

**T.C.
MANİSA CELAL BAYAR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**



**YÜKSEK LİSANS TEZİ
FİZİK ANABİLİM DALI
NÜKLEER FİZİK PROGRAMI**

**ANTALYA-KAŞ İLÇESİNDEN ALINAN TOPRAK VE PLAJ
KUMU ÖRNEKLERİNDE DOĞAL RADYOAKTİVİTENİN
BELİRLENMESİ VE MARUZİYET DOZLARININ
HESAPLANMASI**

Mehmet ÇEBER

**Danışman
Doç. Dr. Sermin ÇAM KAYNAR**

MANİSA-2025

**Mehmet
ÇEBER**

**ANTALYA-KAŞ İLÇESİNDEN ALINAN TOPRAK VE PLAJ KUMU
ÖRNEKLERİNDE DOĞAL RADYOAKTİVİTENİN BELİRLENMESİ VE
MARUZİYET DOZLARININ HESAPLANMASI**

2025

TAAHHÜTNAME

Bu tezin Manisa Celal Bayar Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Nükleer Fizik Ana Bilim Dalında akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilerek tezde yer aldığını, tamamen kendi çalışmam olduğunu, her alıntıya kaynak gösterdiğimi, tezin yazımında akademik ve etik kurallara aykırı herhangi bir yapay zeka ve program kullanmadığımı beyan ederim.

İmza
Mehmet ÇEBER



ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

Mehmet ÇEBER

Manisa Celal Bayar Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Nükleer Fizik Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Sermin ÇAM KAYNAR

Radyoaktif elementler çevrede doğal olarak bulunurlar. Solunum ya da besin yoluyla vücuda alınarak iç radyasyon maruziyetine, çevrede bulunmaları durumunda ise insanların dışarıdan radyasyona maruz kalmasına neden olurlar. Doğal radyoaktif izotoplar olan ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th insanların maruz kaldığı dış radyasyonun başlıca kaynaklarıdır. Uzun süreli yüksek dozda radyasyon, özellikle kanser gibi sağlık sorunlarına yol açabilir. Bu çalışmada, Antalya Kaş İlçesi'ndeki toprak ve plaj kumu örneklerinde primordial radyoaktif izotopların konsantrasyonlarının ölçülmesi ve yerel halkın radyasyon maruziyetinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. İncelenen bölgeden 29 yüzey toprak örneği ve 12 plaj kum örneği toplanmış ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları, NaI(Tl) gama spektrometresi kullanılarak belirlenmiştir. Toprak örneklerinde ^{40}K aktivitesi ortalama 241.6 Bq/kg (maksimum 606.4Bq/kg), ^{238}U aktivitesi ortalama 60.6 Bq/kg (1.78-231.0 Bq/kg aralığında) ^{232}Th aktivitesi ortalama 33.4 Bq/kg (3.32-133.8 Bq/kg aralığında) olarak ölçülmüştür. Plaj kumu örneklerindeki aktivite değerleri daha düşük olarak bulunmuştur. Ayrıca toprak örneklerinde CR-39 nükleer iz dedektörleri ile radon konsantrasyonu, radon soluma hızı ve eşdeğer radyum değerleri hesaplanmış, sonuçlar literatürle karşılaştırılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Doğal radyoaktivite, radon, toprak, plaj kumu, radyolojik zarar indexleri, NaI(Tl) dedektörü, Antalya-Kaş,

2025, 94 sayfa

ABSTRACT

M.Sc. Thesis

Mehmet ÇEBER

**Manisa Celal Bayar University
Graduate School of Education
Department of Physics**

Supervisor: Doç. Dr. Sermin ÇAM KAYNAR

Radioactive elements are naturally present in the environment. They cause internal radiation exposure when taken into the body through inhalation or ingestion, and they cause people to be exposed to external radiation when they are present in the environment. Natural radioactive isotopes ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th which are the main sources of external radiation to which people are exposed. Long-term high doses of radiation can cause health problems, especially cancer. This study aimed to measure the concentrations of primordial radioactive isotopes in soil and beach sand samples in Kaş District of Antalya and to evaluate the radiation exposure of the local people. 29 surface soil samples and 12 beach sand samples were collected from the investigated region and ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K activity concentrations were determined using NaI(Tl) gamma spectrometry. In soil samples, ^{40}K activity was measured as an average of 241.6 Bq/kg (maximum 606.4 Bq/kg), ^{238}U activity as an average of 60.6 Bq/kg (range 1.78-231.0 Bq/kg), and ^{232}Th activity as an average of 33.4 Bq/kg (range 3.32-133.8 Bq/kg). Activity values in beach sand samples were found to be lower. In addition, radon concentration, radon respiration rate and equivalent radium values were calculated in soil samples with CR-39 nuclear track detectors and the results were compared with the literature.

Keywords: Natural radioactivity, radon, soil, beach sand, radiological hazard, NaI(Tl) detector, Antalya-Kaş

2025, 94 pages

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışmada, Antalya'nın Kaş ilçesinde toprak ve plaj kumu örneklerinde primordial radyoaktif izotopların konsantrasyonlarının belirlenmesi ve bu bağlamda yerel halkın maruz kaldığı radyasyon düzeyinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

Tez çalışmasının birinci bölümünde, çalışmanın amacı ortaya konulmuş; radyasyonun tanımı, iyonlaştırıcı ve iyonlaştırıcı olmayan radyasyon türleri, radyoaktif bozunma ve türleri, gama ışınlarının maddeyle etkileşim yolları ile radyoaktivite birimleri hakkında genel bilgiler sunulmuştur. İkinci bölümde, konuya ilişkin literatür çalışmaları incelenmiştir. Üçüncü bölümde, araştırmanın gerçekleştirildiği alan detaylı olarak tanıtılmış; radyoaktivite ölçümlerinde kullanılan gama spektrometre sistemi ve yöntemi ile CR-39 nükleer iz detektörü hakkında bilgiler verilmiştir. Dördüncü bölümde, elde edilen bulgular literatür verileriyle karşılaştırılarak değerlendirilmiştir. Beşinci bölümde ise çalışmanın genel sonuçları ve bu sonuçlara dayalı öneriler sunulmuştur.

“Antalya Kaş ilçesinden alınan toprak ve plaj kumu örneklerinde doğal radyoaktivitenin belirlenmesi ve maruziyet dozlarının hesaplanması” başlıklı yüksek lisans tez çalışmam süresince, bilgi birikimini, zamanını ve akademik rehberliğini büyük bir sabır ve özveriyle paylaşan, her aşamada desteğini esirgemeyen danışmanım Sayın Doç. Dr. Sermin ÇAM KAYNAR'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın oluşturulma süreci boyunca yardım ve psikolojik moral desteklerinden ötürü değerli iş arkadaşlarım Tuğba BOZKIR, Murat DÜZ'e ve samimi dostluklarıyla her zaman yanımda hissettiğim yakın arkadaşlarım Burak DENİZ ve Celal TUNÇ'a teşekkür ederim.

Her türlü maddi ve manevi desteğini esirgemeyen değerli ailem ve ilham kaynağım, müstakbel hayat arkadaşım Nursel AKAR'a teşekkürlerimi sunarım.

Mehmet ÇEBER
Manisa, 2025

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AEDE	Yıllık efektif doz eşdeğeri
AGDE	Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri
ELCR	Yaşam Boyu Fazladan Kanser Riski
H_{in}	İç Radyasyon Tehlike İndeksi
H_{ex}	Dış Radyasyon Tehlike İndeksi
DL	Ortalama Yaşam Süresi
RF	Risk Faktörü
IAEA	Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı
ICRP	Uluslararası Radyasyondan Korunma Komisyonu
NCRP	Ulusal Radyasyon Koruma ve Ölçüm Konseyi
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit, Kalıtım birimi
FWHM	Yarı Maksimumda Tam Genişlik
LET	Lineer (Doğrusal) Enerji Transferi
MCA	Çok Kanallı Analizör
MPL	Maksimum İzin Verilebilir Doz
SI	Uluslararası Birimler Sistemi
HPGe	Yüksek Saflıkta Germanyum
UNSCEAR	Birleşmiş Milletler Atom Radyasyonunun Etkileri Bilimsel Komitesi
UTM	Evrensel Enlem Merkatörü
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
eV	Elektron volt mertebesi
Bq	Becquerel, aktivite birimi
Ci	Curie, radyoaktivite birimi
Sv	Sievert, esdeger doz birimi
Gy	Gray, absorblanmış doz birimi
rem	Röntgen eşdeğeri insan
α	Alfa parçacığı
β	Beta parçacığı
γ	Gama parçacığı
T_{1/2}	Yarılanma ömrü
λ	Radyoaktif bozunma sabiti

ŞEKİLLER DİZİNİ

		Sayfa
Şekil 1.1.	Çeşitli radyasyon kaynaklarından radyasyon maruziyeti	2
Şekil 1.2.	Beta bozunması temel duruma veya ürün çekirdekteki uyarılmış bir durumuna olabilir. Uyarılmış durumda, bozunmaları gama ışını yayılımı veya iç dönüşüm izler.	12
Şekil 1.3.	Fotoelektrik etkinin mekanizması	13
Şekil 1.4.	Compton saçılmasının mekanizması	15
Şekil 1.5.	Çift oluşum mekanizması	16
Şekil 1.6.	Foton etkileşim süreçlerinin göreceli baskınlığı	17
Şekil 1.7.	Bir ana ve ürün radyonüklidin ikincil dengesi	20
Şekil 3.1.	a) Antalya ili Fiziki haritası b) Antalya Kaş ilçesi örnekleme noktaları	30
Şekil 3.2.	Kaş ilçesi jeolojik haritası	31
Şekil 3.3.	NaI(Tl) gama ışını spektrometresinin şematik diyagramı	33
Şekil 3.4.	NaI (Tl) dedektörlü gama spektrometre sistemi.	34
Şekil 3.5.	NaI(Tl) dedektörlü gama spektrometresi için enerji kalibrasyon doğrusu	35
Şekil 3.6.	Potasyum, uranyum ve toryum kanallarına gelen katkılar	36
Şekil 3.7.	a) Bir CR-39 iz kazıma filminin kimyasal yapısı. b) Alfa tanecığı ile etkileşime giren polimerik yapı.	40
Şekil 3.8.	CR-39 film üzerindeki alfa parçacıklarının bıraktığı izler	41
Şekil 4.1.	Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{40}K aktivite konsantrasyonu.	47
Şekil 4.2.	Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{40}K aktivite konsantrasyonu frekans dağılımı.	47
Şekil 4.3.	Tüm örneklerin ^{40}K aktivitelerinin bölgesel dağılımını yansıtan kontur grafiği (kontur aralıkları 50 Bq/kg).	49
Şekil 4.4.	Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{238}U aktiviteleri.	50
Şekil 4.5.	Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{238}U aktivitelerinin frekans dağılımı.	51
Şekil 4.6.	Tüm örneklerin ^{238}U aktivitelerinin bölgesel dağılımını gösteren kontur grafiği (kontur aralıkları 10 Bq/kg).	52
Şekil 4.7.	Toprak örneklerinin ^{232}Th aktivite konsantrasyonu	53
Şekil 4.8.	Örneklerin ^{232}Th aktivite konsantrasyonun frekans dağılımı.	53
Şekil 4.9.	Örneklerin ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının bölgesel dağılımını veren kontur grafiği (kontur aralıkları 10 Bq/kg).	54
Şekil 4.10.	Toprak ve plaj kumu örneklerin eşdeğer radyum aktivitesi.	59
Şekil 4.11.	Toprak ve plaj kumu örneklerinin hesaplanan eşdeğer radyum aktivitesinin frekans dağılımı	59
Şekil 4.12.	Toprak örneklerinin eşdeğer radyum değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 20 Bq/kg).	60
Şekil 4.13.	Örneklerin hesaplanan doz hızı değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 10 nGy/saat).	62
Şekil 4.14.	Toprak örneklerinin radon konsantrasyonu değerleri.	67
Şekil 4.15.	Toprak örneklerinin radon soluma hızı frekans dağılımı.	67
Şekil 4.16.	Toprak örneklerinin radon soluma hızı değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 0.05 Bq/m ² saat).	69

TABLÖLER DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 4.1. Çalışma alanından toplanan toprak örneklerinin yerleri, coğrafi koordinatları ve kodları.	43
Tablo 4.2. Çalışma alanından toplanan plaj kumu örneklerinin yerleri, coğrafi koordinatları ve kodları.	44
Tablo 4.3. Toprak örneklerinin doğal radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq/kg)	45
Tablo 4.4. Plaj kumu örneklerinin doğal radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq/kg)	46
Tablo 4.5. Toprak örneklerine ait aktivite konsantrasyonlarının, literatürdeki çalışmalarla karşılaştırılması (Bq/kg).	56
Tablo 4.6. Toprak örneklerinin radyolojik tehlike parametreleri	57
Tablo 4.7. Plaj kumu örneklerinin radyolojik tehlike parametreleri	58
Tablo 4.8. Dünya genelinde gerçekleştirilen çeşitli çalışmalarda toprak örneklerine ilişkin hesaplanan radyolojik parametrelerin karşılaştırmalı sonuçları	64
Tablo 4.9. Antalya ile Kaş bölgesinden alınan toprak örneklerine ait radon konsantrasyonu, yıllık efektif doz, radon soluma hızı ve efektif radyum aktivitesi değerleri.	66
Tablo 4.10. Bazı çalışmalardan elde edilen toprak örneklerinin radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı sonuçları.	70
Tablo 4.11. Toprak sonuçlarının Pearson korelasyon sonuçları	72

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	I
ABSTRACT.....	II
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	III
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	IV
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	V
TABLolar DİZİNİ.....	VI
İÇİNDEKİLER.....	VII

