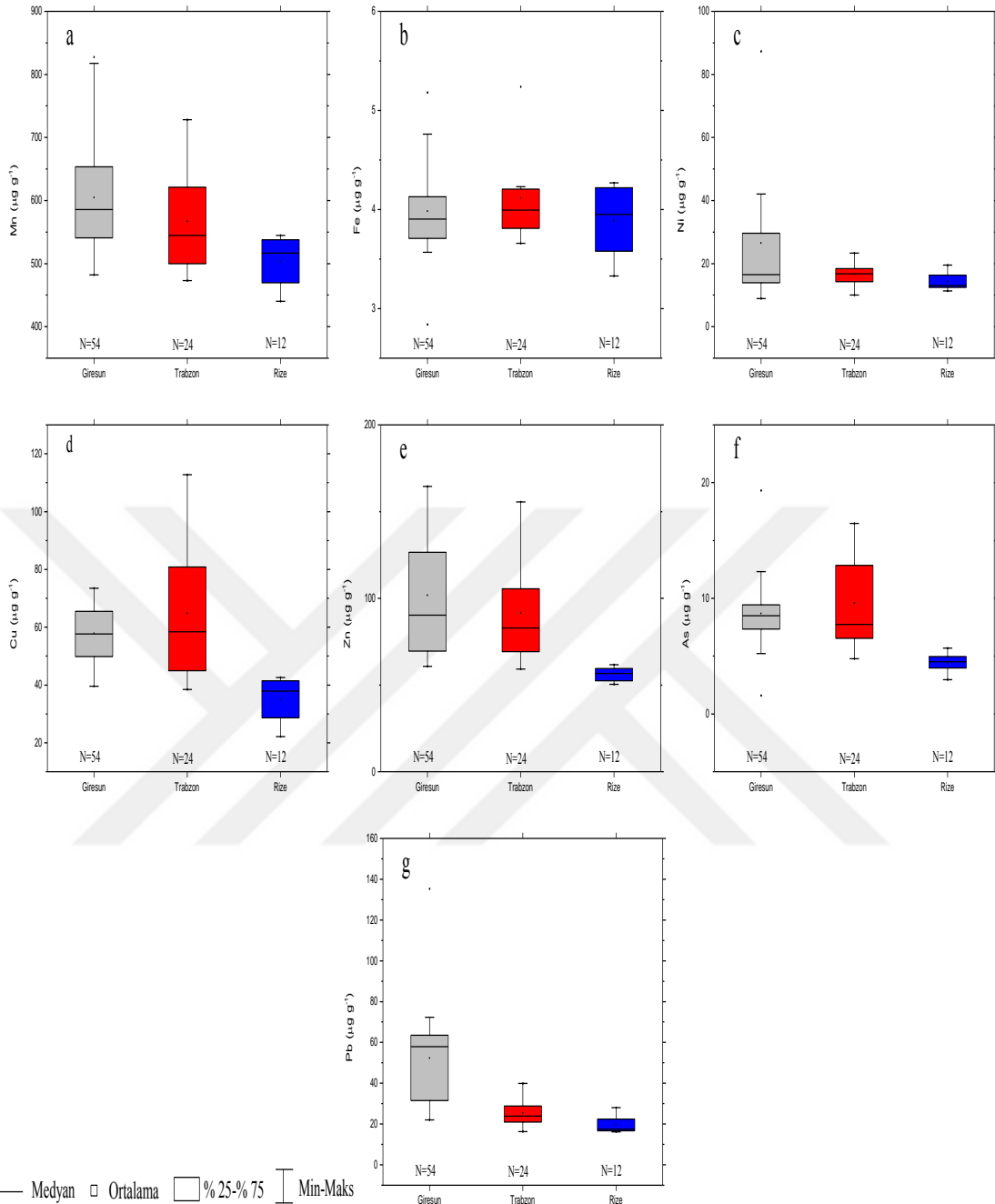
Mn için; Giresun > Trabzon > Rize  
Fe için; Trabzon > Giresun > Rize  
Ni için; Giresun > Trabzon > Rize  
Cu için; Trabzon > Giresun > Rize  
Zn için; Giresun > Trabzon > Rize  
As için; Trabzon > Giresun > Rize  
Pb için; Giresun > Trabzon > Rize  
şeklinde sıralanmaktadır.





**Şekil 44.** Sediment örneklerinde Mn (a), Fe (b), Ni (c), Cu (d), Zn (e), As (f), Pb (g) metalleri için illere göre ortalama konsantrasyon ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) değerleri.



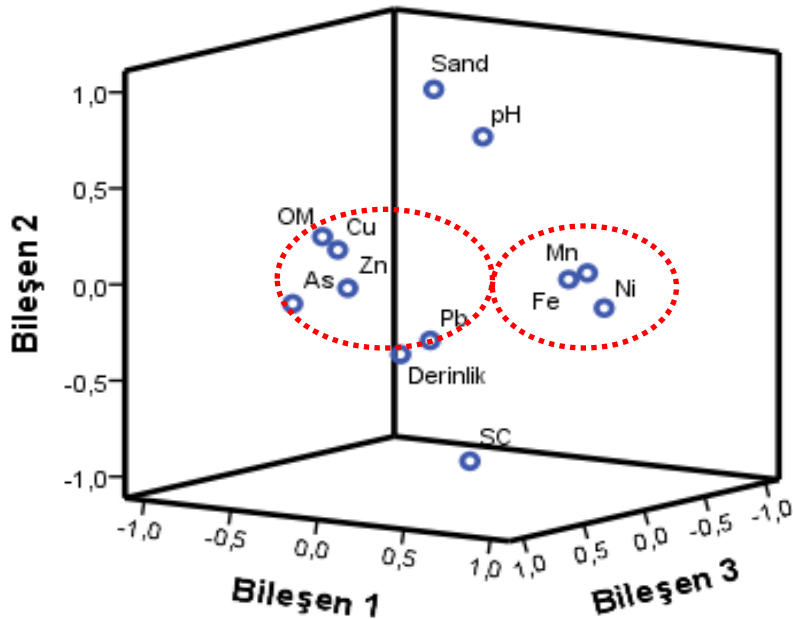


**Şekil 45.** Sediment örneklerinde Mn (a), Fe (b), Ni (c), Cu (d), Zn (e), As (f), Pb (g) metalleri için illere göre ortalama konsantrasyonların ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) istatistiksel özeti.

Tablo 43’de sediment örneklerinde ağır metallerin Temel Bileşen Analizi (PCA) sonuçları ve Şekil 46’da bu tablonun grafiği verilmiştir. Temel Bileşen Analizi sonucunda özdeğeri 1’den büyük 3 faktör bileşeni elde edilmiştir. Oluşan 3 faktör bileşeni ile tüm veri setinin % 68,579’u açıklanabilmektedir. Birinci faktör bileşeni varyansın % 25,306’sını açıklayabilmektedir ve bu bileşende, yüksek faktör yüklerine ( $>0,7$ ) sahip elementler Mn (0,824), Fe (0,682) ve Ni (0,898) olarak gözlenmektedir. Bu metallerle negatif yönde orta faktör yüküne sahip olan OM(-0,581) ve derinlik (0,491) olarak görülmektedir. Mn, Fe ve Ni metallerinin yerkabuğunda doğal olarak bulunan metaller olduğu bilinmektedir. Bu metaller kıyusal erozyon ve kaya aşınmaları gibi doğal kaynaklardan ileri gelmektedir (Savitha vd., 2017). Dolayısıyla birinci faktör bileşeninin (PC1) litojenik yani doğal kaynaklı olduğu söylenebilir. İkinci faktörde bileşeninde (PC2) yer alan elementler ise varyansın % 23,844’ünü açıklamaktadır. Bu grupta pH (0,769) ve Kum (0,938) pozitif yönde, silt+kum (-0,938) ise negatif yönde yüksek faktör yüklerine sahip bileşenler olarak gözlenmiştir. Ayrıca bu grupta derinlik (-0,502) negatif yönde orta derecede faktör yükü göstermiştir. Üçüncü faktörde bileşeninde (PC3) yer alan elementler ise varyansın % 19,428’ini açıklamaktadır. Bu grupta Cu (0,806) ve Zn (0,899) yüksek faktör yüklerine sahip metaller olarak tespit edilirken, As (0,656) ve Pb (0,608) ise orta faktör yüklerine sahip metaller olarak tespit edilmiştir. Bu metallerin Doğu Karadeniz bölgesinde yoğun olarak faaliyet gösteren madencilik faaliyetleri sonucunda oluştuğunu söyleyebiliriz (Cevik vd., 2008). Dolayısıyla birinci faktör bileşenini (PC1) antropojenik olarak tanımlayabiliriz (Baltas vd., 2017; Lu vd., 2017).