BİRİNCİ BÖLÜM

GİRİŞ.....	1
1. GENEL BİLGİLER	4
1.1. İyonlaştırıcı ve İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon.....	4
1.2. Atom Çekirdeği ve Radyoaktivite.....	5
1.3. Radyoaktif Bozunma Yasası.....	6
1.4. Radyoaktif Bozunmalar.....	7
1.4.1. Alfa Parçacıkları.....	8
1.4.2. Beta Parçacıkları.....	9
1.4.3. Gama Radyasyonu.....	10
1.5. Gamaların Maddeyle Etkileşim Yolları	12
1.5.1. Fotoelektrik olay.....	12
1.5.2. Compton Saçılması.....	14
1.5.3. Çift Oluşum.....	16
1.5.4. Bireysel Etkilerin Görece Baskınlığı	17
1.6. İkincil Denge.....	18
1.6.1. İkincil Denge Matematiksel Modeli.....	19
1.7. Radyoaktif Birimler.....	20
1.7.1. Aktivite Birimi	20
1.7.2. Maruz Kalma (Işınlama) Birimi.....	21
1.7.3. Soğurulan Doz Birimi	22
1.7.4. Eşdeğer Doz Birimi	22
1.7.5. Maksimum İzin Verilen Doz.....	23

İKİNCİ BÖLÜM

2. LİTERATÜR ÖZETİ.....	25
-------------------------	----

ÜÇÜNCÜ BÖLÜM

3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	29
3.1. İnceleme Alanı.....	29
3.2. Örneklerde Doğal Radyoaktivite Konsantrasyonlarının belirlenmesi...32	
3.2.1. Örnekleme ve Örnek Hazırlama.....	32
3.2.2. Gama Spektrometresi.....	32
3.2.3. Gama Spektrometresi ile Radyoaktivite Ölçümü.....	35
3.2.4. Radyolojik Tehlike Parametreleri.....	37
3.3. Nükleer İz Kazıma Film ile Radon Konsantrasyonunun Ölçümü.....	40
3.3.1. Katıhal İz Kazıma Filmlerinin Yapısı ve Özellikleri	40
3.3.2. Örnek Hazırlama ve Radon Konsantrasyon Ölçümü	41

DÖRDÜNCÜ BÖLÜM

4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	43
4.1. Gama Spektrometresi ile Radyoaktivite Sonuçları.....	44
4.1.1. ^{40}K Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları.....	46
4.1.2. ^{238}U Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları.....	49
4.1.3. ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları.....	52
4.2. Radyolojik Tehlike Parametreleri Sonuçları.....	57
4.3. Toprak Örneklerinin CR-39 İz Dedektörleri Sonuçları.....	65
4.4. Radyoaktif Parametreler Arasındaki İstatistik Değerlendirilmesi.....	71

BEŞİNCİ BÖLÜM

5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	73
KAYNAKLAR.....	76

BİRİNCİ BÖLÜM

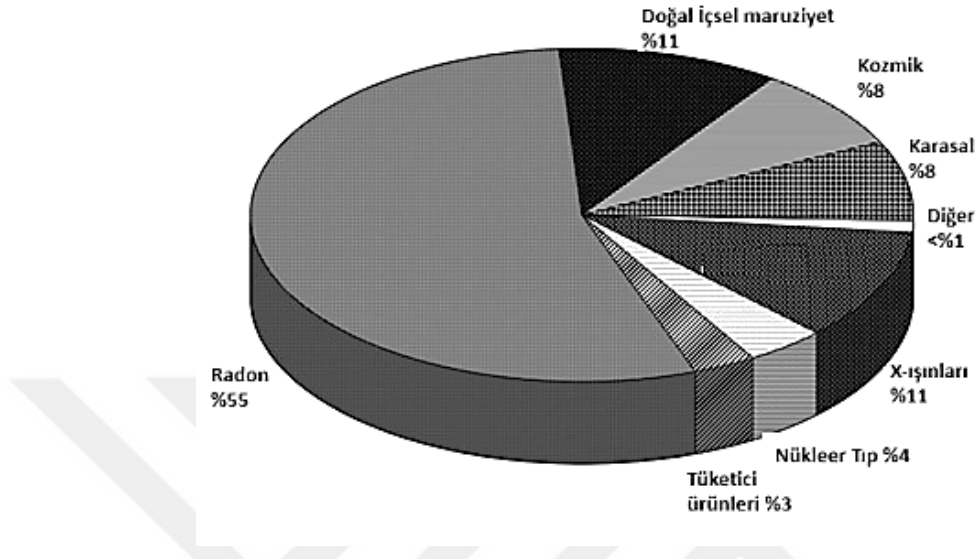
GİRİŞ

Tüm canlı organizmalar, iki ana kaynaktan gelen iyonlaştırıcı radyasyona sürekli olarak maruz kalmaktadır: doğal ve yapay radyoaktif izotoplar. Alınan dozun yaklaşık %85'i doğal radyasyondan kaynaklanmaktadır, bu da hem kozmik hem de karasal radyasyondan meydana gelir. Kozmik bileşen, kozmik radyasyonun üst atmosferdeki atomlarla reaksiyona girmesinden kaynaklanır; yerden yüksekliğe bağlı olarak değişir. Karasal radyasyonun ana bileşenleri, Dünya'nın yaşıyla karşılaştırılabilir yarı ömürlere sahip olan, esas olarak ^{238}U , ^{232}Th ve bunların bozunma ürünleri ile ^{40}K gibi primordial radyoaktif izotoplardır. Bunlar, yer kabuğundaki topraklarda ve kayaçlarda ve bunlardan türetilen inşaat malzemelerinde çeşitli coğrafi ve jeolojik faktörlere bağlı olarak farklı yoğunluklarda doğal olarak bulunur. Yapay kökenli birçok radyoaktif izotop, çeşitli süreçlerle (silah denemeleri, kömür yakma, 1986'daki Çernobil'deki gibi nükleer kazalar, nükleer santraller, gübre kullanımı, uzay aracı ve tıbbi tedavi gibi insan faaliyetleri nedeniyle oluşan yapay olarak üretilen radyonüklidler) çevreye salınmıştır. Sezyum izotopları, toprak ve bitkiler üzerine düşen fallout en önemli olanlardır, çünkü bunlar, nükleer silahların test edilmesi ve nükleer kazalar gibi çeşitli nükleer faaliyetler sonucu antropojenik olarak üretilmektedir (El Samad ve diğ., 2013).

Radyasyona maruz kalma, iç veya dış olarak sınıflandırılabilir. İç maruz kalma, insan vücudunun içinde bulunan radyasyon kaynağından kaynaklanır. Havadaki radyoaktif maddenin solunması veya radyoaktif madde içeren yiyecek veya su yoluyla yutulması yoluyla radyoaktif madde alımıyla oluşur. Vücuda alınan radyoaktif madde, iç organların ve dokuların ışınlanmasına neden olan ışınlardan ve parçacıklardan yarar. İç radyasyon dozunun kapsamı, vücuttaki radyoaktif madde miktarına, vücutta nereye gittiğine, vücutta ne kadar kaldığına ve söz konusu radyasyon türüne bağlıdır. Solunum yoluna gelen iç doz esas olarak radon ve onun bozunma ürünlerinden kaynaklanır. Radon, ^{238}U bozunma zincirine ait bir radyonükliddir.

Dışsal maruziyet, vücudun tamamı veya bir kısmı, harici bir kaynaktan gelen gama ışınları veya x ışınları gibi nüfuz eden radyasyona maruz kaldığında meydana gelir. Dış kaynak, örneğin bir x-ışını cihazı, bir kaptaki radyoaktif maddeler veya hatta

toprak ve yapı malzemelerinde doğal olarak oluşan radyonüklidler olabilir. Granit bileşimli magmatik kayaçların, bazaltik veya utramafik bileşimdeki kayaçlara kıyasla ^{232}Th ve ^{238}U bakımından zengin olduğu iyi bilinmektedir. Bu radyoaktif elementler bozunduğunda gama ışınları yayarlar.



Şekil 1.1: Çeşitli radyasyon kaynaklarından radyasyon maruziyeti (Url-3, 2025).

Karasal gama radyasyonu, küresel olarak halkın ortalama yıllık radyasyon maruziyetinin yaklaşık %8'ine katkıda bulunur. Doğal radyasyon esas olarak doğal radyoaktif element ^{40}K ve ^{238}U ve ^{232}Th bozunma zincirlerindeki elementler tarafından yayılır. Radyoaktif elementler ve bozunma zincirlerindeki elementler, toprak veya taş yapı malzemeleri veya gıda maddeleri aracılığıyla iç mekân havasına az miktarda aktarılabilir ve böylece önemli iç maruziyet kaynakları haline gelir. Aslında, ^{238}U ve ^{232}Th bozunma zincirlerindeki ^{222}Rn ve ^{220}Rn , halkın aldığı toplam radyasyon maruziyetinin en büyük oranını oluşturur ve yıllık ortalama radyasyon dozunun yaklaşık %55'ine katkıda bulunur. Radon izotopları inert gazlardır ve koşullar uygunsa, oluştukları malzemeden difüzyon ve taşınım yoluyla atmosfere kaçabilirler. İzotoplar, konutlar gibi kapalı alanlarda yüksek seviyelere ulaştığında sağlık riski haline gelir. Yüksek radyonüklid içeriğine sahip gıdaların tüketilmesinden kaynaklanan iç maruziyet, toplam maruziyetin %11'ine katkıda bulunur. Bu doza ana katkıda bulunan, çoğu gıdada bulunan ^{40}K 'dir (Url-3, 2025; Khabana, 2020).

Doğal maruziyetin bir diğer kaynağı da kozmik radyasyondur ve ortalama yıllık radyasyon maruziyetinin %8'ine katkıda bulunur. Kozmik radyasyon, enerjik protonlardan (%85), alfa parçacıklarından (%14) ve daha ağır elementlerin yaklaşık

%1 çekirdeğinden oluşur. Kozmik radyasyon genellikle daha yüksek irtifalarda daha yoğundur. Atmosferdeki zayıflama, kozmik ışınların akışını azaltır, bu da daha düşük seviyelerde yeryüzüne daha düşük seviyelerde ulaştığı anlamına gelir. Bu nedenle, düzenli olarak uçan kişilerin yanı sıra yüksek irtifalarda yaşayan kişilerin, düşük irtifalarda yaşayanlara kıyasla daha yüksek dozda kozmik radyasyon alma olasılığı daha yüksektir. Nükleer tıp, tıbbi x-ışınları ve tüketici ürünleri gibi yapay kaynaklar yıllık radyasyon maruziyetinin yaklaşık %20'sine katkıda bulunur (Url-3, 2025).

Radyasyonun vücutla etkileşimi, dokuların ve organların işleyişini bozabilecek yüksek miktarda enerjinin birikmesine yol açar. Maruziyet akut veya kronik olabilir. Akut maruziyet büyük ölçüde kısa bir süre içinde alınan yüksek radyasyon dozunun bir sonucudur. Akut maruziyet, tıbbi işlemler veya nükleer savaş gibi yapay radyasyon kaynaklarıyla ilişkilidir. Akut radyasyon maruziyetinin etkileri arasında cilt kızarıklığı, saç dökülmesi, radyasyon yanıkları veya çok kısa bir süre içinde yüksek dozda nüfuz eden radyasyonun tüm vücuda ışınlanmasıyla oluşan akut bir hastalık olan akut radyasyon sendromu bulunur. Kronik maruziyet, uzun bir süre boyunca düşük radyasyon dozlarından kaynaklanan maruziyeti içerir. Esas olarak doğal kaynaklardan kaynaklanır ve iç maruziyeti veya dış gama ışınlamasını içerebilir. Kronik maruziyetin etkileri arasında kanser ve kardiyovasküler hastalıklar da yer almaktadır (Khabana, 2020).

Radyasyona maruz kalmanın biyolojik etkileri esas olarak hücre DNA'sının hasar görmesinden veya değişmesinden, hücrenin doğal işleyişindeki bozulmadan veya hatta hücrenin ölümünden kaynaklanır. Etkiler doğası gereği somatik veya genetik (kalıtsal) olabilir. Somatik etkiler, radyasyona maruz kalan bireylerin yaşamları boyunca maruz kaldıkları zararlardır, örneğin radyasyon kaynaklı kanserler (karsinogenez), kısırlık, göz merceğinin opaklaşması ve yaşam kısalması. Genetik etkiler, bir bireyin genlerinde ve hücre DNA'sında radyasyon kaynaklı mutasyonlardır ve görünür kromozom anormallikleri, değişmiş konformasyonlara veya yüklere sahip proteinler, kendiliğinden düşükler, doğuştan gelen malformasyonlar veya erken ölüm gibi kusurlara katkıda bulunabilir. Genel etkiler gelecek nesillere aktarılabilir.

Biyolojik etkiler ayrıca stokastik etki ve stokastik olmayan etkiler açısından da düşünülebilir. Stokastik etkiler doz oranındaki artışla artarken (ICRP, 2005) stokastik olmayan etkilerin hiçbir etkinin olmadığı bir eşiği vardır. Stokastik etkilere örnek olarak radyasyon karsinogenezisi ve genetik etkiler verilebilirken stokastik olmayan

etkilere örnek olarak organ disfonksiyonu, fibrozis, lens opaklaşması, kan değişiklikleri ve sperm sayısında azalma verilebilir. İnsanların radyasyona maruz kalması, maruz kalan kişinin bağışıklığını da azaltır (UNSCEAR, 2006).

İnsanlık için ana maruz kalma kaynağı ve aynı zamanda dünya nüfusunun dış dozuna en büyük katkıda bulunan etken doğal radyasyon olduğu için bu konudaki çalışmalar önemlidir. Primordial radyonüklidlerin dağılımının incelenmesi, bu elementlerden gelen gama ışınlarına maruz kalma, radon ve onun bozunum ürünlerinin solunmasıyla akciğer dokusunun ıslanması ve gıda ve su yoluyla yutulması nedeniyle radyolojik etkilerinin anlaşılmasını sağlar (Rani & Singh, 2005).