**Tablo 43.** Sediment örneklerinde Temel Bileşenler Analizi sonuçları.

Element	PC1	PC2	PC3
OM	<b>-0,581</b>	0,176	0,239
pH	0,313	<b>0,769</b>	0,191
Derinlik	<b>-0,491</b>	<b>-0,502</b>	-0,277
Kum	-0,164	<b>0,938</b>	-0,084
Silt+Kil	0,164	<b>-0,938</b>	0,084
Mn	<b>0,824</b>	0,103	0,058
Fe	<b>0,682</b>	0,048	-0,010
Ni	<b>0,898</b>	-0,076	0,025
Cu	-0,095	0,238	<b>0,806</b>
Zn	-0,028	-0,065	<b>0,899</b>
As	-0,461	-0,100	<b>0,656</b>
Pb	0,300	-0,221	<b>0,608</b>
<b>Özdeğer</b>	<b>3,037</b>	<b>2,861</b>	<b>2,331</b>
<b>Varyans (%)</b>	<b>25,306</b>	<b>23,844</b>	<b>19,428</b>
<b>Kümülatif (%)</b>	<b>25,306</b>	<b>49,150</b>	<b>68,579</b>

**Şekil 46.** Değişkenlerin faktörlere göre dağılımı.

Tablo 44’de bu çalışmada belirlenen metal konsantrasyonları literatürde yapılan diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında ise Mn konsantrasyonunun maksimum değeri

Türkiye’de (Orta Karadeniz kıyıları) (Bakan ve Özkoç, 2007) ölçülen konsantrasyonun maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen, Türkiye’de (Doğu, Güney ve Batı Karadeniz kıyıları) (Çevik vd., 2008; Yücesoy ve Ergin, 1992; Balkıs vd., 2007; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Topcuoğlu vd., 2002) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Fe konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Güney Karadeniz Kıyıları) (Yücesoy ve Ergin, 1992) ölçülen konsantrasyonun maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Batı Karadeniz ve Karadeniz kıyıları) (Çevik vd., 2008; Balkıs vd., 2007; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Topcuoğlu vd., 2002) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Ni konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Orta Karadeniz ve Karadeniz Kıyıları) (Çevik vd., 2008; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Topcuoğlu vd., 2002; Bakan ve Özkoç, 2007) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Güney ve Batı Karadeniz kıyıları) (Yücesoy ve Ergin, 1992; Balkıs vd., 2007) ve Romanya’da (Kuzeybatı Karadeniz kıyıları) (Secieru and Secieru, 2002) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Cu konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Orta Karadeniz, Güney Karadeniz, Batı Karadeniz ve Karadeniz Kıyıları) (Yücesoy ve Ergin, 1992; Balkıs vd., 2007; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Topcuoğlu vd., 2002; Çulha, 2011; Bakan ve Özkoç, 2007) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Doğu ve Orta Karadeniz kıyıları) (Çevik vd., 2008; Karaalioğlu, 2006), Romanya’da (Kuzeybatı Karadeniz kıyıları) (Secieru and Secieru, 2002) ve Gürcistan’da (Kuzey Batı Karadeniz Kıyıları) (Wilson, 2008) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Zn konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Orta Karadeniz ve Karadeniz Kıyıları) (Yücesoy ve Ergin, 1992; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Çulha, 2011; Bakan ve Özkoç, 2007), Romanya’da (Kuzeybatı Karadeniz kıyıları) (Secieru and Secieru, 2002) ve Gürcistan’da (Kuzey Batı Karadeniz Kıyıları) (Wilson,

2008) ölçülen konsantrasyonların maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Batı Karadeniz, Orta Karadeniz ve Karadeniz kıyıları) (Çevik vd., 2008; Balkıs vd., 2007; Topcuoğlu vd., 2002; Karaalioğlu, 2006; Bakan ve Özkoç, 2007) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

As konsantrasyonunun maksimum değerinin Türkiye’de (Doğu Karadeniz Kıyıları) (Ergül ve Topcuoğlu, 2008) ölçülen konsantrasyon değerinden daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Pb konsantrasyonunun maksimum değeri Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Orta Karadeniz, Güney Karadeniz, Batı Karadeniz ve Karadeniz Kıyıları) (Yücesoy ve Ergin, 1992; Balkıs vd., 2007; Ergül ve Topcuoğlu, 2008; Topcuoğlu vd., 2002; Çulha, 2011), ve Romanya’da (Kuzeybatı Karadeniz kıyıları) (Secieru and Secieru, 2002) ölçülen konsantrasyonlarının maksimum değerinden daha yüksek olmasına rağmen Türkiye’de (Doğu Karadeniz, Orta Karadeniz kıyıları) (Çevik vd., 2008; Karaalioğlu, 2006; Bakan ve Özkoç, 2007) ve Gürcistan’da (Kuzey Batı Karadeniz Kıyıları) (Wilson, 2008) ölçülen konsantrasyonlardan daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

**Tablo 44.** Sediment örneklerindeki metal konsantrasyonlarının ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) diğer çalışmalarla kıyaslanması.

Referans	Yöntem	Çalışma Alanı	Mn	Fe (%)	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Çevik vd., 2008	EDXRF	Doğu Karadeniz Kıyıları	504-1674	8,8-25,5	0-21,4	161-6259	125-2344	-	41,7-355,1
Yücesoy ve Ergin, 1992		Güney Karadeniz Kıyıları	112-1064	0,2-4,9	11-202	15-82	24-138	-	12-66
Balkıs vd., 2007	AAS	Batı Karadeniz Kıyıları	202-3696	4,7-48,1	80-134,3	12-59,9	17-456,6	-	<0,1-23,5
Ergül ve Topçuoğlu, 2008	AAS	Doğu Karadeniz Kıyıları (Trabzon)	651,9-1022	5,6-6,0	4,3-26,5	16,0-56,8	133-182	5,70-23,5	<0,1-47,1
Topçuoğlu vd., 2002	AAS	Karadeniz Kıyıları	206,6-870,3	0,5-5,4	13,5-65,2	4-95,5	33,9-267,4	-	<0,05-31
Karaalioğlu, 2006	AAS	Orta Karadeniz Kıyıları (Sinop)	-	-	-	13-146,5	110-359	-	16,2-139,6
Çulha, 2011	ICP-AES	Orta Karadeniz Kıyıları (Sinop)	-	-	-	12,1-28,5	12,9-73,8	-	2,27-16,7
Secieru ve Secieru, 2002	FAAS	Kuzeybatı Karadeniz Kıyıları (Romanya)	-	-	1-207	1,9-107,6	1-185	-	0,5-50,3
Wilson, 2008	AAS	Kuzey Doğu Karadeniz (Gürcistan)	-	-	-	30-117	17-114	-	0-614
Bakan ve Özkoç, 2007	AAS	Orta Karadeniz Kıyıları	668,7-161,5	-	<0,05-49,25	11,2-64,8	261,6-8,4	-	<0,05-223,7
<b>Bu Çalışma</b>	<b>EDXRF</b>	<b>Doğu Karadeniz Kıyıları</b>	<b>470,81-776,26</b>	<b>3,33-4,95</b>	<b>11,59-79,72</b>	<b>28,52-100,74</b>	<b>52,70-265,59</b>	<b>3,82-14,85</b>	<b>17,10-102,34</b>