1.GENEL BİLGİLER

1.1 İyonlaştırıcı ve İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon

Radyasyon, belirli bir kaynaktan yayılan, rengi, kokusu ve tadı olmayan bir enerji türüdür. Uzayda ışık hızıyla hareket eden bu enerji, fotonlar aracılığıyla taşınır ve güneş ışınları örneğinde olduğu gibi, ulaştığı noktada ısı veya ışık gibi farklı formlara dönüşebilir. Bilim ve teknolojideki gelişmeler sayesinde bu enerji dönüştürülerek çeşitli alanlarda kullanılmaktadır. Radyasyon, maddelerin fazla enerjisinin dışarıya aktarılmasıyla oluşur. Kararsız yapıya sahip atomlar, fazla enerjilerini dışa yayarak daha stabil bir hale geçmeye çalışırlar. Bu süreç doğal radyasyonun temelidir. Güneş, yıldızlar, uranyum, toryum ve radon gibi elementler doğal radyasyon kaynaklarıdır ve bu tür maddelere radyoaktif elementler, gerçekleşen sürece ise radyoaktivite denir.

Radyasyon iki ana kategoriye ayrılır; iyonlaştırıcı ve iyonlaştırıcı olmayan. İyonlaştırıcı radyasyon, maddeye nüfuz edebilen ve hava, su ve canlı doku gibi malzemelerin atomlarından veya moleküllerinden elektronları koparabilen parçacık ve dalga biçimindeki enerjidir. İyonlaştırıcı radyasyon örnekleri arasında elektronlar, protonlar, α parçacıkları, ağır iyonlar, fotonlar (x ışınları ve γ ışınları) ve nötronlar bulunur. Bir atomu iyonlaştırmak için gereken iyonizasyon potansiyeli (minimum enerji), alkali elementler için birkaç eV'tan helyum (soy gaz) için 24,5 eV' kadar değişir. İyonizasyon doğrudan veya dolaylı olabilir. Doğrudan iyonlaştırıcı radyasyon, yüklü parçacıklardan yani elektronlardan, protonlardan, alfa parçacıklarından ve ağır

iyonlardan oluşur ve ortamdaki atomların yörünge elektronlarıyla doğrudan Coulomb etkileşimleri yoluyla enerji biriktirir. Nötr parçacıklardan (nötronlar) ve fotonlardan (x-ışınları ve gama ışınları) oluşan dolaylı iyonlaştırıcı radyasyon, iki aşamalı bir işlem yoluyla ortamdaki enerjiyi biriktirir. İlk adımda yüklü bir parçacık ortama salınır (fotonlar elektronları veya pozitronları, nötronlar protonları veya daha ağır iyonları serbest bırakır). İkinci adımda salınan yüklü parçacıklar, ortamdaki atomların yörünge elektronlarıyla doğrudan Coulomb etkileşimleri yoluyla ortama enerji biriktirir. Hem doğrudan hem de dolaylı iyonlaştırıcı radyasyonlar hastalıkların tedavisinde (radyoterapi) kullanılır. Tanısal radyoloji ve nükleer tıp da hastalıkların teşhisinde iyonlaştırıcı radyasyon kullanır (Podogorsak, 2005).

Son derece güçlü giriciliği ve iyonlaştırma yeteneği, iyonlaştırıcı radyasyonun iyi amaçlar için kullanılmasını sağlar, örneğin x-ışını, gama, beta ve pozitron radyasyonu tıbbi görüntüleme, tahribatsız test ve çeşitli endüstriyel ölçümler için kullanılır. İyonlaştırıcı radyasyonun sterilize edici etkileri, tıbbi aletlerin temizlenmesi, gıda ışınlaması ve steril böcek tekniği için faydalıdır. Karbon-14 ölçümleri, tarihlendirme için kullanılabilir. Bununla birlikte, aşırı maruz kalma veya uzun süreli maruz kalmanın insanlar için tehlikeli olabilmesi gibi bir dezavantajı vardır.

Öte yandan, iyonlaştırıcı olmayan radyasyon daha az enerjiktir, daha az nüfuz edicidir ve maddeden elektronları koparmaz, bu da onu iyonlaştırıcı radyasyona kıyasla insan sağlığı için daha az tehlikeli hale getirir. İyonlaştırıcı olmayan radyasyonlara ultraviyole, görünür ışık, kızılötesi, mikrodalga ve radyo dalgaları örnek olarak verilebilir. İyonlaştırıcı olmayan radyasyonun radar iletişimi, yemek pişirme (mikrodalgalar), bilgi iletimi (radyo dalgaları), ısıtma, kurutma, pişirme, seraları ısıtma, kızılötesi fotoğrafçılık ve ısı arayan füzeler (kızılötesi), görme, sıradan fotoğrafçılık, lazer ışınları (görünür ışık), spektroskopi, mineral analizi, sahteciliği tespit etme, bakteri öldürme, cilt tedavisi ve D vitamini kaynağı (ultraviyole) gibi değerli kullanımları vardır (Khabana, 2020).

1.2. Atom Çekirdeği ve Radyoaktivite

M.Ö. 4. yüzyılda Yunan filozof Demokritus, her tür maddenin daha küçük parçalara ayrılabilceğini ve bu parçaların öylesine küçük bir noktaya kadar

bölünebileceğini, ancak bu noktadan sonra daha fazla bölünmenin mümkün olmadığını savunuyordu. Gözle görülmeyen bu yapı taşlarına atom denir. Bu düşünce, 2000 yıl sonra deneysel bilim insanları (Dalton, Avogadro, Faraday) tarafından doğrulandı. Kimyacılar, atomların çeşitliliğini ve bunların maddede birleşme kurallarını inceledikten sonra, bir sonraki adım atomların temel özelliklerini incelemek oldu. Bu tür bir atom fiziği, bazı atom türlerinin radyoaktivitesinin keşfine yol açtı. Rutherford, atomların yaydığı bu radyasyonları, atomların kendisini incelemek için bir araç olarak kullandı. 1911 yılında, Geiger ve Marsden tarafından deneysel olarak doğrulanan atom çekirdeği kavramını ortaya koydu. Bu keşif, nükleer fizik olarak bilinen yeni bir bilim dalını doğurdu. Nükleer fizik, maddenin temel düzeydeki yapısını incelemeye yönelik bir bilim dalıdır.

Bir X çekirdeği, Z proton ve N nötron (nükleonlar) içerir ve bu çekirdek $A = Z + N$ olan atomik kütle numarasıyla ifade edilir, burada X, bir çekirdek simgesidir. Bir çekirdeğin kütlesi, onu oluşturan proton ve nötronların bireysel kütlelerinin toplamından daha küçüktür. Bu fark, çekirdeği bir arada tutan nükleer bağlanma enerjisinin bir ölçüsüdür. Bu enerji, çekirdeği ayrı protonlar ve nötronlar olarak ayırmak için gereken enerjiyi temsil eder. Eğer çekirdek yarıçapı R ise, buna karşılık gelen hacim, $\frac{4}{3}\pi R^3$ ile orantılıdır. Bu ilişki ters formda şu şekilde ifade edilir:

$$R = R_0 A^{1/3} \quad (1.1)$$

Burada $R_0 \approx 1.2 \times 10^{-15}$ m değerine sahiptir.

1.3. Radyoaktif Bozunma Yasası

Radyoaktivite veya radyoaktif bozunma, kararsız bir nüklidin çekirdeğinin, parçacıklar (beta veya alfa) ve elektromanyetik dalgalar (gama fotonları) şeklinde radyasyon emisyonuyla kendiliğinden rastgele parçalanmasıdır. Parçacık emisyonunun aksine, gama bozunması izole olarak gerçekleşmez. Bir radyonüklid alfa veya beta bozunmasına uğradığında, çekirdek genellikle uyarılmış bir durumda bırakılır, sonunda tek veya birden fazla gama fotonu salarak uyarılmamış hale gelir. Bu gama fotonları, ilgili radyoaktif elementin karakteristiğidir. Parçalanmış nükleit ana element olarak adlandırılırken, yeni element ürün olarak adlandırılır. Ürün

radioaktifse, bir ürüne yol açan ana element gibi davranır. Süreç, son kararlı element oluşana kadar devam eder. Radyonüklitlerin oluştuğu bozunma adımlarına bozunma serileri denir. Radyoaktivite süreci, sıcaklık, basınç veya kimyasal bileşim gibi dış faktörlerden etkilenmez.

Bir radyonüklidin aktivitesi (A), bozunma veya dönüşüm hızını tanımlar ve SI birimi Becquerel (Bq) olarak verilir. Bir Becquerel, saniyede bir parçalanma olarak tanımlanır. Radyoaktif bozunma yasasına göre, bir radyonüklid maddesinin t anındaki bozunma hızı veya aktivitesi A , o belirli zamanda maddede bulunan radyoaktif çekirdek sayısı N ile doğru orantılıdır. Bu, matematiksel bir biçimde şu şekilde ifade edilir (Eşitlik 1.2);

$$A = \frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (1.2)$$

Burada λ , bozunma sabiti adı verilen bir orantı sabitidir. Bozunma sabiti radyonüklidin karakteristiğidir. Negatif işaret, zamanla aktivitenin azaldığını gösterir. Eşitlik (1.2)'in çözümü Eşitlik (1.3) ile verilir;

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.3)$$

Burada N_0 , $t = 0$ anındaki ana çekirdeğin başlangıç miktarı t , başlangıçtaki ana çekirdek sayısının şimdiki çekirdek sayısı N 'ye düşmesi için geçen zamandır. Zamanla aktivitenin değişimini bulmak için Eşitlik (1.3) zamana göre türevlendirilir, yani

$$A = \frac{dN}{dt} = \frac{d(N_0 e^{-\lambda t})}{dt} = -\lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.4)$$

Eşitlik şu şekilde yeniden yazılabilir:

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (1.5)$$

Burada $A_0 = -\lambda N_0$ radyoaktif maddenin başlangıç aktivitesidir. Eşitlik (1.5), radyoaktif bir maddenin aktivitesinin zamanla üstel olarak azaldığını ifade eder.

1.4. Radyoaktif Bozunmalar

Protonlar pozitif yüklüdür ve birbirini elektriksel olarak itmektedir. Bu nedenle, yalnızca çekirdeği bir arada tutan çekici bir kuvvet üreten nötronların fazlalığı gerekir, bu da kararlı çekirdekler için $N > Z$ olmasına yol açar. Ancak nötronların,

Coulomb itmesi nedeniyle çekirdeğin parçalanmasını engelleme kapasitesinin bir sınırı vardır. Bu olay, çekirdeklerin kararsızlık durumuna yol açar. Kararsızlık aynı zamanda, nükleonlar tarafından kuantum durumlarının doldurulmasından kaynaklanan kararsız konfigürasyonlara da bağlıdır.

Çekirdeklerin kararsızlıkları nedeniyle, alfa (α), beta (β) veya gama (γ) yayılımı ile bozunmaları gerçekleşir. Doğal olarak bulunan ağır çekirdeklerin çoğu, $Z = 82$ ile $Z = 92$ arasında olanlar, α yayılımı ile bozunur ve bu süreçte ana çekirdek hem kütle hem de yük kaybeder.

1.4.1. Alfa Parçacıkları

Bir alfa parçacığı, pozitif yüklü bir helyum iyonundan oluşur. Yüğü ve nispeten büyük boyutu nedeniyle, alfa parçacıkları sınırlı bir penetrasyon gücüne sahiptir, ancak çok yüksek iyonlaştırma kapasitesine sahip oldukları için, alfa parçacıkları yayan radyoizotoplar vücuda alındığında, vücutta çok ciddi iç hasara yol açabilir. Alfa parçacığı, iki proton ve iki nötrondan oluşan kararlı bir birleşimdir ve alfa parçacıklarının tek doğal kaynağı nükleer bozunmadır. Alfa parçacıkları, birçok ağır radyoaktif atom çekirdeğinden, bozunma sırasında yayılır. Alfa parçacığı yayımı, yalnızca yüksek atom numarasına sahip elementlerde gerçekleşir. Alfa parçacığı, iki nötron ve iki proton içerir ve bu nedenle dört birimlik bir kütle sahiptir, bu da onu son derece ağır bir parçacık yapar. Bu durum, bir radyoizotoptan alfa parçacığı yayıldığında, bu yayılmanın sonucu olarak dört kütle birimi daha hafif ve iki atom numarası daha düşük bir elementin oluşacağı anlamına gelir. Bu tür radyoaktif bozunmalara örnek olarak, ^{226}Ra radyumunun ^{222}Rn radona dönüşmesi verilebilir.

Alfa parçacığının düşük penetrasyon gücü vardır. Örneğin, 5 MeV kadar yüksek bir enerjiye sahip bir alfa parçacığı, dokularda 0.04 milimetreden daha kısa bir mesafede durması gerekir. Ancak, alfa parçacığı üretildiği çevrede, büyük kütlesi ve yüksek yükü nedeniyle oldukça etkileşimli olur. Bir malzeme içinden hareket ederken, enerji kaybı çarpışmalar sonucu gerçekleşir. Bu nedenle, alfa parçacıkları, yalnızca vücuda alındığında veya içeride bir yerle temas ettiğinde tehlikeli olabilir.

α (^4He -çekirdek) tipi reaksiyon şu şekilde ifade edilebilir:

$${}^A_ZX \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2}Y + {}^4_2\alpha + \gamma \quad (1.6)$$

Burada X, ana atomun kimyasal sembolünü; Y ise ürün atomunun sembolünü temsil eder. Bazı bozunmalarda γ yayılımı olmaz.

1.4.2. Beta Parçacıkları

Beta parçacıkları, alfa parçacıklarına göre daha fazla penetrasyon gücüne sahip olan elektronlardır, ancak iyonlaştırma kapasitesi daha düşük olduğu için, hücrelere alfa parçacıkları kadar zarar verici değildirler. Beta parçacıkları iki türdedir: negatronlar (elektronlar) ve pozitronlar.

Beta bozunması, bazı kararsız radyoaktif atom çekirdeklerinin başka çekirdeklere dönüşmesini sağlayan spontan bir nükleer süreçtir. Bir çekirdeğin kararlılığı, içinde bulunan nötron ve proton sayısı ile belirlenir. Çekirdek fazla nötrona sahipse, kararlı hale gelmesi için bir elektron yayar. Bu süreçte, zayıf etkileşim gücü adlı bir kuvvet, bir nötronu protona dönüştürür, böylece proton sayısı bir artar.

β^- parçacığı yayılımında, çekirdekteki bir nötron bir protona, elektrona ve bir antinötrinoya dönüşür:

$${}^1_0n \rightarrow {}^1_1p + {}^0_{-1}\beta + \bar{\nu}_e \quad (1.7)$$

Serbest elektronlar çekirdekte var olmaz, ancak β parçacığı orada oluşur ve çekirdek potansiyel engelini aşarak dışarı çıkar. Bu durum şu şekilde ifade edilir:

$${}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z+1}Y + {}^0_{-1}\beta + \gamma + \bar{\nu}_e \quad (1.8)$$

α parçacığındaki gibi, atomik kütle numarası ve atom numarası korunur. γ terimi, bir ürün çekirdeğin uyarılmış durumda oluşma olasılığını gösterir; bazı geçişler doğrudan temel duruma gider. β^- parçacığı yayılımı, nötron fazlalığına sahip bir nükleidin radyoaktif bozunmasına bir örnektir. Bu durumda bir nötron, (1.7) Eşitliğine göre bir protona dönüşür.

Benzer şekilde, proton sayısının fazla olduğu bir çekirdek, protonu nötrona dönüştürerek bir pozitron yayar. Beta bozunma sürecinde, çekirdek içindeki nötron ve proton sayısı toplamda değişmez. Nötron eksikliği olan çekirdekler, pozitron yayarak dengeye gelirler:

$${}^1_1p \rightarrow {}^1_0n + {}^0_1\beta^+ + \nu_e \quad (1.9)$$

Bu dönüşüm şu şekilde ifade edilir:

$${}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z-1}Y + {}^0_1\beta^+ + \gamma + \nu_e \quad (1.10)$$

α ve γ ışınlarının enerjisi ayırık ve iyi tanımlanmıştır, ancak β yayılımı, nötrino tarafından alınan enerji miktarına bağlı olarak sürekli bir spektrum verir.

Elektron yakalama (EC) durumunda, nötron eksikliği olan çekirdekler, $p \rightarrow n$ dönüşümü ile bozunurlar ancak ürünlerinin kütlesi, pozitron yayılımı için kabul edilebilir maksimum değerden daha büyüktür. Bu nedenle, bu çekirdekler yalnızca bir orbital elektronu yakalayarak bozunabilirler. Atom numarası bir birim azalır çünkü çekirdek negatif yük kazanır ve bu, pozitron yayılımı ile oluşan aynı ürünü yaratır. Elektron yakalama şu tür reaksiyonla ifade edilir:

$${}^A_ZX + {}^0_{-1}e^- \rightarrow {}^A_{Z-1}Y + \gamma + \nu_e \quad (1.11)$$

Doğada bazı beta yayıcılar bulunur, bunlar çoğunlukla uranyum, toryum ve aktinyum gruplarındaki ağır elementler arasında yer alır ve genellikle kristal kayaçlarla ilişkili olarak bulunurlar. Örneğin, toryum, bazı minerallerin başlıca bileşenidir; özellikle torit ve monazit (karışık nadir toprak ve toryum fosfatı) minerallerinde bulunur. Aktinit elementleri, periyodik tablodaki aktinyumdan sonraki 14 kimyasal elementtir ve bunların tümü radyoaktif olup, çekirdekleri o kadar büyüktür ki kararsızdırlar ve kendiliğinden fisyon geçirdiklerinde büyük miktarlarda enerji salarlar. Genel olarak, uranyum, toryum ve aktinyum gruplarındaki ağır elementlerin nötron fazlalığı bulunur ve bu nedenle elektron yayararak bozunurlar.

1.4.3. Gama Radyasyonu

Gama radyasyonu/ışını, atom çekirdeklerinin radyoaktif bozunmasından kaynaklanan yüksek enerjili, derinlemesine nüfuz edebilen elektromanyetik bir radyasyondur. Ayrıca, hızlandırıcılar gibi elektrik alanlarında hızlanan yüklü parçacıklar tarafından da yayılabilir. Gama radyasyonunun düşük doğrusal enerji transferi (LET) vardır, yani maddeyle etkileşime girdiğinde, gama enerjisi uzun mesafelerde birikir ve ışınlar önemli bir mesafe kat edebilir. Gama yoğunluğu, gama

ışınları atomların kabuklarındaki elektronlarla çarpıştığında azalır. Gama ışınları kütsüz ve elektrik yükü taşımayan, çoğunlukla dolaylı iyonlaşmaya neden olan ışınlardır.

Doğal gama ışını kaynakları arasında, karasal radyonüklidlerin gama bozunması ve kozmik ışın parçacıklarıyla atmosferdeki etkileşimlerden kaynaklanan ikincil radyasyon bulunur. Gama ışınları ilk olarak, uranyum, radyum, toryum gibi doğal radyoaktif maddelerden yayıldığı tespit edilmiştir. X-ışınlarıyla benzer özellikler gösterse de gama ışınlarının kaynağı farklıdır: Gama ışınları nükleer süreçlerden kaynaklanırken, X-ışınları atomik süreçlerden türetilir.

Gama ışınları, farklı kaynaklardan da üretilebilir. Örneğin, alfa veya beta parçacıkları ana çekirdekten salındığında, yeni oluşan çekirdek, normal halinden daha fazla enerjiye sahip olabilir. Bu durumda çekirdek fazla enerjisini gama ışını olarak yayarak daha düşük bir enerji seviyesine iner. Ayrıca, gama ışınları nükleer reaksiyonlar sırasında da üretilebilir. Örneğin, bir nötron bir protonla birleşerek döteryum oluşturduğunda, gama ışınları yayılabilir. Elektron ile karşıtı olan pozitron birleştiğinde de gama ışını yayılır.

Bir ana çekirdeğin bozunmasından sonra, oluşan ürün çekirdek ya temel durumda ya da uyarılmış durumda olabilir. Uyarılmış bir çekirdek, enerji kaybederken iki farklı şekilde davranabilir:

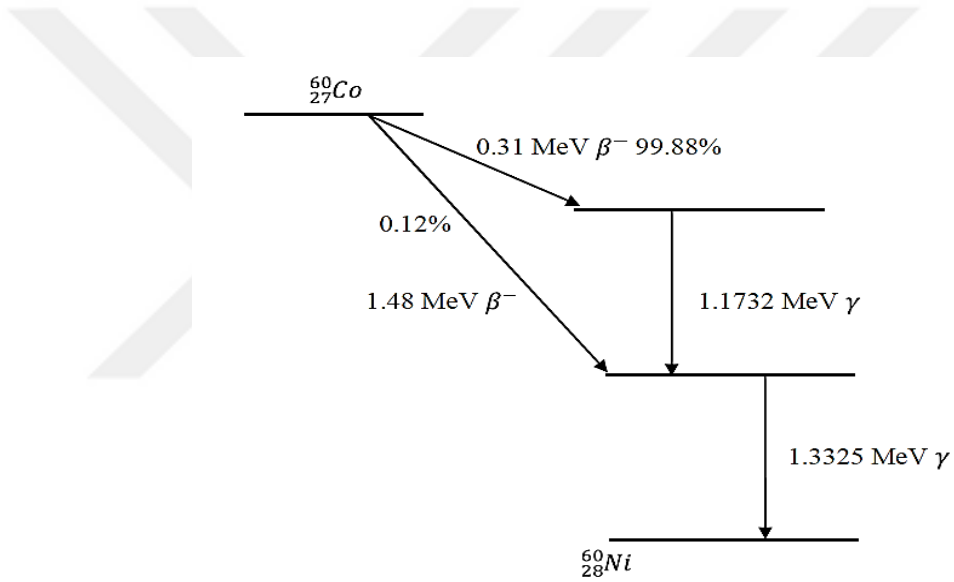
Gama Işını Emisyonu: Çekirdek enerji kaybederken bir veya daha fazla gama ışını yayar. Yayınlanan gama ışınlarının toplam enerjisi, çekirdeğin orijinal uyarılma enerjisine eşittir.

İç Dönüşüm: Çekirdek, uyarım enerjisini atomdaki en sıkı bağlı elektronlardan birine, genellikle K elektronuna aktarır. Elektron, çekirdekten ayrılır ve bu enerji farkı, karakteristik X ışınları veya Auger elektronlarının yayılmasına yol açar. İç dönüşüm olasılığı, atom numarasının (Z) büyüklüğü ve uyarım enerjisinin yüksekliğiyle artar. Bozunma sırasında yayılan alfa parçacıkları, gama ışınları ve iç dönüşüm elektronları, belirli ve karakteristik enerji değerlerine sahiptir. Bu karakteristik spektrumlar, çekirdeklerin ve atom elektronlarının izin verilen enerji seviyelerine benzer şekilde belirli enerji seviyelerine sahip olduğunu gösterir.

Atom numarası 82'den küçük olan kararsız çekirdekler, çeşitli işlemlerle bozunur. Bu işlemler şunları içerir (Şekil 1.2):

- Beta bozunması: Enerjik olarak mümkün olduğunda gerçekleşir.
- Nötr ana atomların (p) ve potansiyel ürün atomun (d) kütleleri için aşağıdaki koşullar geçerlidir:
 - β^- Bozunma: $m_p > m_d$
 - β^+ Bozunma: $m_p > m_d + 2m_e$
 - Elektron yakalama: $m_p > m_d$

Burada m_p ana atomun kütlesi; m_d ürün atomun kütlesi ve m_e bir elektronun kütlesidir. Örneğin, ^{60}Ni çekirdeği, 5272 yıl yarı ömre sahip beta bozunumu yayarak uyarılmış bir duruma geçer. Ardından, iki gama bozunumu yoluyla ^{60}Ni 'nin temel durumuna hızlı bir şekilde geri döner (Şekil 1.2).



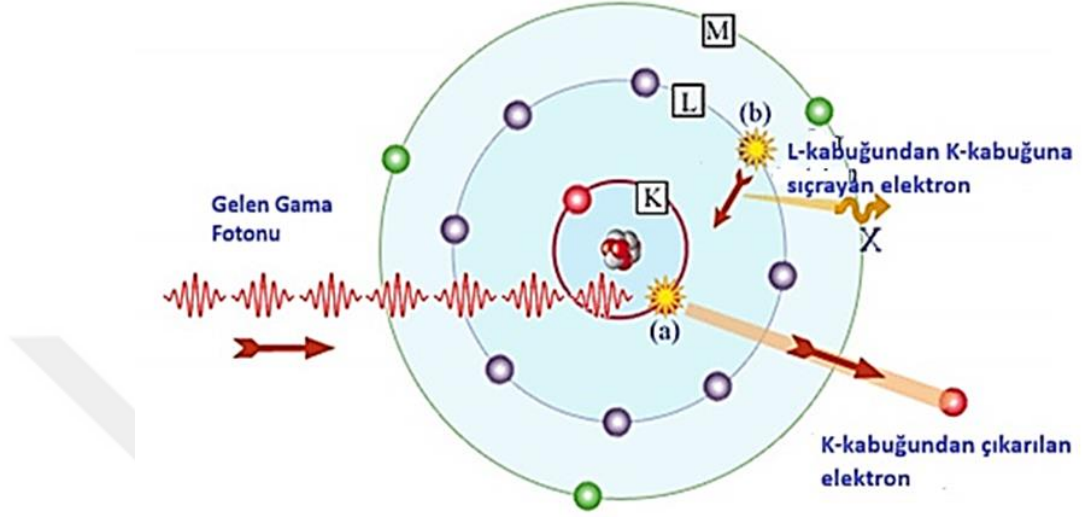
Şekil 1.2. Beta bozunması temel duruma veya ürün çekirdekteki uyarılmış bir durumuna olabilir. Uyarılmış durumda, bozunmaları gama ışını yayılımı veya iç dönüşüm izler.

1.5. Gamaların Maddeyle Etkileşim Yolları

1.5.1. Fotoelektrik olay

Fotoelektrik etki, fotoelektrik olayda (bazen fotoetki olarak da adlandırılır) foton, bir atomun sıkıca bağlı bir yörünge elektronuyla etkileşime girer. Bu etkileşimde, gelen foton tamamen kaybolur ve yörünge elektronu ise atomdan E_K

kinetik enerjisine sahip bir fotoelektron olarak dışarı atılır. Burada $h\nu$, gelen fotonun enerjisi, E_B ise elektronun bağlanma enerjisi ya da iş fonksiyonu olarak adlandırılır. (Şekil 1.3).



Şekil 1.3. Fotoelektrik etkinin mekanizması (Url-4, 2025)

Dolayısıyla, eğer burada h Planck sabiti ve ν gelen fotonun frekansı ise $E = h\nu$ foton enerjisi ise, o zaman dışarı atılan fotoelektronun kinetik enerjisi Eşitlik 1.5 ile verilir.

$$E_K = h\nu - E_B \quad (1.5)$$

Eşitlik 1.5'den, fotoelektronlar sadece gama foton enerjisi malzemenin iş fonksiyonuna ulaştığında veya onu geçtiğinde yayıldığı sonucuna varılır (Podogorsak, 2005). Elektronun fırlatıldığı enerji seviyesi, gelen gama radyasyonunun enerjisine bağlıdır. En olası olarak fırlatılacak elektron, K kabuğundaki elektron olur; ardından gama enerjisi daha düşükse, sırasıyla L ve M kabuklarından elektronlar fırlatılabilir. Bu durum, fotoelektrik soğurma eğrilerinde süreksizliklere yol açar. Bu süreksizlikler, elektron kabuklarının bağlanma enerjilerine karşılık gelen soğurma kenarlarında meydana gelir. Başka bir deyişle, fotoelektrik soğurma eğrisindeki bu kesilme noktaları, soğurulan bir fotonun enerjisinin elektronik bir geçiş veya iyonlaşma potansiyeline karşılık geldiği dalga boyların da ortaya çıkar.