#### 4.2.10. Ağır Metaller İçin Hesaplanan Kirlilik Parametrelerinin Değerlendirilmesi

Ağır metaller için hesaplanan zenginleşme faktörü (EF) değerleri Tablo 23’de verilmiştir. Sediment örneklerindeki ortalama EF faktörleri değerlendirildiğinde; Pb(2,45) > Cu(1,43) > Zn (1,14) > Mn(0,81) > As(0,77) > Ni(0,37) şeklinde sıralanmaktadır. Mn, Ni, Cu, Zn ve As için zenginleştirme faktörü değerlerinin ortalaması 1,5’den daha düşük bulunmuştur. Bu gösterir ki bu metaller kabuksal kökenli veya doğal aşınma süreçlerinden kaynaklanmaktadır. Cu için G3, G4, G7, G8, T2 ve T4, Zn için G4, G7, T2 ve Pb için G1, G2, G3, G4, G5, G6, G7, G8, G9, T1, T2 istasyonları için hesaplanan EF değerleri 1,5 den daha büyük tespit edilmiştir. Bu istasyonlardaki örnekleme noktalarındaki metal zenginleşmesinin ana kaynağının antropojenik kökenli olduğu belirlenmiştir. Genel olarak, Pb hariç tüm metaller için ortalama zenginleştirme faktörü 2’nin altında olduğu için az zenginleşme tespit edilmiştir. Pb ortalaması dikkate alındığında orta derecede zenginleşme olduğu görülmüştür.

Ağır metaller için hesaplanan jeobirikim ( $I_{geo}$ ) indeksi değerleri Tablo 24’de verilmiştir. Ortalama jeobirikim indeksleri değerlendirildiğinde; Pb(0,25) > Cu(-0,37) > Zn(-0,70) > Fe(-0,83) > Mn(-1,15) > As(-1,32) > Ni(-2,43) şeklinde sıralanmaktadır. Tüm metaller için ortalama jeobirikim indeksleri 1’den daha küçük bulunmuştur. Müller skalasına göre, jeobirikim indeksi 1’den daha küçük bulunduğu için araştırılan bölgenin ağır metaller tarafından kirletilmediği tespit edilmiştir.

Ağır metaller için hesaplanan kirlilik faktörü ( $C_f$ ) ve kirlilik yük indeksi (PLI) değerleri Tablo 25’ de verilmiştir. Sediment örneklerindeki ortalama kirlilik faktörleri değerlendirildiğinde; Pb(2,04) > Cu(1,21) > Zn(0,98) > Fe(0,85) > Mn(1,68) > As(0,64) > Ni(-0,33) şeklinde sıralanmaktadır. Ortalama kirlilik faktörü, Fe, Mn, Ni, Zn ve As için  $C_f < 1$ ’in altında olduğundan bu elementler için araştırılan bölgede çok düşük kirlilik tespit edilmiştir. Cu ve Pb için ortalama kirlilik faktörü  $1 < C_f < 3$  arasında olduğundan orta derecede kirlenme tespit edilmiştir. Ayrıca ortalama PLI değeri 0,80 olarak bulunmuştur. Ortalama kirlilik yük indeksi 1’in altında tespit edildiğinden araştırılan bölgede metaller tarafından kirlenme tespit edilmemiştir.

Ağır metaller için hesaplanan potansiyel ekolojik risk faktörü ve ekolojik risk indeksi değerleri Tablo 26’da verilmiştir. Sediment örneklerindeki ortalama risk faktörleri değerlendirildiğinde;  $Pb(10,21) > Cu(6,05) > As(6,43) > Ni(1,64) > Zn(0,98) > Mn(0,68)$  şeklinde sıralanmaktadır. Tüm metaller için ortalama  $E_r^I$  değerleri 40’dan düşük bulunduğundan dolayı, metallerin toksisite faktörlerinin sonucu olarak araştırılan bölgede ekolojik risk tespit edilmemiştir. Çalışılan bölgede ekolojik risk indeksinin ortalama değeri 25,99 olarak bulunmuştur. Ortalama PERİ değeri  $PERI < 150$ ’den küçük bulunduğu için bölgede tüm metaller için çok düşük ekolojik risk tespit edilmiştir.





## 5. ÖNERİLER

Çernobil kazasından bu yana denizel ortamlarda yapay  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun değişiminin izlenmesi için belli aralıklarla ölçüm yapılması gereklilik göstermiştir. 2015 yılında gerçekleştirilen bu çalışmada, 1995 yılında Varinlioğlu ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmadaki örnekleme noktaları referans olarak alınıp sediment örnekleme yapılmıştır. 1995 ve 2015 yıllarında elde edilen sonuçlar karşılaştırılarak doğal ve yapay radyonüklidlerin değişimi incelenmiştir. Ayrıca,  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler altında çevresel ortamda azalmasını temsil eden ekolojik yarı-ömür değerleri hesaplanmıştır. Hesaplanan radyolojik risk parametreleri sonucunda insan sağlığı için herhangi bir risk tespit edilmemesine rağmen, elde edilmiş olan verilerin ileride yapılacak olan çalışmalara ışık tutacağı düşünülmektedir.

Araştırılan bölgede, ileriki yıllarda sediment örnekleri için örnekleme noktaları çoğaltılarak doğal ve yapay radyonüklidlerin konsantrasyonlarının değişiminin incelenmesi ve  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun ekolojik yarı-ömür değerlerindeki değişimlerin tespit edilmesi faydalı olacaktır.

Ülkemizde diğer denizel ortamlarda sediment örnekleri için bu çalışmanın periyodik olarak gerçekleştirilmesi, bu sayede  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun aktivite değişiminin izlenmesi ve sonuçların bölgeler arasında karşılaştırılmasının yararlı olacağı düşünülmektedir.

Sediment örneklerinde bu çalışmada  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopu için elde edilen ekolojik yarı-ömür değerleri kullanılarak, Doğu Karadeniz Bölgesi'nde  $^{137}\text{Cs}$  radyoizotopunun sediment örneklerinde yıllara göre hangi oranda azalacağı tahmin edilebilir.

Araştırılan bölgede hem farklı deniz organizmalarında hemde sediment örneklerinde ağır metal konsantrasyonlarının araştırılması ve sonuçların karşılaştırılması yararlı olacaktır. Bu şekilde, sediment örneklerinden canlı organizmalara geçen metallerin transfer faktörü değerleri hesaplanabilir.

Sediment örneklerinde ağır metaller için farklı spektroskopik yöntemlerle ölçümlerin gerçekleştirilmesi ve sonuçların karşılaştırılması faydalı olacaktır.

Araştırılan bölgede sediment örneklemeleri kıyı şeridinden farklı uzaklıklarda ve derinliklerde yapılarak, derinlik ve mesafeye göre ağır metal seviyelerinin karşılaştırılmasının yararlı olacağı düşünülmektedir.

Araştırılan bölgede maden atıklarını taşıyan nehir ağzı yataklarında, liman işletmelerinin ve yerleşim yerlerinin yoğun olduğu denizel bölgelerde kıyusal sediment örneklerinde periyodik olarak ağır metal ölçümlerinin yapılmasının ve sonuçların karşılaştırılmasının faydalı olacağı düşünülmektedir.