Bir atomun bir elektron kabuğundan elektron fırlatabilmesi için, gelen radyasyonun enerjisi, o kabuktaki elektronun bağlanma enerjisinden daha büyük olmalıdır. Eğer gelen fotonun enerjisi, atomdaki bir elektron kabuğunun bağlanma enerjisinden daha düşükse, o kabuk tarafından ısıtım soğurulmaz. Örneğin, K kabuğundaki elektronun bağlanma enerjisinin hemen altında bir enerjiye sahip bir gama ışını, K kabuğundaki elektronu dışarı atamaz. Fotoelektrik etki için atomik zayıflama katsayısı (τ), Eşitlik (1.6)'da gösterilen ilişkiye göre, soğurucunun atom numarasına (Z) ve gama ışını enerjisine ($h\nu$) bağlıdır (Podogorsak, 2005).

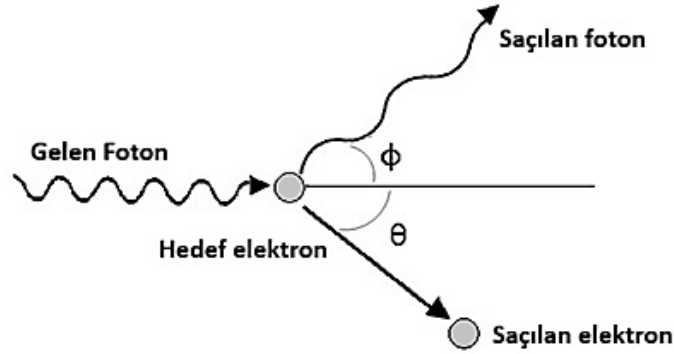
$$\tau = \frac{Z^4}{(h\nu)^3} \quad (1.6)$$

Bu eşitliğin önemi, fotoelektrik etkinin daha ağır atomlara sahip malzemelerde ve düşük gama enerjilerinde daha belirgin bir şekilde arttığını göstermesidir.

Fotoelektrik etkiden sonra, atom genellikle bir uyarılmış durumda kalır. Bu durum kısa süreli olup, atom hızla denge durumuna geri döner. Dengeye dönüş, kalan elektronlar arasında enerjinin yeniden dağıtılmasıyla sağlanır. Bu süreç, daha fazla elektronun serbest bırakılmasına (Auger olayı) ve toplam enerjinin bir kısmının malzemeye (örneğin, bir dedektöre) aktarılmasına yol açar. Alternatif olarak, fırlatılan fotoelektronun yerini daha yüksek enerjili bir elektron alabilir ve bu süreç sırasında karakteristik x-ışınları yayılır.

1.5.2. Compton Saçılması

Compton etkisi, bir fotonun serbest ve hareketsiz bir yörünge elektronuyla etkileşimini tanımlar (Şekil 1.4). Bu etkileşimde, gelen fotonun enerjisi ($h\nu$), elektronun bağlanma enerjisinden çok daha büyüktür. Compton saçılmasında, gelen foton enerjisinin bir kısmı elektrona aktarılır. Bu enerji transferi sonucunda, elektron fotonun orijinal yönünden belirli bir açı (θ) ile saptırılır ve bu hareket, elektronun geri tepme kinetik enerjisi (E_K) olarak işlev görür. Elektronun kinetik enerjisi (E_K), tüm saçılma açıları için farklı değerler alabilir. Yani, elektronun kinetik enerjisi, sıfırdan başlayarak gelen gama ışını enerjisinin büyük bir kesrine kadar değişebilir.



Şekil 1.4. Compton saçılmasının mekanizması (Venugopal & Bhagdikar, 2013).

Etkileşim sonrasında, gelen gama ışını fotonu enerjisinde bir azalma gösterir ve bu foton, azalmış enerji $h\nu'$ ile, orijinal yönüne göre θ açısı ile sapıtılır. Foton enerjisindeki azalma, fotonun frekansındaki düşüşe neden olur. Yani, fotonun enerjisi azaldığında, frekansı da azalır. Bu enerji transferinin ve saçılmanın etkisini hesaplamak için, geri tepme elektronuna düşen kinetik enerji, Eşitlik (1.7)'ye göre belirlenir:

$$E_K = h\nu - h\nu' \quad (1.7)$$

Eşitlik (1.7)'ye göre, elektronun geri tepme kinetik enerjisi, gelen fotonun enerjisinden saçılan fotonun enerjisinin çıkarılmasıyla hesaplanabilir. Saçılan fotonun enerjisinin gelen fotonun enerjisine oranı Eşitlik (1.8) ile verilir.

$$\frac{h\nu}{h\nu'} = \frac{1}{1 + (1 - \cos\theta)h\nu/m_e c^2} \quad (1.8)$$

Burada m_e elektron kütlesi ve c , boşlukta ışık hızıdır. Dalga boyları ve hız açısından Eşitlik (1.8) şu şekilde yazılabilir.

$$\frac{\lambda}{\lambda'} = \frac{1}{1 + \frac{hc}{\lambda m_e c^2}(1 - \cos\theta)} \quad (1.9)$$

Burada $\lambda' (= c/\nu')$ saçılan fotonun dalga boyudur, $\lambda (= c/\nu)$ gelen fotonun dalga boyudur. Eşitlik (1.9), sadeleştirilirse

$$\lambda' - \lambda = \frac{h}{m_e c}(1 - \cos\theta) \quad (1.10)$$

elde edilir. Foton frekansındaki bir değişiklik, foton dalga boyunda bir değişikliğe neden olur ve bu $\Delta\lambda$, Compton ilişkisi ile verilir (Podogorsak, 2005).

$$\Delta\lambda = \lambda' - \lambda = \lambda_c(1 - \cos \theta) \quad (1.11)$$

Burada $\lambda_c(=h/m_e c)$ Compton dalga boyudur ve değeri şudur (Podogorsak, 2005).

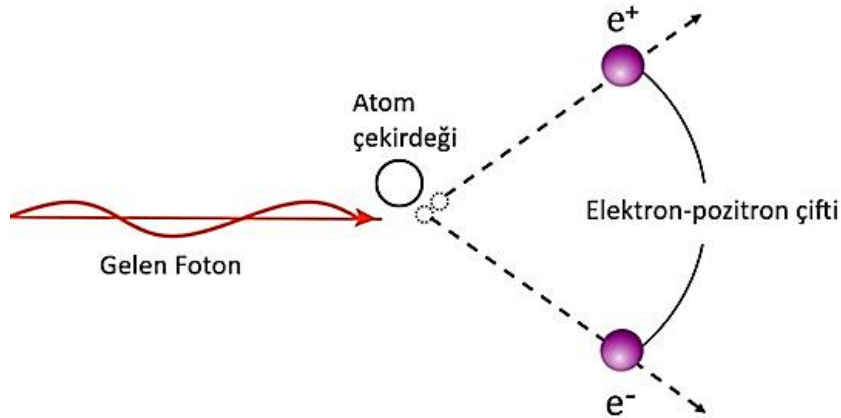
$$\lambda_c = \frac{h}{m_e c} = 0,024 \text{ Å} \quad (1.12)$$

Compton saçılması için soğurma kesiti σ , Eşitlik (1.13) ile malzemenin atom numarası Z ve gama ışınının enerjisi $h\nu$ ile ilişkilidir (Podogorsak, 2005).

$$\rho \propto \frac{Z}{h\lambda} \quad (1.13)$$

1.5.3. Çift Oluşum

Bir foton, bir atomun çekirdeğinin Coulomb alanında bir elektron-pozitron çiftine dönüşebilir (Şekil 1.5). Ancak, çift oluşumunun gerçekleşebilmesi için gama ışınının enerjisinin, bir elektronun durgun kütlesinin en az iki katı olması gerekir. Bu enerji değeri, 1022 keV'dir (Omer & Hajima, 2018).



Şekil 1.5. Çift oluşum mekanizması (Omer & Hajima 2018).

Çift oluşum sırasında, oluşan elektron ve pozitron, gama ışınının fazla enerjisini eşit bir şekilde paylaşır. Bu fazla enerji, elektron ve pozitronun kinetik

enerjisine dönüşür. Zamanla, bu parçacıklar ortamda yavaşlar ve enerjilerinin bir kısmını kaybederler. Sonuç olarak, malzeme içinde soğurulan net enerji, aşağıdaki Eşitlikle ifade edilir:

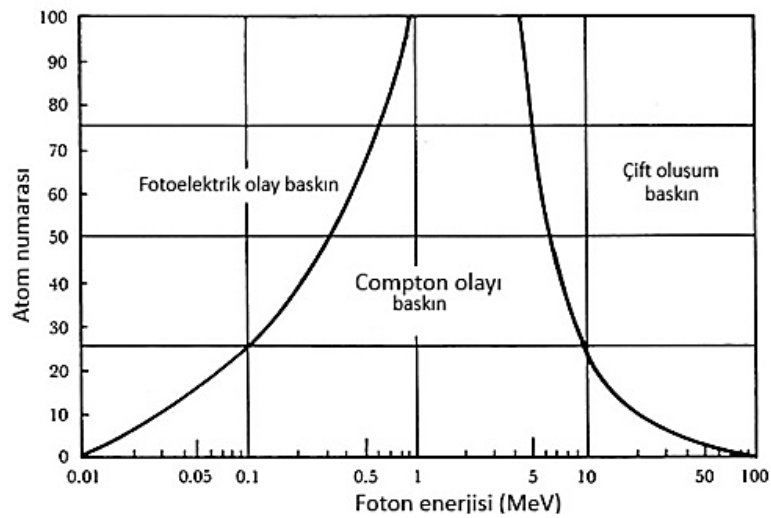
$$E_p = h\nu - 2m_e c^2 \quad (1.14)$$

Burada, E_p , oluşan elektron-pozitron çiftinin kinetik enerjisidir. $2m_e c^2$ (yani, 1022 keV), çift oluşumun gerçekleşebilmesi için gerekli enerji eşiğidir. Bu Eşitlike göre, fotonun enerjisinden, çift oluşum için gereken enerji eşiği çıkarıldığında geriye kalan enerji, elektron ve pozitronun kinetik enerjisi olarak malzemeye aktarılır. Çift oluşum için atomik zayıflama katsayısı κ , atom numarası Z 'ye bağlıdır ve Eşitlik (1.15) ile verilir (Podogorsak,2005).

$$\kappa \propto Z^2 \quad (1.15)$$

1.5.4. Bireysel Etkilerin Görece Baskınlığı

Bir fotonun, bir malzeme ile çeşitli etkileşim olaylarından herhangi biriyle etkileşime girme olasılığı, fotonun enerjisi ($h\nu$) ve malzemenin atom Z 'ye bağlıdır. Genel olarak, fotoelektrik etki düşük foton enerjilerinde, Compton etkisi orta enerjilerde ve çift üretimi yüksek foton enerjilerinde baskın olur (Şekil 1.6).



Şekil 1.6. Foton etkileşim süreçlerinin görece baskınlığı (Podogorsak,2005)

Örneğin, 100 keV'lik bir foton, kurşun ($Z = 82$) ile çoğunlukla fotoelektrik olay yoluyla etkileşir ve yumuşak doku ($Z_{eff} = 7.5$) ile ise çoğunlukla Compton etkisi yoluyla etkileşir. Öte yandan, 10 MeV'lik bir foton, kurşun ile çoğunlukla çift üretimi yoluyla etkileşir ve doku ile ise çoğunlukla Compton etkisi yoluyla etkileşir (Podogorsak, 2005).

1.6. İkincil Denge

Radyoaktif bozunma süreci genellikle yalnızca tek bir izotopla sınırlı değildir; çoğu durumda, bir radyoaktif çekirdeğin bozunması sonucu ortaya çıkan ürün çekirdek de kararsız olabilir ve bu çekirdek de kendi bozunma sürecini sürdürür. Bu şekilde birbirini izleyen bozunmalar zinciri, “radyoaktif bozunma zinciri” veya “radyoaktif bozunma serisi” olarak adlandırılır. Bozunma zincirindeki her bir ara ürün, kendisinden önce gelen izotopun bozunmasıyla oluşur ve daha sonra kendi yarı ömrüne bağlı olarak bozunmaya devam eder (Krane, 1988; IAEA, 2003).

Bu süreçte her bir ara ürünün aktivitesi hem üretim hızına hem de kendi bozunma hızına bağlıdır. Eğer ana izotopun yarı ömrü (T_a), ürün izotopunkinden (T_b) çok daha uzun ise ($T_a \gg T_b$), belirli bir sürenin ardından ürün izotopun aktivitesi, ana izotopun aktivitesine eşit hale gelir. Bu özel denge durumu “ikincil denge” ya da “seküler denge” olarak adlandırılır (Knoll, 2010; Krane, 1988).

İkincil denge, radyoaktif bir ana izotop (A) ile onun bozunması sonucu oluşan ve yine radyoaktif olan ürün izotop (B) arasında kurulan özel bir dengedir. Bu denge, A'nın yarı ömrü B'nin yarı ömründen çok daha uzun olduğunda ($\lambda_a \ll \lambda_b$) ve gözlem süresi, B izotopunun birkaç yarı ömrünü aşacak kadar uzun olduğunda gerçekleşir. Bu koşullarda, B izotopunun üretim hızı (A'nın bozunma hızı) ile kendi bozunma hızı birbirine eşit hale gelir ve böylece sistem dinamik bir dengeye ulaşır (Knoll, 2010; IAEA, 2003; UNSCEAR, 2000).

Başlangıçta yalnızca ana izotop (A) mevcut olup, ürün izotop (B) yoktur. Zamanla A izotopları bozunmaya başladıkça B izotopları üretilir. İlk aşamada B'nin üretim hızı düşük olsa da zamanla bu hız artar ve sonuçta B'nin üretim ve bozunma hızları eşitlenir. Bu noktadan sonra, her yeni üretilen B atomu, ortalama olarak

bozunan bir B atomunun yerini alır ve sistemdeki B izotoplarının sayısı sabit kalır. Bu durum seküler denge olarak tanımlanır (Krane, 1988).

1.6.1. İkincil Denge Matematiksel Modeli

Bir radyoaktif ana çekirdek A'nın, bozunma sabiti λ_a ile bozunarak, yine radyoaktif olan ve bozunma sabiti λ_b olan ürün çekirdek B'ye dönüşmesi durumu düşünülürse, A'nın zamanla değişen miktarı şu şekilde ifade edilir:

$$N_A = N_{A0} e^{-\lambda_A t} \quad (1.16)$$

Burada, N_A , t anındaki A atomlarının sayısını, N_{A0} ise başlangıçtaki A atomlarının sayısını temsil eder.