## KAYNAKLAR

- Abdi, M.R., Hassanzadeh, S., Kamali, M. and Raji, H.R., 2009.**  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations along the southern coast of the Caspian Sea, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 658–662.
- Ahmad, N. and Hussein, A.J.A., 1998.** Radiation doses in Jordanian dwellings due to natural radioactivity in construction materials and soil. *Journal of environmental radioactivity*, 41(2), 127-136.
- Akçay, N., 2013.** Karadeniz Kıyısındaki Deniz suyu, Sediment ve Bazı Makroalglerdeki Radyoaktiflik Düzeylerinin Belirlenmesi. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 151s., 3, 13.
- Akkoyun, S., 2006.** Uzayda Gama Işını Ölçümleri-Bir GEANT Simülasyonu. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, Türkiye, 68s., 19-20.
- Aközcan, S., 2009.** Didim ve İzmir Körfezi Sediment, Deniz Suyu ve Farklı Deniz Organizmalarında Bazı Radyonüklid ve Ağır Metal Düzeylerinin İzlenmesi. Doktora Tezi. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, Türkiye, 338s., 27-28.
- Aközcan, S., 2012.** Distribution of natural radionuclide concentrations in sediment samples in Didim and Izmir Bay (Aegean Sea-Turkey). *Journal of Environmental Radioactivity*, 112, 60-63.
- Ali, M.M., Ali, M.L., Islam, M.S. and Rahman, M.Z., 2016.** Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 5, 27-35.
- Altıkulaç, A., 2014.** Samsun ve İlçelerine Ait Çevresel Örneklerdeki (Yüzey Toprağı, Su, Mantar ve Karalahana) Doğal Radyoaktivitenin Ölçülmesi ve Bu Radyoaktiviteden Kaynaklanan Yıllık Etkin Dozun Belirlenmesi. Doktora Tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, Türkiye, 190s., 25-26.
- Andersen, M., Gwynn, J.P., Dowdall, M., Kovacs, K.M. and Lydersen, C., 2006.** Radiocaesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in marine mammals from Svalbard, the Barents Sea and the North Greenland Sea. *Environmental Science & Technology*, 363, 87-94.
- Aygün, E. ve Zengin, D.M., 1992.** Atom ve Molekül Fiziği. Bilim Yayınları, 3. Baskı, ISBN: 975-95625-0-2, 273s.
- Aytas, S., Yusan, S., Aslani, M.A., Karali, T., Turkozu, D.A., Gokce, C. and Oguz, K.F., 2012.** Natural radioactivity of riverbank sediments of the Maritza and Tundja Rivers in Turkey. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(13), 2163-2172.

- Bakan, G. and Özkoç, H., 2007.** An ecological risk assessment of the impact of heavy metals in surface sediment on biota from mid-Black Sea coast of Turkey. *International Journal of Environmental Studies*, 64, 45-57.
- Bakkal, S., 2012.** Kilis İli Toprak Örneklerinde  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  Radyoaktivite Konsantrasyonlarının Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kilis, Türkiye, 69 s., 30.
- Balkis, N., Topcuoglu, S., Güven, K. C., Öztürk, B., Topaloglu, B., Kirbasoglu, Ç. and Aksu, A., 2007.** Heavy metals in shallow sediments from the Black Sea, Marmara Sea and Aegean Sea regions of Turkey. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 13(2).
- Baltas, H., Kiris, E., Dalgic, G. and Cevik, U., 2016.** Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in Eastern Black Sea Coast of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 107, 402-407.
- Baltas, H., Sirin, M., Dalgic, G., Bayrak, E. Y. and Akdeniz, A., 2017.** Assessment of metal concentrations (Cu, Zn, and Pb) in seawater, sediment and biota samples in the coastal area of Eastern Black Sea, Turkey. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 475-482.
- Baltas, H., Sirin, M., Dalgic, G. and Cevik, U., 2018.** An overview of the ecological half-life of the  $^{137}\text{Cs}$  radioisotope and a determination of radioactivity levels in sediment samples after Chernobyl in the Eastern Black Sea, Turkey. *Journal of Marine Systems*, 177, 21-27.
- Barsanti, M., Conte, F., Delbono, I., Lurlaro, G., Battisti, P., Bortoluzzi, S., Lorenzelli, R., Salvi, S., Zicari, S., Rapucci, C. and Delfanti, R., 2012.** Environmental radioactivity analyses in Italy following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 114, 126-130.
- Bascetin, E., Haznedaroglu, H. and Erkol, A.Y., 2003.** The Adsorption behavior of cesium on silica gel. *Applied Radiation and Isotopes*, 59, 5-9.
- Bat, L., Yesim Özkan, E. and Can Öztekin, H., 2015.** The contamination status of trace metals in Sinop coast of the Black Sea, Turkey. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 13(1), 1-10.
- Beretka, J. and Mathew, P.J., 1985.** Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products. *Health Physics*, 48(1), 87-95.
- Bergamaschi, L., Rizzio, E., Valcuvia, M.G., Verza, G., Profumo, A. and Gallorini, M., 2002.** Determination of trace elements and evaluation of the enrichment factors in Himalayan lichens. *Environmental Pollution*, 120, 137-144.

- Biber, Ş., 2010.** Sigara Külünün XRF Tekniği İle Elementel Analizi. Yüksek Lisans Tezi. Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş, Türkiye, 107s., 6-7, 17.
- Brouwer, P., 2003.** Theory of XRF. PANanalytical B.V., 4<sup>th</sup> Edition, ISBN: 90-9016758-7, 60s.
- Celik, N., Cevik U., Celik, A. and Koz, B., 2009.** Natural and artificial radioactivity measurements in Eastern Black Sea region of Turkey. Journal of Hazardous Materials, 162, 146-153.
- Cevik, U., Damla, N., Karahan, G., Celebi, N. and Kobya, A.I., 2006.** Natural radioactivity in tap waters of Eastern Black Sea region of Turkey. Radiation Protection Dosimetry, 118, 88–92.
- Cevik, U., Damla, N., Kobya, A.I., Bulut, V.N., Duran, C., Dalgıç, G. and Bozacı, R., 2008.** Assessment of metal element concentrations in mussel (*M. galloprovincialis*) in Eastern Black Sea, Turkey. Journal of Hazardous Materials, 160, 396-401. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.03.010
- Cevik, U. and Celik, N., 2009.** Ecological half-life of <sup>137</sup>Cs in mosses and lichens in the Ordu province Turkey by Cevik and Celik. Journal of Environmental Radioactivity, 100, 23–28.
- Cevik, U., Baltas, H., Tabak, A. and Damla, N., 2010.** Radiological and chemical assessment of phosphate rocks in some countries. Journal of Hazardous Materials, 182, 531–535. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.06.064
- Chakravarty, I.M. and Patgiri, A.D., 2009.** Metal pollution assessment in sediments of the Dikrong River, N.E. India. Journal of Human Ecology, 27(1), 63-67.
- Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Harikrishnan, N., Satapathy, K.K., Prasad, M.V.R. and Kanagasabapathy, K.V., 2015.** Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India Spectroscopical approach. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 137, 589-600.
- Charro, E., Pardo, R. and Peña, V., 2013.** Chemometric interpretation of vertical profiles of radionuclides in soils near spanish coal-fired power plant. Chemosphere, 90, 488-496.
- Currie, L.A., 1968.** Limits for qualitative detection and quantitative determination. Analytical Chemistry, 40, 586–593.
- Çiçek, M., 2017.** Yedikır Baraj Topraklarında Doğal Radyoaktivite Tayini. Yüksek Lisans Tezi. Amasya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Amasya, Türkiye, 79s., 27, 32.