Ürün izotopun (B) t anındaki değişim hızı ise üretim ve bozunma farkı ile ifade edilir. B'nin bozunma hızı $\lambda_B N_B$ ile ifade edilir. Bu, B'nin üretim hızı ile bozunma hızı arasındaki farktır. B'nin sayısının zamanla değişimi şu şekilde yazılabilir:

$$\frac{dN_B}{dt} = \lambda_A N_A - \lambda_B N_B \quad (1.17)$$

Bu diferansiyel denklemin çözümüyle B izotopunun sayısı:

$$N_B = \frac{\lambda_A N_{A0}}{\lambda_B - \lambda_A} (e^{-\lambda_A t} - e^{-\lambda_B t}) \quad (1.18)$$

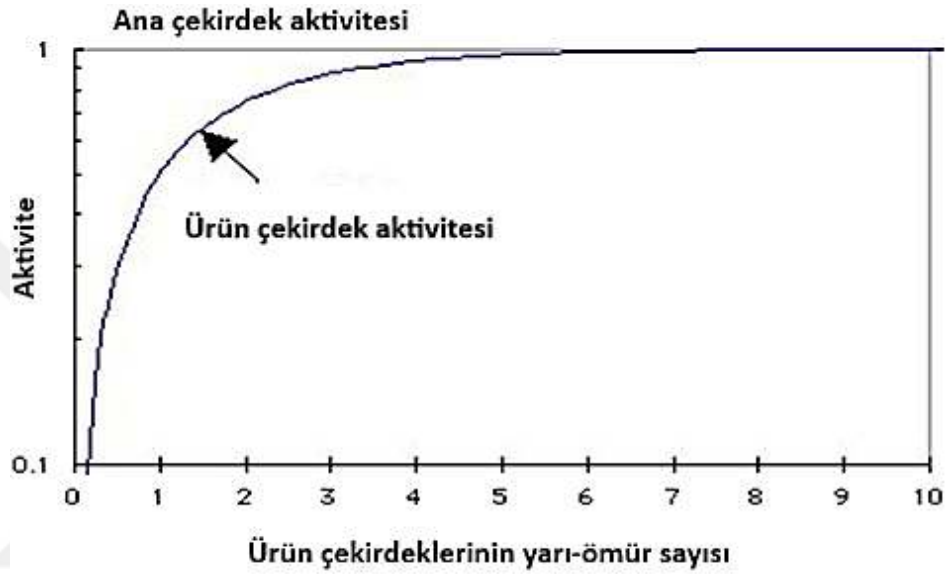
Eğer $\lambda_A \ll \lambda_B$ ve gözlem süresi ürün izotopun yarı ömründen çok uzunsa, $e^{-\lambda_B t} \approx 0$ kabul edilir ve denklem sadeleşir:

$$A_B = \lambda_B N_B \approx \lambda_A N_{A0} e^{-\lambda_A t} = A_A \quad (1.19)$$

Bu son formül, B atomlarının üretim hızının, A atomlarının bozunma hızına eşit olduğunu gösterir. Bu durumda, A ve B atomları ikincil dengede kabul edilir.

İkincil denge, ana atomun (A) bozunma hızı ile ürün atomun (B) üretim hızının eşit olduğu bir durumdur. Bu dengeye, A'nın yarı ömrünün B'ye göre çok daha uzun olduğu ve gözlemlerinin B'nin yarı ömründen kısa olduğu durumlarda ulaşılır. Bu denge, bozunma zincirlerinde oldukça önemlidir ve radyoaktif izotopların zamanla nasıl evrildiğini anlamamıza yardımcı olur.

Şekil 1.7'de, ikincil dengenin zamanla nasıl oluştuğu grafiksel olarak sunulmuştur. Ana izotopun miktarı zamanla eksponansiyel olarak azalırken, ürün izotopun aktivitesi başlangıçta sıfırdan başlayarak artar. Bu artış, ana izotopun bozunmasıyla üretilen ürün çekirdeklerin zamanla birikmesiyle gerçekleşir. Yeterli zaman geçtikten sonra– üretim ve bozunma hızları eşitlenir ve sistem ikincil dengeye ulaşır (Knoll, 2010; Krane, 1988; IAEA, 2003).



Şekil 1.7. Bir ana ve ürün radyonüklidin ikincil dengesi (Sumia,2016)

1.7. Radyoaktif Birimler

1.7.1. Aktivite Birimi

Radyoaktif maddenin belirli bir zaman aralığındaki bozunma miktarına aktivite denir. Bir kaynaktaki radyoaktivite miktarı, atomların radyoaktif parçalanmaya uğrama hızı ile ölçülür. Bunun doğal birimi, saniyedeki bozunma sayısıdır (dps) ve radyoaktiviteyi keşfeden kişinin onuruna Becquerel (Bq) olarak tanımlanmıştır. SI birim sisteminde aktivite birimi Bq'dir.

$$1Bq = 1dps \left(\frac{\text{bozunma}}{\text{saniye}} \right) (s^{-1}) \quad (1.20)$$

Radyoaktivite için özel birim Curie (Ci) olup, bir gram radyumda saniyede gerçekleşen bozunma sayısına karşılık gelir. Radyum, saf formda bulunan ve uzun yarı

ömrü (1600 yıl) olan bir element olduğu için seçilmiştir. Bir Curie, 3.7×10^{10} bozunma/saniye (dps) olarak tanımlanır.

$$1Ci = 3.7 \times 10^{10} Bq \quad (1.21)$$

$$1Bq = 2.703 \times 10^{-11} Ci \quad (1.22)$$

Curie oldukça büyük bir birim olduğu için, bu birimin çeşitli kesirleri de kullanılmaktadır. Bunlar arasında miliCurie (mCi), bir Curie'nin binde biri yani 3.7×10^7 dps ve mikro-Curie (μCi), bir Curie'nin bir milyonuncusu yani 3.7×10^4 dps olarak kabul edilir.

Bir radyoizotopun genellikle kararlı izotoplarla karışmış bir halde bulunması söz konusudur. Bu yüzden özel aktivite, bir örneğin belirli bir ağırlık veya eşdeğer ağırlığı başına düşen radyoaktivite miktarı olarak tanımlanır. Özel aktivite, bir örnekteki radyoizotopların bağıl bolluğunu ifade eder. Bu genellikle dps (bozunma/saniye), dpm (bozunma/dakika), cpm (sayım/dakika) ya da Curie, mCi veya μCi birimleriyle ifade edilir (Solomon, 2005; Kibar, 2023).

1.7.2. Maruz Kalma (Işınlama) Birimi

Bir yerdeki radyasyon yoğunluğu, o yerin maruziyeti olarak tanımlanır. Maruziyet, o alandaki radyasyonun iyonizasyon üretme kabiliyetiyle ölçülür. Uluslararası kabul edilen ilk radyasyon doz birimi Röntgen'dir. Bir Röntgen, 1 mL hava içinde 1 elektrostatik yük birimi üreten x veya gama ışınları miktarı olarak tanımlanır.

Röntgen'in SI birim sistemindeki ışınlama birimi olarak kabul edilen karşılığı Coulomb/kg (C/kg) elde edilir. C/kg, normal hava şartlarında (0 °C ve 760 mmHg hava basıncında) havanın 1 kg'ında 1 C'luk elektrik yükü değerinde pozitif ve negatif iyonlar oluşturan x veya gama radyasyon miktarıdır (Kibar, 2023).

$$1C/kg = 3.88 \times 10^3 R \quad (1.23)$$

$$1R = 2.58 \times 10^{-4} C/kg \quad (1.24)$$

Röntgen, sadece ışınlama birimidir, radyasyon demetindeki foton sayısını ya da enerjisini vermez (Solomon, 2005; Kibar, 2023).

1.7.3. Soğurulan Doz Birimi

Röntgen, hava içindeki radyasyon alanını tanımlar fakat maddelerde veya dokularda soğurulan doz hakkında bilgi vermez. Radyasyon bir nesneden geçerken, enerjisinin bir kısmı bu maddeye aktarılır. Buna soğurulan doz denir. Röntgen'in sınırlamaları nedeniyle, 1956'da iyonlaştırıcı radyasyon tarafından 1 gram herhangi bir malzemeye verilen enerji miktarını ifade eden rad birimi kabul edilmiştir. Bir rad, 1 gram malzemeye 100 erg enerji verilmesini ifade eder. Rad, x veya gama ışınlarının yumuşak dokuya verdiği dozla yaklaşık olarak eşdeğerdir. Bir rad, soğurucu maddenin gramı başına 100 erg'lik soğurulan enerji miktarıdır.

$$1rad = 100erg/g \quad (1.25)$$

SI birim sisteminde, 1 Joule = 10^7 erg ve 1 kg = 1000 g olduğundan 1970 yılında absorbe edilen radyasyon doz birimi olarak Gray (Gy) kabul edildi. Gray, soğurulan doz birimidir ve rad ile eşdeğerdir. Gray, iyonlaştırıcı radyasyonun malzemeye verdiği enerjiyi 1 joule/kg olarak tanımlar (Solomon, 2005; Kibar, 2023)

$$1Gy = 100rad = \frac{1J}{kg} = 6.24 \times 10^{12} MeV/kg \quad (1.26)$$

$$1rad = 0.01Gy \quad (1.27)$$

1.7.4. Eşdeğer Doz Birimi

Radyasyonun biyolojik dokularda oluşturduğu etkiler, kullanılan radyasyon türüne göre farklılık gösterir. Bu yüzden, biyolojik etkiyi karşılaştırmak için röntgen eşdeğer insan (rem) birimi kullanılır. Bir rem, herhangi bir radyasyonun, 1 rad x-ışınlarının biyolojik etkilerine karşılık gelen dozunu ifade eder. Rem cinsinden doz, rad cinsinden dozla kalite faktörü (Q) çarpılarak hesaplanır. Uluslararası Radyasyon Koruma ve Ölçüm Komitesi'ne (ICRP, 1977) göre, gama ışınları, x-ışınları ve beta radyasyonlarının kalite faktörü 1, nötronlar ve protonlar için 10, alfa parçacıkları ve ağır iyonlar için 20'dir (Solomon, 2005).

Radyasyonun biyolojik etkilerini değerlendiren Relatif Biyolojik Etkinlik (RBE), belirli bir enerjideki fotonların soğurulan dozunun, biyolojik etkiyi eşdeğer

şekilde üreten başka bir iyonlaştırıcı radyasyonun soğurulan dozuna oranı olarak tanımlanır.

Doz Eşdeğeri (DE) şu şekilde hesaplanır:

$$DE (rem) = QxNxRad \quad (1.28)$$

Burada; Q, kalite faktörü ve N, başka bir dönüşüm faktörü (ICRP tarafından değeri 1 kabul edilir).

Son zamanlarda, etkin doz, doz eşdeğeri yerine daha merkezi bir kavram olarak kullanıma girmiştir. Etkin doz, farklı radyasyon türlerinin etkilerini ve farklı organların duyarlılıklarını hesaba katarak insan sağlığına olan riski ölçen bir kavramdır. Etkin doz, organ dozlarının, her organın kanser geliştirme riskine göre belirlenen "risk ağırlıklandırma faktörleri" ile çarpılmasıyla hesaplanır. Örneğin, eğer akciğerler 2 mSv (risk ağırlıklandırma faktörü 0.12) ve tiroid 1 mSv (risk ağırlıklandırma faktörü 0.05) alıyorsa, etkin doz şu şekilde hesaplanır:

$$Etkin\ doz = (2 \times 0.12) + (1 \times 0.05) = 0.29 mSv \quad (1.29)$$

Bu model, vücuda 0.29 mSv eşdeğer bir riskin, akciğerlerin 2 mSv ve tiroidin 1 mSv almasıyla aynı kanser riskini oluşturduğunu öne sürer. Sievert (Sv) ise doz eşdeğeri birimidir ve rem ile eşdeğerdir (Solomon, 2005; Kibar, 2023).

$$1Sv = 100rem \quad (1.30)$$

$$1Sv = RBE \times Gy \text{ veya } Q \times N \times Gy \quad (1.31)$$

1.7.5 Maksimum İzin Verilen Doz

Yıllar içinde yapılan araştırmalar, iyonlaştırıcı radyasyonun yalnızca tehlikeli değil, aynı zamanda ölümcül olabileceğini göstermiştir. Bu nedenle, birçok uluslararası kuruluş radyasyon tehlikeleri ile ilgili standartlar geliştirmiştir. Bu kuruluşlar arasında Ulusal Bilim Akademisi, Ulusal Araştırmalar Konseyi, Uluslararası Radyasyon Koruma Komitesi (ICRP), Ulusal Radyasyon Koruma ve Ölçüm Konseyi (NCRP), Birleşmiş Milletler Atomik Radyasyon Etkileri Komitesi (UNSCEAR) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) bulunmaktadır.

Maksimum izin verilen doz (MPL) önerileri, genellikle toplumun iki gruba ayrılmasıyla yapılır: Genel halk ve radyasyon çalışanları. Radyasyon çalışanlarının maruz kalabileceği doz, genel halk için belirlenen sınırdan daha yüksek olabilir. Bu, "radyasyon çalışanlarının" bu riski kabul ettikleri ve mesleklerinden kaynaklanan faydalarla değiş tokuş yaptıkları varsayımıyla yapılır. Genel halk için maksimum izin verilen doz, 1 mSv/yıl olarak belirlenmiştir (Solomon, 2005).



İKİNCİ BÖLÜM

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Çevresel örneklerdeki doğal olarak oluşan radyonüklidler nedeniyle radyasyona maruz kalma riskini değerlendirmek için çok sayıda çalışma yapılmıştır. Hindistan'ın Eloor Adası'ndaki toprak örneklerinde doğal radyoaktivite seviyesi üzerine yapılan bir çalışmada, 0.1 mSv/yıl ile 0.7 mSv/yıl arasında değişen bir açık hava yıllık etkin dozu ve 0.3 mSv/yıl ortalama değeri bildirilmiştir (Dhanya ve diğ., 2015). Tüm değerler, 1 mSv/yıl 'dan daha düşük önerilen doz aralığındadır. Kıbrıs'ta, çeşitli jeolojik oluşumları içeren bir araştırma, ^{232}Th , ^{238}U ve ^{40}K 'ın sırasıyla 39.8 Bq/kg, 39.3 Bq/kg ve 565.8 Bq/kg maksimum konsantrasyonlarını bildirmiştir; maksimum gama soğurulma dozu ise 51.3 nGy/saat'dir ve bu da dünya ortalaması olan 60 nGy/saat'in altındadır (Tzortzis & Tsertos, 2004).

Chowdhury, Alam ve Hazari tarafından 1999 yılında Bangladeş'in Chittagong bölgesindeki nehir tortulları ve kıyı topraklarında bulunan radyoaktif nüklidlerin aktivite konsantrasyonları ve dağılımları üzerine bir araştırma yapılmıştır. Bu çalışmada, ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K elementlerine ait ölçülen ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 94, 129 ve 772 Bq/kg olarak bulunup dünya ortalamaları olan 35, 30 ve 400 Bq/kg değerlerinin üzerinde olduğu tespit edilmiştir (Chowdhury ve diğ., 1999). Benzer şekilde, 2004 yılında Tzortzis ve diğerleri (2004) tarafından Kıbrıs yüzey topraklarında ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktif elementlerinin aktivite konsantrasyon düzeyleri üzerine bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma kapsamında söz konusu radionüklidlerin konsantrasyonlarının sırasıyla 0.01–39.3 Bq/kg, 0.01–39.8 Bq/kg ve 0.04–565.8 Bq/kg arasında değiştiği belirlenmiştir (Tzortzis ve diğ., 2004).

Doğal radyoaktiviteye ilişkin bir başka analiz, Hindistan'ın Tamil Nadu eyaletine bağlı Krusadai Adası'ndan toplanan kum tortullarında gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada gama spektrometresi kullanılmış ve NaI (TI) dedektörüyle ölçümler yapılmıştır. ^{238}U 'in ortalama aktivite konsantrasyonu background düzeyinin altında bulunmuş, ^{232}Th için maksimum aktivite konsantrasyonu 27.81 Bq/kg olarak ölçülmüştür. ^{40}K için ise maksimum aktivite konsantrasyonu 413.13 Bq/kg arasında

rapor edilmiştir. Diğer radyolojik parametrelerin tamamının önerilen sınırların altında olduğu belirtilmiştir (Valan ve diğ., 2015).

Pakistan'ın Pencap bölgesinde de benzer bir çalışma yapılmış ve doğal olarak bulunan radyoaktif elementlerin topraktaki aktivite konsantrasyonları incelenmiştir. Bu çalışmada p-tipi koaksiyel HPGe tabanlı gama spektrometresi kullanılmıştır. Ölçülen ortalama konsantrasyonlar sırasıyla ^{232}Th için 41 ± 8 Bq/kg, ^{238}U için 35 ± 7 Bq/kg ve ^{40}K için 615 ± 143 Bq/kg olarak rapor edilmiştir (Tahir ve diğ., 2005).

Gana'da yapılan bir başka çalışmada ise toprak, kaya, atık ve cüruf örneklerinde doğal olarak bulunan ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K izotoplarının aktivite konsantrasyonları gama spektrometrisi kullanılarak ölçülmüştür. Bu çalışmada yüksek saflıkta germanyum (HPGe) detektörü tercih edilmiştir. Ölçülen ortalama aktivite konsantrasyonları ^{226}Ra için 13.61 ± 5.39 Bq/kg, ^{232}Th için 24.22 ± 17.15 Bq/kg ve ^{40}K için 162.08 ± 63.69 Bq/kg olarak bulunmuştur. Ayrıca yıllık ortalama etkin dozun 0.17 ± 0.09 mSv/yıl olduğu belirtilmiştir (Faanu ve diğ., 2011).

Hindistan'ın Tamilnadu eyaletinin kuzey kıyısındaki plaj tortularındaki doğal radyoaktivite üzerine yapılan bir çalışma, ^{238}U ve ^{40}K 'nin maksimum aktivite konsantrasyonlarının, Malezya'nın kuzeyindeki Kedah eyaletinde tarımsal ve bakir topraklardaki doğal radyoaktivite düzeyleri ve radyasyon tehlikeleri üzerine yapılan bir değerlendirmede, doğal olarak oluşan ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyonlarının tarımsal topraklarda sırasıyla 102.08 ± 3.96 Bq/kg, 133.96 ± 2.92 Bq/kg ve 325.87 ± 9.83 Bq/kg ve tarım yapılmayan topraklarda sırasıyla 65.24 ± 2.00 Bq/kg, 83.39 ± 2.7 Bq/kg ve 136.98 ± 9.76 Bq/kg olduğu bulunmuştur. Tarımsal topraklarda radyum eşdeğer aktivitesi, soğurulan doz oranı, yıllık etkin doz oranı ve dış tehlike indeksinin ortalama değerleri sırasıyla 458.79 Bq/kg, 141.62 nGy/saat ve 0.169 mSv/yıl, bakir topraklarda ise sırasıyla 214.29 Bq/kg, 87.47 nGy/saat ve 0.106 mSv^{-1} olup ortalama dış tehlike indeksi 0.525'tir (Alzubaidi ve diğ., 2016).

Mahabalipuram Plajı'nda ^{238}U ve ^{232}Th aktiviteleri sırasıyla 30.42 Bq/kg ve 218 Bq/kg olarak ölçülmüştür. ^{40}K için en yüksek aktivite konsantrasyonu ise Kovalam Plajı'nda 423.43 Bq/kg olarak tespit edilmiştir. Hesaplanan ortalama soğurulan gama doz oranı 30.15 nGy/saat olup, bu değer dünya ortalaması olan 60 nGy/saat'in

altındadır. Buna karşılık, yıllık etkili doz oranı 0.15 mSv/yıl ile dünya ortalaması olan 0.07 mSv/yıl'ın üzerindedir (Ramasamy ve diğ., 2009).

Tanzanya'daki Minjingu fosfat madenlerinde yürütülen bir çalışmada fosfat kayasında 5760 Bq/kg ve atık kayada 4250 Bq/kg kadar yüksek ^{226}Ra konsantrasyonları bulunmuştur (Banzi ve diğ., 2000). Bu değerler dünya ortalama değerinin 100 katından fazladır.

Gana çimentosunda doğal radyoaktivite ve bununla ilişkili radyolojik tehlikeler üzerine yapılan bir araştırma, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonlarının sırasıyla 35.94 ± 0.78 Bq/kg, 25.44 ± 0.80 Bq/kg ve 233 ± 3 ortamda 95 Bq/kg olduğunu bildirmiştir. Ortalama iç ortamda yayınlanan doz oranı, dünya ortalaması olan 60 nGy/saat'den % 50.5'den daha az iken yıllık efektif doz oranı, kabul edilebilir kamu güvenliği sınırı olan 1 mSv/yıl'dan %79 daha azdı (Kpeglo ve diğ., 2011).

Tayland'daki Songkhla plaj kumlarında doğal radyoaktivite dağılımı üzerine yapılan bir çalışma, plaj kumunun özgül aktivitesinin ^{40}K için ortalama 248 ± 44 Bq/kg, ^{226}Ra için 41 ± 5 Bq/kg ve ^{232}Th için 64 ± 7 Bq/kg olduğunu bulmuştur (Kessaratikoon ve diğ., 2007).

Irak'ta yapılan bir çalışmada toprak örneklerinde ^{238}U aktivite konsantrasyonları 33.67 ± 5.8 Bq/kg ve 23.92 ± 4.8 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Aynı örneklerde ^{232}Th konsantrasyonları 27.56 ± 5.2 Bq/kg ve 18.27 ± 4.2 Bq/kg, ^{40}K konsantrasyonları ise 376.32 ± 19.3 Bq/kg ve 236.84 ± 15.3 Bq/kg olarak tespit edilmiştir. Bu değerler, dünya genelinde kabul edilen ortalama sınırların altındadır ve bölgedeki doğal radyoaktivite seviyelerinin düşük olduğunu göstermektedir. Ayrıca, bu çalışmalarda radyoaktif tehlike parametreleri de değerlendirilmiştir. Örneğin, radon eşdeğeri aktivitesi (R_{eq}), soğurulan gama doz hızı (D_{γ}), yıllık etkin doz (AEDE), iç tehlike indeksi (H_{in}) ve dış tehlike indeksi (H_{ex}) gibi parametreler hesaplanmış ve elde edilen değerlerin uluslararası kabul edilen sınırların altında olduğu belirlenmiştir (Al-Bedri & Al-Aarajy, 2015).

Irak'ın Zikar (Thi Qar) vilayetinde yer alan Nasiriya şehrindeki bazı devlet kurumlarının toprak örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktif izotoplarının konsantrasyonları NaI(Tl) dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Yapılan analizler sonucunda, ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için ölçülen ortalama özgül aktivite değerleri sırasıyla

5.37, 2.24 ve 189.41 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Radyolojik tehlike parametrelerine ait ortalama değerler ise şu şekilde bulunmuştur: Radium eşdeğeri (R_{eq}) 23.16 Bq/kg-1, Soğurulma doz hızı (D_γ) 11.96 nGy/saat, yıllık etkin doz (AEDE) 0.015 μ Sv/yıl, iç tehlike indeksi (H_{in}) 0.077 ve dış tehlike indeksi (H_{ex}) 0.063. Elde edilen bu değerler, doğal radyoaktif izotoplara ilişkin küresel olarak kabul edilen izin verilebilir sınırların altında kalmaktadır (Obayes, 2024).

Irak'ın Sadr şehrinin çeşitli sektörlerinden alınan yüzey toprak örneklerinde bulunan doğal radyoaktivite düzeyleri, yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Bu kapsamda, çalışma alanı içerisinde belirlenen 20 farklı noktadan toprak örnekleri toplanmıştır. Toplam aktivite konsantrasyonu değerleri incelendiğinde, ^{238}U için 15.35 ± 0.82 Bq/kg, ^{232}Th için 13.31 ± 0.79 Bq/kg ve ^{40}K için 315.39 ± 18.05 Bq/kg olmak üzere üç temel doğal radyonüklid için ortalama değerler elde edilmiştir. Bu değerler, genel olarak dünya ortalamalarının altında kalmaktadır. Ayrıca, bu üç radyoaktif element arasındaki korelasyonlar, toprak örneklerinde seküler (kararlı) bir denge olduğunu göstermektedir. Elde edilen gama radyasyonu soğurulma doz hızı değerleri analiz edildiğinde, ortalama soğurulma doz hızının 87.510 ± 21.555 nGy/saat olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada ayrıca radyolojik risk değerlendirme parametreleri olan radium eşdeğeri aktivitesi (R_{eq}), dış tehlike indeksi (H_{ex}) ve iç tehlike indeksi (H_{in}) hesaplanmıştır. Elde edilen ortalama değerlerin, incelenen tüm örnekler için küresel sınır değerlerin altında kaldığı belirlenmiştir (Al-Alawy ve diğ., 2023).

ÜÇÜNCÜ BÖLÜM

3. MATERİYAL VE YÖNTEM

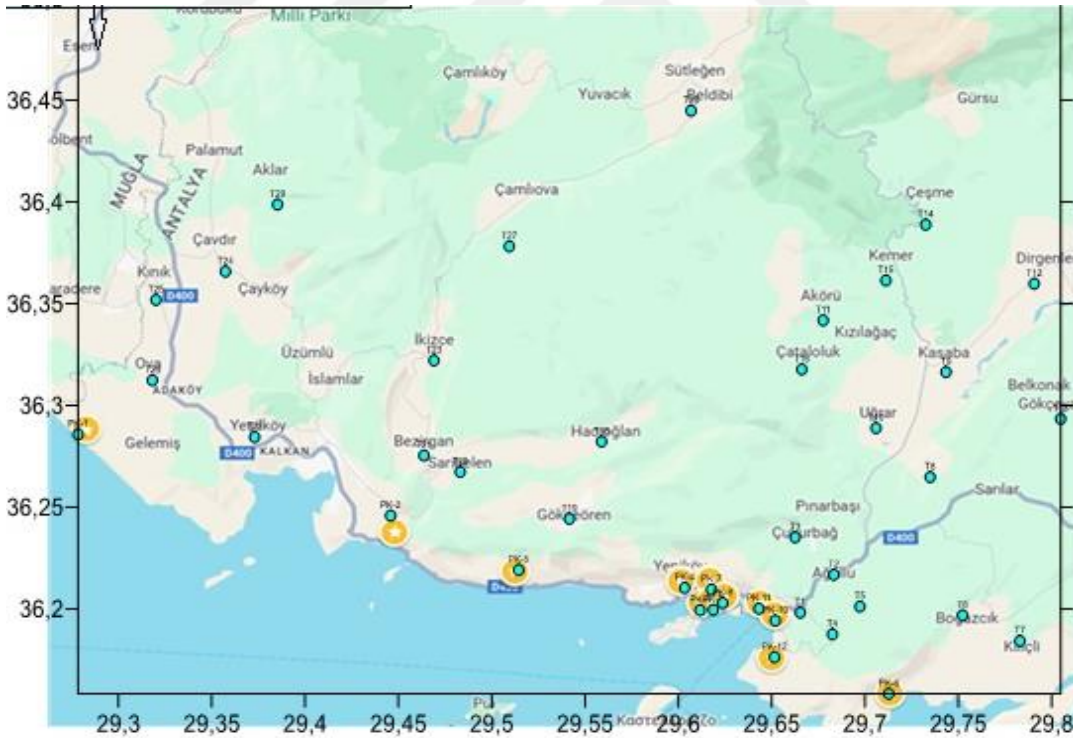
Bu çalışmada, Antalya ilinin Kaş ilçesinin farklı noktalarından ve plajlarından toplanan örneklerde doğal radyoaktivite düzeyleri belirlenmiş ve radyolojik zarar indeksleri belirlenmiştir.