- Çoban, B., Balkıs, N. and Aksu, A., 2009.** Heavy metal levels in sea water and sediments of Zonguldak, Turkey. *Journal Black Sea/Mediterranean Environment*, 15, 23-32.
- Damla, N., 2009.** Türkiye'deki Bazı İnşaat Malzemelerinde Doğal Radyoaktiflik Seviyelerinin ve Kütle Soğurma Katsayılarının Belirlenmesi. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 125s., 6, 7, 43.
- Darwish, D.A.E., Abul-Nasr, K.T.M. and El-Khayatt, A.M., 2015.** The assessment of natural radioactivity and its associated radiological hazards and dose parameters in granite samples from South Sinai, Egypt. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 8(1), 17-25.
- Delfanti, R., Özsoy, E., Kaberi, H., Schirone, A., Salvi, S., Conte, F., Tsabaris, C. and Papucci, C., 2014.** Evolution and fluxes of <sup>137</sup>Cs in the Black Sea/Turkish Straits System/North Aegean Sea. *Journal of Marine Systems*, 135, 117–123.
- Din, K.S. and Vesterbacka, P., 2012.** Radioactivity levels in some sediment samples from Red Sea and Baltic Sea. *Radiation Protection Dosimetry*, 148, 101–106.
- El Nemr, A., El-Said, G.F., Khaled, A. and Ragab, S., 2016.** Distribution and ecological risk assessment of some heavy metals in coastal surface sediments along the Red Sea, Egypt. *International Journal of Sediment Research*, 31(2), 164-172.
- El Mamoney, M.H. and Khater, A.E.M., 2004.** Environmental characterization and radio-ecological impacts of non-nuclear industries on the Red Sea coast. *Journal of Environmental Radioactivity*, 73, 151–168.
- Ergül, H.A., Topcuoğlu, S., Ölmez, E. and Kırbaşoğlu, Ç., 2006.** Radionuclides in a sediment trap and bottom sediment samples from the eastern Turkish coast of the Black Sea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 268(1), 133-136.
- Ergül, H.A., Topcuoglu, S., Olmez, E. and Kırbasoglu, C., 2008.** Heavy metals in sinking particles and bottom sediments from the eastern Turkish coast of the Black Sea, Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 78, 396-402.
- Ergül, H.A., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topcuoğlu, S. and Çotuk, Y., 2013.** Natural and artificial radionuclide activity concentrations in surface sediments of Izmit Bay, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 126, 125–132.
- Gedik, K., Terzi, E. and Yesilcicek, T., 2018.** Biomonitoring of metal(oid)s in mining-affected Borcka Dam Lake coupled with public health outcomes. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-18.
- Ghani, S.A.A., 2015.** Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh Beaches in north-western Mediterranean coast, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 41(2), 145-154.

- Gulin, S.B., Mirzoyeva, N.Yu., Egorov, V.N., Polikarpov, G.G., Sidorov, I.G. and Proskurnin, V.Yu., 2013.** Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends. *Journal of Environmental Radioactivity*, 124, 50-56. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.04.001
- Guo, W., Liu, X., Liu, Z. and Li, G., 2010.** Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 729-736.
- Gürçal, E., 2015.** X-Işınları Floresans Tekniği İle Raman Spektroskopisi'nin Arkeolojide Kullanımı ve Gökçeada Uğurlu-Zeytinlik Yerleşmesindeki Malzemeler Üzerinde Uygulamaları. Yüksek Lisans Tezi. Trakya Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Edirne, Türkiye, 159s., 18.
- Gwynn, J.P., Heldal, H.E., Gäfvert, T., Blinova, O., Eriksson, M., Sværen, I., Brungot, A. L., Strålbeg, E., Møller, B. and Rudjord, A.L., 2012.** Radiological status of the marine environment in the Barents Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*, 113, 155-162. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2012.06.003
- Hakanson, L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach. *Water Research*, 14, (8), 975.
- Higgy, R., 2000.** Natural radionuclides and plutonium isotopes in soil and shore sediments on Alexandria Mediterranean Sea coast of Egypt. *Radiochimica Acta*, 88(1), 47-54.
- Hoda, I., El-Reefy, T.S., Tarek, E. and Hussein, M.B., 2010.** Distribution of gamma-ray emitting radionuclides in the marine environment of the Burullus Lake: II. bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169, 273-284. DOI: 10.1007/s10661-009-1169-1
- Iqbal, J. and Shah, M.H., 2014.** Occurrence, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in surface sediments from Khanpur Lake, Pakistan. *Journal of Analytical Science and Technology*, 5(1), 28.
- İlter, S., 2014.** Antikanserojen Aktivitesi Bilinen Bazı Şifalı Bitkilerdeki Radyoaktivite Konsantrasyon'unun Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kilis, Türkiye, 51s, 21.
- Jahan, S. and Strezov, V., 2018.** Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 295-306.
- Kacar, B. 2009.** Toprak Analizleri. Nobel Yayın Dağıtım, 2. Baskı, ISBN: 9786053951841, 467s.
- Karaalioglu, O., 2006.** Sinop İli Kıyı Şeridinde Deniz Ortamı Kalitesinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sinop, Türkiye, 109s., 67, 69, 71.

- Kılıç, Ö. and Çotuk Y., 2011.** Radioactivity concentrations in sediment and mussel of Bosphorus and Golden Horn. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry*, 289, 627-635.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Çotuk, Y. and Topçuoğlu, S., 2014.** Radioactivity concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) of Turkish Sea coast and contribution of  $^{210}\text{Po}$  to the radiation dose. *Marine Pollution Bulletin*, 80, 325-329.
- Kim, Y., Cho, S., Kang, H.D., Kim, W., Lee, H.R., Doh, S.H., Kim, K., Yun, S.G., Kim, D.S. and Jeong, G.Y., 2006.** Radiocesium reaction with illite and organic matter in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 659-665. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.10.017
- Kim, Y., Kim, K., Kang, H.D., Kim, W., Doh, S.H., Kim, D.S. and Kim, B.K., 2007.** The accumulation of radiocesium in coarse marine sediment: effects of mineralogy and organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1341-1350. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.06.003
- Kobyas, Y., Damla, N., Cevik, U. and Kobyas, A.I., 2011.** Radiochemical characterization of mineral waters in the Eastern Black Sea Region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182, 415-422.
- Koçbaş, F. and Güner, H., 2008.** Bioindicator organisms available to use for determination of radioactive elements in Turkey's seas. *Trakya University Journal of Natural Sciences*, 9, 63-68.
- Koz, B., Cevik, U. and Akbulut, S., 2012.** Heavy metal analysis around Murgul (Artvin) copper mining area of Turkey using moss and soil. *Ecological Indicators*, 20, 17-23.
- Livingston, H.D. and Povinec, P.P., 2000.** Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, 43, 689-712.
- Lu, J., Li, A. and Huang, P., 2017.** Distribution, sources and contamination assessment of heavy metals in surface sediments of the South Yellow Sea and northern part of the East China Sea. *Marine pollution bulletin*, 124(1), 470-479.
- Machart, P., Hofmann, W., Türk, R. and Steger, F., 2007.** Ecological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in lichens in an alpine region. *Journal of Environ Radioactivity*, 97, 70-75.
- Mani, F., 2013.** Doğu Karadeniz (Trabzon) Kıyılarında Denizel Koruma Alanlarının Tespiti. Yüksek Lisans Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 79s., 5.
- Mollah, A.S., Rahman, M.M., Koddus, M.A., Husain, S.R. and Malek, M.A., 1987.** Measurement of high natural background radiation levels by TLD at Cox and Bazar coastal areas in Bangladesh. *Radiation Protection Dosimetry*, 18 (1), 39-41.



- Moncheva, S., Namiesnikb, J., Apak, R., Arancibia-Avilad, P., Toledod, F., Kange S.G., Junge, S.T. and Gorinsteinf, S., 2011.** *Rapana venosa* as a bioindicator of environmental pollution. *Chemistry and Ecology*, 27, 31–41.
- Mulayim, A. and Balkıs, H. 2015.** Toxic metal (Pb, Cd, Cr, and Hg) levels in *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), *Eriphia verrucosa* (Forskal, 1775), and sediment samples from the Black Sea littoral (Thrace, Turkey). *Marine Pollution Bulletin*, 95, 215–222.
- Muller, G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2, 108–118.
- Muller, G., 1979.** Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79, 778-783.
- O'Brien, K. and Sanna, R., 1976.** The distribution of absorbed dose rates in humans from exposure to environmental gamma rays. *Health and Physics*, 30, 71-78.
- O'Brien, K. and Sanna, R., 1978.** The effect of male-female body size difference on absorbed dose rate distribution in humans from natural gamma rays. *Health and Physics*, 34, 107-112.
- Otansev, P., Taşkın, H., Başsarı, A. and Varinlioğlu, A., 2016.** Distribution and environmental impacts of heavy metals and radioactivity in sediment and seawater samples of the Marmara Sea. *Chemosphere*, 154, 266–275.
- Oyebanjo, O.A., Joshua, E.O. and Jibiri, N.N. 2012.** Natural Radionuclides and Hazards of Sediment Samples Collected from Osun River in Southwestern Nigeria. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 13 (2), 391-396.
- Örnek, V., 2013.** Sürmene Koyu Yüzey Sedimentlerinde Ağır Metal Birikimlerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 73s., 39.
- Özçakır Topyıldız, S., 2006.** Gama Işını Dedektör Simülasyonu ve Gama Kaynağının Yerinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, Türkiye, 74s, 12.
- Özmen, S.F., Cesur, A., Boztosun, I. and Yavuz, M., 2014.** Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in beach sand samples from Mediterranean Coast of Turkey. *Radiation Physics and Chemistry*, 103, 37-44.
- Özşeker, K. and Erüz, C., 2011.** Heavy metal (Ni, Cu, Pb, Zn) distribution in sediments from the Coast of Trabzon in the Black Sea. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 40(1), 48-54.
- Paller, M.H., Littrel, J.M., Peters, E.L., 1999.** Ecological half-lives of <sup>137</sup>Cs in fishes from the Savannah River site. *Health Physics*, 77, 392–402.

- Papaefthymiou, H., Papatheodorou, G., Moustakli, A., Christodoulou, D. and Geraga, M., 2007.** Natural radionuclides and  $^{137}\text{Cs}$  distributions and their relationship with sedimentological processes in Patras Harbour, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, 94, 55-74. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2006.12.01
- Papaefthymiou, H., Athanasopoulos, D., Papatheodorou, G., Iatrou, M., Geraga, M., Christodoulou, D., Kordella, S., Fakiris, E. and Tsikouras, B., 2013.** Uranium and other natural radionuclides in the sediments of a Mediterranean fjord-like embayment, Amvrakikos Gulf (Ionian Sea), Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, 122, 43–54.
- Pappa, F.K., Tsabaris, C., Ioannidou, A., Patiris, D.L., Kaberi, H., Pashalidis, I., Eleftheriou, G., Androulakaki, E.G. and Vlastou, R., 2016.** Radioactivity and metal concentrations in marine sediments associated with mining activities in Ierissos Gulf, North Aegean Sea, Greece. *Applied Radiation and Isotopes*, 116, 22–33.
- Park, G., Lin, X.J., Kim, W., Kang, H.D., Lee, H.L., Kim, Y., Doh, S.H., Kim, D.S., Yun, S.G. and Kim, C.K., 2004.** Properties of  $^{137}\text{Cs}$  in marine sediments off Yangnam, Korea. *Journal of Environmental Radioactivity*, 77, 285-299. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.03.012
- Pejman, A., Bidhendi, G.N., Ardestani, M., Saeedi, M., and Baghvand, A. 2015.** A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. *Ecological indicators*, 58, 365-373.
- Peles, J.D., Smith, M.H. and Bristin, I.L., 2002.** Ecological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in plants associated with a contaminated stream. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59, 169–178.
- Perin, G., Bonardi, M., Fabris, R., Simoncini, B., Manente, S., Tosi, L. and Scotto, S., 1997.** Heavy metal pollution in central Venice Lagoon bottom sediments: evaluation of the metal bioavailability by geochemical speciation procedure. *Environmental Technology*, 18(6), 593-604.
- Persaud, D.R., Jaagumagi, R., Hayton, A., 1993.** Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediments in Ontario. Standards Development Branch. Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Canada, 27 pp.
- Ravisankar, R., Chandramohan, J., Chandrasekaran, A., Jebakumar, J.P.P., Vijayalakshmi, I., Vijayagopal, P., Venkatraman, B., 2015.** Assessments of radioactivity concentration of natural radionuclides and radiological hazard indices in sediment samples from the East coast of Tamilnadu, India with statistical approach. *Marine Pollution Bulletin*, 97, 419–430.
- Reinardy, H.C., Teyssie, J., Jeffree, R.A., Coppelstone, D., Henry, T.B. and Jha, A.N. 2011.** Uptake, depuration, and radiation dose estimation in zebrafish exposed to radionuclides via aqueous or dietary routes. *Science of the Total Environment*, 409, 3771–3779.

- Ritchie, J.C. and McHenry, J.R., 1990.** Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of Environment*, 19, 215-233.
- Savitha, S., Srinivasalu, S., Suresh, S. and Jayamoorthy, K., 2017.** Distribution of Heavy Metals in the Marine Sediments of Various Sites in Karaichalli Island, Tuticorin, Gulf of Mannar, India. *Silicon*, 1-7.
- Secrieru, D. and Secrieru, A., 2002.** Heavy metal enrichment of man-made origin of superficial sediment on the Continental Shelf of the North-Western Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 513-526.
- Strezov, A., Milanov, M., Mishev, P. and Stoilova, T., 1998.** Radionuclide accumulation in near-shore sediments along the Bulgarian Black Sea coast. *Applied Radiation and Isotopes*, 49, 1721-1728.
- Sur, M., Sur, H.İ., Apak, R. and Erçağ, E., 2012.** The Pollution status of bottom surface sediments along the Turkish Coast of the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 453-460.
- Tagami, K. and Uchida, S., 2016.** Consideration on the long ecological half-life component of  $^{137}\text{Cs}$  in demersal fish based on field observation results obtained after the Fukushima accident. *Environmental science & technology*, 50(4), 1804-1811.
- Taskin, H., Karavus, M., Ay, P., Topuzoglu, A., Hidiroglu, S. and Karahan, G., 2009.** Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 49-53.
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R. and Jeffney, D.W., 1980.** Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33, 566-572.
- Topçuoğlu, S. and Güngör, N., 1999.** Radionuclide concentrations in macroalgae and sediment samples from the Bosphorus. *Turkish Journal of Maritime and Marine Sciences*, 5, 19-24.
- Topçuoğlu, S., Güngör, N. and Kırbaşoğlu, Ç., 2002.** Distribution coefficients ( $K_d$ ) and desorption rates of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{241}\text{Am}$  in Black Sea sediments. *Chemosphere*, 49(10), 1367-1373.
- Topçuoğlu, S., Kırbaşoğlu, C. and Güngör, N., 2002.** Heavy metal organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997-1998. *Environment International*, 27, 521-526.
- Topçuoğlu, S., Ergül, H. A., Baysal, A., Ölmez, E. and Kut, D., 2003.** Determination of radionuclide and heavy metal concentrations in biota and sediment samples from

Pazar and Rize stations in the Eastern Black Sea. Fresenius Environmental Bulletin, 12, 695-699.

**Topçuoğlu, S., 2005.** Monitoring of radionuclide concentrations in marine algae from the Turkish Black Sea Coast and Bosphorus during the period of 1984-2001. Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment, 11,195-204.

**Topçuoğlu, S., Ergül H. A., Belivermiş M. and Kılıç, Ö., 2010.** Monitoring of Radionuclide Concentrations in Marine Algae, Mussel and Sediment Samples From the Turkish Marine Environment During the Period of 2001-2009. Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment, 16, 285-293.

**Tunay, P., 2004.** Ba, La ve Ce Bileşiklerinde Coster-Kronig Şiddetlendirme Faktörlerinde Kimyasal Etkilerin Ölçülmesi. Yüksek Lisans Tezi. Pamukkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Denizli, Türkiye, 107s., 44-45.

**Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H., 1961.** Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geology Society America Bulletin, 72, 175-192.

**Türk Çulha, S., 2011.** Sinop İç Limanda (Karadeniz) Batırılmış Uzun Halat Sisteminde Yetiştirilen Midye (*Mytilus galloprovincialis*, L., 1819)'lerdeki İz Element Seviyeleri. Doktora Tezi. Sinop Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sinop, Türkiye, 208s.

**Unsal, M., 2001.** Lead pollution and its sources along the Turkish coast of the Black Sea. Mediterranean Marine Science, 2(2), 33-44.

**UNSCEAR, 2000.** Sources, effects and risk of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations, New York.

**URL-1, 2018.** [http://www.bayar.edu.tr/besergil/16\\_BOLUM\\_13.pdf](http://www.bayar.edu.tr/besergil/16_BOLUM_13.pdf) (06 Mart 2018)

**URL-2, 2018.** <http://slideplayer.biz.tr/slide/1983275/> (07 Haziran 2018)

**URL-3, 2018.** <http://www.imo.org.tr/resimler/ekutuphane/pdf/13769.pdf> (07 Mart 2018).

**Uzun Duran, S., 2013.** Orta ve Doğu Karadeniz Bölgesindeki Kaplıçalarda ve Çevresinde Doğal Radyoaktivite Seviyelerinin Belirlenmesi. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 151s, 3, 27-28, 66-67.

**Ünlü, S., Topçuoğlu, S., Alpar B., Kırbaşoğlu, Ç. and Yılmaz, Y.Z., 2008.** Heavy metal pollution in surface sediment and mussel samples in the Gulf of Gemlik. Environmental Monitoring and Assessment, 144, 169-178.

**Ünsal, M., Bekiroğlu, Y., Akdoğan Beşiktepe, Ş., Kayıkçı, Y., Alemdağ, N., Aktaş, M. and Yıldırım, C., 1997.** Batı Karadeniz'de ağır metal kirliliğinin karasal

kaynaklarının belirlenmesi. (PROJE NO: YDABÇAG-258/G), Tarım ve Köyişleri Bakanlığı İçel Deniz Bilimleri Enstitüsü ve Trabzon Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü, Türkiye, 42s.

**Ünsal, M., Çağatay, N., Bekiroğlu, Y., Kıratlı, N., Alemdağ, N., Aktaş, M. and Sarı, E., 1998.** Karadeniz'de ağır metal kirliliği. (PROJE NO: YDEBÇAG-456/G-457/G), Tarım ve Köyişleri Bakanlığı İçel Deniz Bilimleri Enstitüsü ve Trabzon Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü, Türkiye, 41s.

**Varinlioğlu, A., Köse, A., Çevik, U., Kopya, A. İ., Altunbaş, M. and Karal, H., 1995.** Levels of natural and artificial radioactivity in sediments in the Eastern Black Sea of Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 201(1), 31-37.

**Veleva, B., Kolarova, M., Mungov, G. and Galabov, N., 1996.** Variations of the concentrations of some radionuclides along the Bulgarian Black Sea Coastal Zone. International seminar on the use of Isotope Techniques in Marine Environmental Studies, IAEA-SR-194/21, Athens; Greece.

**Voitsekhovitch, O., Kanivets, V., Simov, V. and Fetisov, L., 1996.** Experimental Studies of the Radionuclide Flux from Rivers and Radionuclide-Sediment Interaction in the Black Sea. IAEA, Research Contract no 7330/R2/RB, Final report, Kiev-Ukraine.

**Wilson, J.G., Komakhidze, A., Osadehaya, T., Alyomov, S., Romanov, A. and Tediashvili, M., 2008.** Evaluating ecological quality in the North-eastern Black Sea coastal zone, *Marine Pollution Bulletin*, 57, 202-207.

**Yarahmadi, S.S. and Ansari, M.R., 2018.** Ecological risk assessment of heavy metals (Zn, Cr, Pb, As and Cu) in sediments of Dohezar River, North of Iran, Tonekabon city. *Acta Ecologica Sinica*, 38(2), 126-134.

**Yaylı, M., 2013.** Farklı Marka Ofis Kağıtlarında XRF Yöntemiyle Element Analizi. Yüksek Lisans Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye, 89s., 5.

**Yücesoy, F. and Ergin, M., 1992.** Heavy-metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. *Chemical Geology*, 99,265-287.

## EKLER

**Ek 1.** Doğal radyoaktif  $^{238}\text{U}$  serisi.

<b>U-238</b> 4,6x10 <sup>9</sup> yıl			<b>U-234</b> 2,45x10 <sup>5</sup> yıl	
$\alpha$ ↓		$\beta^-$ ↗	$\alpha$ ↓	
4,196 MeV	<b>Pa-234</b> 1,17 dk		4,776 MeV	
	$\beta^-$ ↗			
<b>Th-234</b> 27,0 gün			<b>Th-230</b> 7,54x10 <sup>4</sup> yıl	
			$\alpha$ ↓	
			4,688 MeV	
			<b>Ra-226</b> 1602 yıl	
			$\alpha$ ↓	
			4,784 MeV	
			<b>Rn-222</b> 3,82 gün	
			$\alpha$ ↓	
			5,490 MeV	
			<b>Po-218</b> 3,05 dk	
		$\beta^-$ ↗	$\alpha$ ↓	
			6,003 MeV	
			<b>Bi-214</b> 20 dk 609,3keV gama	
		$\beta^-$ ↗	$\alpha$ ↓	
			7,687 MeV	
			<b>Pb-214</b> 26,8 dk 351,9 keV gama	
		$\beta^-$ ↗	$\alpha$ ↓	
			5,304 MeV	
			<b>Pb-210</b> 22,3 yıl	
		$\beta^-$ ↗	$\alpha$ ↓	
			5,304 MeV	
			<b>Pb-206</b> Kararlı	

Ek 2. Doğal radyoaktif  $^{232}\text{Th}$  serisi.

<b>Th-232</b> 1,41x10 <sup>10</sup> yıl	$\beta^-$	<b>Th-228</b> 1,91 yıl
↕	<b>Ac-228</b> 6,13 saat	↕
4,01 MeV $\beta^-$		5,423 MeV
<b>Ra-228</b> 5,75 yıl		<b>Ra-224</b> 3,66 gün
		↕
		5,686 MeV
		<b>Rn-220</b> 55,6 s
		↕
		6,288 MeV
		<b>Po-216</b> 0,145 s
	$\beta^-$	<b>Po-212</b> 3x10 <sup>-7</sup> s
↕		↕
6,779 MeV $\beta^-$	<b>Bi-212</b> 60,55 dak	8,784 MeV
	↕	
<b>Pb-212</b> 10,6 saat	6,051 MeV $\beta^-$	<b>Pb-208</b> Kararlı
		↕
	<b>Tl-208</b> 3,05 dk	

**Ek 3.** Aktinyum radyoaktif bozunma serisi.

<b>U-235</b> 7,13x10 <sup>8</sup> yıl			
↓ 4,58 MeV <i>β</i> <sup>-</sup>	<b>Pa-231</b> 32,76 yıl		
<b>Th-231</b> 25,52 saat	↓ 4,05 MeV <i>β</i> <sup>-</sup>	<b>Th-227</b> 18,72 gün	
	<b>Ac-227</b> 21,77 yıl	↓ 6,03 MeV	
	↓ 4,9 MeV <i>β</i> <sup>-</sup>	<b>Ra-223</b> 11,44 gün	
	<b>Fr-223</b> 21,8 dk	↓ <i>α</i> 5,86 MeV	
	↓ <i>α</i> 5,3 MeV	<b>Rn-219</b> 18,4 dk	
	<b>At-219</b> 0,9 dk	↓ <i>α</i> 6,03 MeV <i>β</i> <sup>-</sup>	<b>At-215</b> 10 <sup>-4</sup> s
↓ <i>α</i> 6,27 MeV	<b>Po-215</b> 1,83 ms	↓ <i>α</i> 8,00 MeV	<b>Po-211</b> 0,52 s
	↓ <i>α</i> 7,38 MeV	<b>Bi-211</b> 2,15 dk	↓ <i>α</i> 7,43 MeV
	<b>Bi-215</b> 8 dk	↓ <i>α</i> 6,62 MeV <i>β</i> <sup>-</sup>	<b>Pb-207</b> Kararlı
	<b>Pb-211</b> 36,1 dk		
		<b>Tl-207</b> 4,8 dk	



## ÖZGEÇMİŞ

Murat ŞİRİN, 11/05/1987 tarihinde Tirebolu'da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Tirebolu'da tamamladı. 2005 yılında başladığı lisans eğitimini 2009 yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi Rize Fen Edebiyat Fakültesi Fizik Bölümü'nde Bölüm birinciliği derecesi ile tamamladı. 2009 yılında Rize Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünde Tezli Yüksek Lisans öğrenimine başladı. İlk yıl İngilizce hazırlık programına katıldı. Rize Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı'nda başladığı yüksek lisans öğrenimini 2012 yılında tamamladı. 2013 yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı'nda başladığı doktora öğrenimini 2015 yılına kadar burada devam ettirdi. 2015 yılında doktora öğrenimini sürdürmek için Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı'na yatay geçiş yaptı ve doktora öğrenimi halen devam etmektedir. İyi seviyede İngilizce bilen Murat ŞİRİN, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi'nde Öğretim Görevlisi olarak 2012 yılı itibariyle görev yapmaktadır ve evlidir.

### Bilimsel Çalışmaları ve Yayınları

#### Uluslararası hakemli dergilerde yayımlanan makaleler

**Baltaş, H., Şirin, M., Dalgıç, G. and Çevik, U., 2018.** An overview of the ecological half-life of the <sup>137</sup>Cs radioisotope and a determination of radioactivity levels in sediment samples after Chernobyl in the Eastern Black Sea, Turkey. *Journal of Marine Systems*, 177, 21-27.

**Yaylı, M., Köksal, O.K., Apaydin, G., Şirin, M., Cengiz, E. and Baltaş, H., 2017.** Comparison of elemental analysis for different kind of papers by using energy dispersive X-ray spectrometer. *Asian Journal of Chemistry*, 29, 1301-1307.

**Baltaş, H., Kiriş, E. and Şirin, M., 2017.** Determination of radioactivity levels and heavy metal concentrations in seawater, sediment and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) from the Black Sea in Rize, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 116, 528-533.

**Baltaş, H., Şirin, M., Dalgıç, G., Bayrak, E.Y. and Akdeniz, A., 2017.** Assessment of metal concentrations (Cu, Zn, and Pb) in seawater, sediment and biota samples in the coastal area of Eastern Black Sea, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 1, 1-8.

**Baltaş, H., Dalgıç, G., Bayrak, E.Y., Şirin, M., Çevik, U. and Apaydin, G., 2016.** Experimental study on copper uptake capacity in the Mediterranean mussel

(*Mytilus galloprovincialis*). Environmental Science and Pollution Research, 23, 10983-10989.

**Baltaş, H., Kiriş, E., Ustabaş, İ., Yılmaz, E., Şirin, M., Kuloğlu, E. and Güneş, B.E., 2014.** Determination of Natural Radioactivity Levels of Some Concretes and Mineral Admixtures in Turkey. Asian Journal of Chemistry, 26, 3946-3952.

#### **Uluslararası bilimsel toplantılarda sunulan sözlü bildiriler**

**Şirin, M., Baltas, H., Kiriş, E., Dalgıç, G. and Apaydin, G., 2018.** Investigation of Radiological Cancer Risk in Baby Clam (*Chamelea gallina*) and Sediment Samples in the Coastal Area of Sinop Province, Turkey. International Ecology 2018 Symposium, Kastamonu/Türkiye, 19-23 June, 320.

**Baltas, H., Kiriş E., Sirin, M. and Dalgic, G., 2018.** Radiological assessment in different size mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in the Eastern Black Sea region of Turkey. 4th International Conference on Engineering and Natural Science (ICENS), Kiev/Ukraine, 2-6 May.

**Baltas, H., Kiriş E., Şirin, M. and Dalgic, G., 2018.** Distribution of <sup>137</sup>Cs in sea snail (*Rapana venosa*) in the Eastern Black Sea region of Turkey. 4th International Conference on Engineering and Natural Science (ICENS), Kiev/Ukraine, 2-6 May.

**Dalgic, G., Baltas, H., Sirin, M. and Bilginoglu, I., 2018.** Investigation of radionuclide concentrations in different tissues of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) from the Eastern Black sea coasts (Rize/Turkey). 4th International Conference on Engineering and Natural Science (ICENS), Kiev/Ukraine, 2-6 May.

**Baltas, H., Sirin, M. and Dalgic, G., 2017.** Experimental study on the biokinetics of <sup>137</sup>Cs in biota samples. The 3rd International Conference on Engineering and Natural Sciences (ICENS), Budapeşte/Macaristan, 3-7 May.

**Baltas, H., Gökbayrak, E., Kiriş, E., Sirin, M., Yesilkanat, C.M. and Apaydin, G., 2017.** Assessment of Cu, Zn, As and Pb concentrations in soil samples in the coastal area of sinop province, Turkey. 2 nd International Science Symposium “Science Festival” (ISS2017), Tbilisi/Georgia, 5-8 September.

**Kiriş, E., Sirin, M., Baltas, H., Yesilkanat, C.M. and Kara A., 2017.** Distribution of natural and artificial radioactivity levels of soil samples in the coastal area of Sinop province, Turkey. 2 nd International Science Symposium “Science Festival” (ISS2017), Tbilisi/Georgia, 5-8 Semtember.

**Dalgic, G., Sirin, M., Baltas, H., Kiriş, E., Ertugral, B., Ciloğlu, E. and Bugdayci, M., 2017.** Determination of the copper uptake capacity of *Baby clam* (*Chamelea gallina Linnaeus, 1758*). 2 nd International Science Symposium “Science Festival” (ISS2017), Tbilisi/Georgia, 5-8 September.

**Sirin, M., Baltas, H., Dalgic, G., Cevik, U., Agırbaş E. and Mazlum R.E., 2017.** Experimental study on the biokinetics of  $^{137}\text{Cs}$  in sea snail (*Rapana venosa*) 2 nd International Science Symposium “Science Festival” (ISS2017), Tbilisi/Georgia, 5-8 September.

**Baltaş, H., Kiriş, E., şirin, M. and Ertugral, B., 2013.** Determination of Natural Radioactivity Levels in Fruit, Leaf, Core and Soil Samples of *Cherry Laurel* (*Prunus laurocerasus* L.). Turkish Physics Society, 30th International Physics Congress, İstanbul/Turkey, 2-5 September.

**Yilmaz, E., şirin, M., Kiriş, E., Keskenler, E.F., Apaydin, G. and Baltas, H., 2012.** Investigation of optical parameters at ZnO thin films. Turkish Physics Society, 29th International Physics Congress, Bodrum/Turkey, 5-8 September.

**Baltaş, H., şirin, M., Cevik, U., Agırbaş, E. and Damla N., 2011.** Determination of radioactivity levels and heavy metal in fish (*Engraulis encrasicolus*) type comsume in Rize. Turkish Physics Society, 28th International Physics Congress, Bodrum/Turkey, 6-9 September.

**şirin, M., Baltas, H., Keskenler, E.F. and Dogan, S., 2011.** Variation of  $K\beta/K\alpha$  X-ray intensity ratio of Zn in ZnO thin film samples. Turkish Physics Society, 28th International Physics Congress, Bodrum/Turkey, 6-9 September.

**Yilmaz, E., Kiriş, E., Ertuğral, B., şirin, M. and Baltas, H., 2011.** Determination of gamma-ray attenuation coefficients in some building materials. Turkish Physics Society, 28th International Physics Congress, Bodrum/Turkey, 6-9 September.

#### **Uluslararası bilimsel toplantılarda sunulan poster bildiriler**

**Baltaş, H., şirin, M., şenel, F., Kiriş, F. and Devran, F., 2018.** Assessment of Metal Concentrations in Some Human Teeth Samples Living in Rize Province, Turkey. International Ecology 2018 Symposium, Kastamonu/Türkiye, 19-23 June, 869.