3.1. İnceleme Alanı

Bu çalışma, Türkiye'nin güneybatısında yer alan Antalya ilinin Kaş ilçesinde gerçekleştirilmiştir. Antalya ilinin batı kıyısında yer alan Kaş ilçesi, Akdeniz'e kıyısı olan ve turizm açısından önemli bir potansiyele sahip bir yerleşim merkezidir. Toplam yüzölçümü 2.231 km² olan ilçe, bu yönüyle Antalya'nın toprak büyüklüğü bakımından dördüncü sırada yer alan ilçesidir. Kıyı hattı, batıda Eşen Çayı'ndan başlayarak doğuda Üçağz yerleşimine kadar uzanmakta olup, sahil uzunluğu yaklaşık 90 kilometredir. Kaş'ın güneyinde, yalnızca 1.500 metre mesafede Yunanistan'a ait Meis Adası bulunmaktadır. İlçe, Toros Dağları'nın eteklerine yayılan dağlık ve ormanlık yapısıyla dikkat çekerken; Gömbe Yaylası ve Kasaba Ovası gibi verimli alanlarıyla tarıma da elverişlidir. Kalkan turizmde öne çıkarken, kırsal mahallelerde seracılık ve meyvecilik (elma, nar) yaygındır. Akdeniz ikliminin etkili olduğu bölgede, 700 metre üstü rakımlarda karasal iklim özellikleri gözlenmektedir. İlçenin su varlığı Karagöl, Kartal Gölü, Yeşilgöl ve Çayboğazı Barajı gibi doğal kaynaklarla desteklenmektedir. Bu coğrafi ve iklimsel çeşitlilik, Kaş'ı hem ekonomik faaliyetler hem de çevresel analizler açısından önemli kılmaktadır. Arazi kullanım durumu açısından değerlendirildiğinde, Kaş ilçesi yüzölçümünün %66'sı ormanlık alanlarla kaplıdır. İlçede 1.635,90 hektarlık birinci sınıf orman alanı, 211.17 hektar 2B vasıflı alan ve 734.40 hektarlık tarım arazisi tespit edilmiştir (Url-2, 2025). Şekil 3.1'de Antalya ili fiziki haritası ve örnekleme noktaları yer almaktadır.



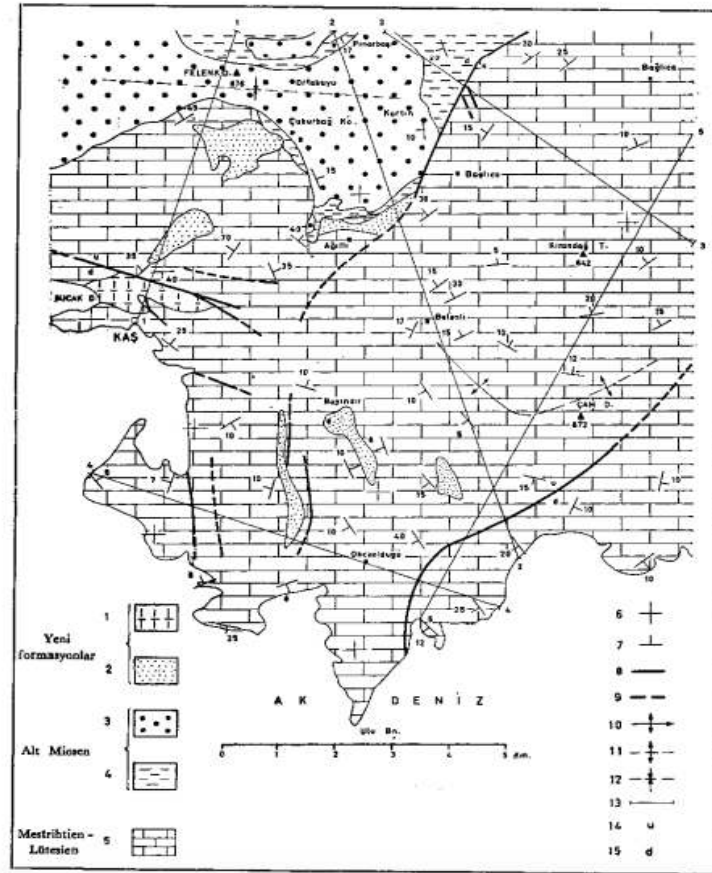
(a)



(b)

Şekil 3.1. a) Antalya ili Fiziki haritası (Url-1, 2025). b) Antalya Kaş ilçesi örnekleme noktaları

Kaş ilçesi, jeolojik olarak zengin ve çeşitli bir yapıya sahiptir. Bölge, Mestrihtien'den Alt Miyosen'e kadar uzanan zaman diliminde oluşmuş sedimanter formasyonlarla karakterizedir. Başlıca jeolojik birimleri Kaş Kalkerleri, Pınarbaşı Formasyonu ve Felenk Dağ Konglomerası'dır. Bu formasyonlar, kireçli, geçirgen, mikrokristalin ve oolitik yapılarıyla dikkat çekmektedir. Kalkerli yapıların yaygınlığı, toprakların kireçli ve geçirgen olmasına neden olmaktadır. Bu durum tarımsal üretimi ve bitki örtüsünü etkilemektedir. Kıyı kesimlerinde denizel tortullarla oluşmuş kumlu alanlar ve plajlar yer almakta, bu alanlar turizm açısından önem arz etmektedir. Bölgede ayrıca granitik ve volkanik kayaların varlığı, doğal radyonüklidlerin birikimi açısından potansiyel oluşturmaktadır. Kaş, Akdeniz iklim kuşağında yer almakta ve jeofiziksel açıdan aktif bir yapıya sahiptir (Pisoni, 1967). Bu nedenlerle, bölgedeki doğal radyasyon seviyelerinin belirlenmesi çevresel ve halk sağlığı açısından bilimsel önem taşımaktadır. Şekil 3.2'de Kaş ilçesi jeomorfolojik konumunu gösteren harita yer almaktadır.



Şekil 3.2. Kaş ilçesi jeolojik haritası (Pisoni, 1967).

Bu çalışmanın amacı, Kaş ilçesinden alınan toprak ve kum örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K izotoplarının aktivite konsantrasyonlarını belirleyerek, gama spektrometrisi yöntemiyle elde edilen veriler doğrultusunda bölge halkının maruz kalabileceği yıllık etkin doz oranlarını uluslararası sınırlarla karşılaştırmalı olarak değerlendirmektir.

3.2. Örneklerde Doğal Radyoaktivite Konsantrasyonlarının belirlenmesi

3.2.1. Örnekleme ve Örnek Hazırlama

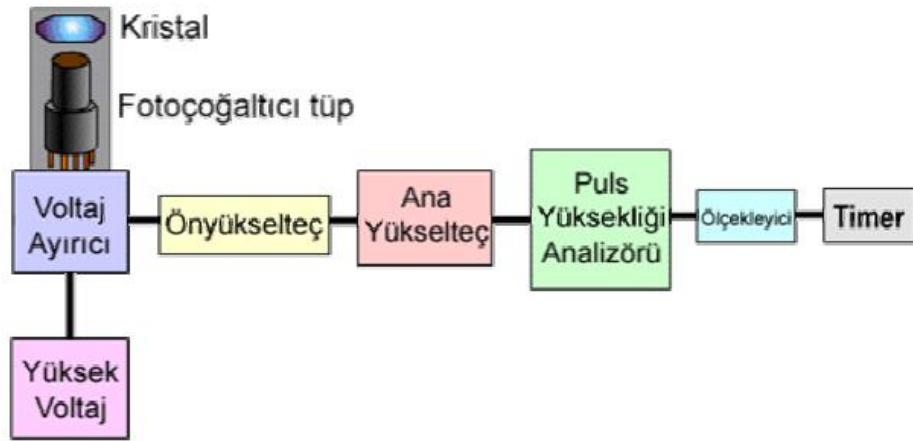
Bu çalışmada, Antalya ilinin Kaş ilçesinin farklı noktalarından her biri yaklaşık 1 kg ağırlığında olmak üzere toplam 29 toprak ve 12 plaj kumu örneği toplanmıştır. Örnekler yaklaşık 10–20 cm derinlikten elde edilmiştir. Toprak örneklerinden bitki parçaları, çakıl taşları ve diğer yabancı maddeler uzaklaştırılmıştır. Numuneler, polietilen torbalara yerleştirilerek etiketlenmiş ve laboratuvara taşınmıştır. Burada, toprak örnekleri öğütülerek daha küçük parçalara ayrılmış ve elenmiştir. Elde edilen elenmiş numuneler, nemin giderilmesi amacıyla 80°C sıcaklıkta 24 saat kurutulmuş, sonrasında 100 gram olacak şekilde plastik kaplara yerleştirilerek hava almayacak şekilde muhafaza edilmiştir. Numunelerin, özellikle ^{238}U , ^{232}Th ve kısa ömürlü bozunma ürünlerinin seküler dengeye ulaşmasını sağlamak amacıyla 30 gün bekletilmesi sağlanmıştır (Ramasam ve diğ., 2009). Bu süreçten sonra, NaI(Tl) dedektörüne sahip bir gama spektrometresi aracılığıyla her numune için 7200 saniyelik ölçümler alınarak doğal radyonüklid içerikleri belirlenmiştir.

3.2.2. Gama Spektrometresi

Gama spektrometrisi, nükleer endüstri, jeokimyasal araştırmalar ve astrofizik gibi alanlarda gama ışını kaynaklarının enerji spektrumlarını nicel olarak analiz etmek için kullanılan bir tekniktir. Radyoaktif kaynaklar, çeşitli enerji ve yoğunluklarda gama ışınları yayar. Bu yayınlar, enerji kalibrasyonlu bir gama spektrometresi ile tespit edilip analiz edildiğinde, gama ışını enerji spektrumu elde edilir. Dedektör, genellikle standart referans numunelerden elde edilen belirli enerji tepe noktaları kullanılarak

kalibre edilir ve her kanal belirli bir enerji değerine atanır. Spektrum, kaynakta bulunan gama yayıcı nüklidlerin karakteristiklerini yansıtması nedeniyle bu yayıcıları tanımlamak ve miktarlarını belirlemek amacıyla kullanılır.

Gama spektrometresi, kurşun bloklarla çevrili bir muhafaza içinde yer alan 3” x 3” boyutlarındaki NaI(Tl) sintilasyon dedektöründen oluşmaktadır. Gama spektrometresi, NaI(Tl) dedektörü, fotoçoğaltıcı tüp, tüp ayağı ve preamplifikatörü, Ortec model 478 yüksek voltaj kaynağı ve Ortec Maestro bilgisayar tabanlı puls yüksekliği analizörü gibi bileşenleri içermektedir. Bu sistemin şematik diyagramı Şekil 3.3’de verilmiştir.



Şekil 3.3. NaI (TI) gama ışını spektrometresinin şematik diyagramı.

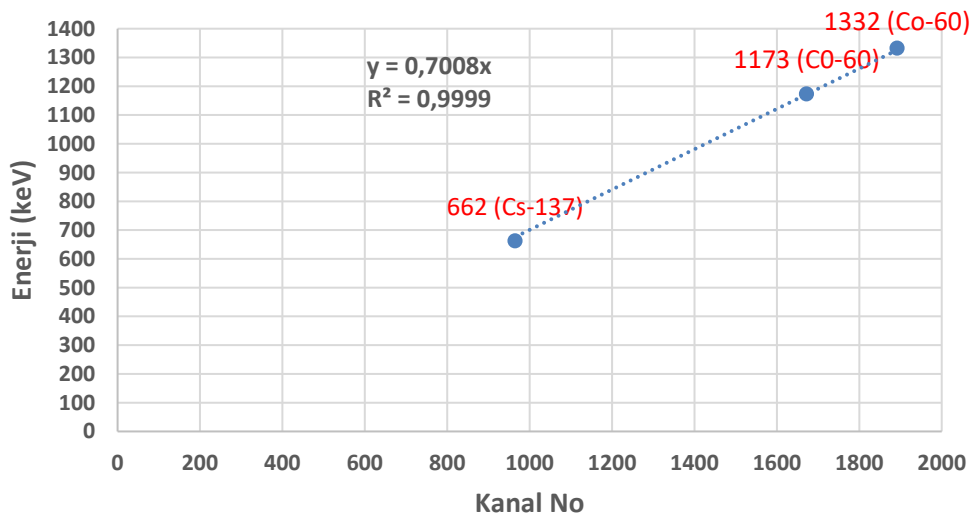
Örnekten yayılan gama ışınları NaI kristaline girdiğinde, öncelikle kristaldeki iyodür atomlarına ait bağlı K veya L elektronlarıyla etkileşime girer. Bu süreçte gama foton enerjisi, bir elektronu serbest bırakmak ve geri tepme elektronuna kinetik enerji sağlamak için kullanılır. Geri tepme elektronu, kristal içerisinden geçerken enerji kaybeder ve bu sırada iyonizasyon ile atomları uyarılmış duruma getirir. Uyarılmış atomlardan yayılan görünür fotonlar, fotokatoda çarparak fotoelektrik etki ile fotoelektronların serbest kalmasına neden olur. Fotoelektronlar, pozitif yüklü dynotlar aracılığıyla çoğaltılır ve anotta gama ışınının enerjisi ile orantılı elektriksel darbeler oluşturulur. Bu darbeler, çok kanallı analizöre (MCA) iletilerek bir enerji spektrumu halinde kaydedilir.

Bu çalışmada örneklerin doğal radyoaktivite konsantrasyonları Fizik Bölümü Nükleer fizik laboratuvarındaki NaI(Tl) dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. NaI (Tl) dedektörlü gama spektrometre sistemi.

Ölçüm öncesinde spektrometrenin enerji kalibrasyonu yapılmıştır. Bu amaçla, ^{137}Cs 'ye ait 662 keV'lik ve ^{60}Co 'ya ait 1173 ve 1332 keV'lik gama pikleri kullanılmıştır. Standart gama kaynakları ile yapılan ölçümler sonucu, kanal sayıları ile gama enerjileri arasında ilişki kurulmuş ve enerji kalibrasyon doğrusu elde edilmiştir. Bu ilişki, Şekil 3.5'te verilmektedir.



Şekil 3.5. NaI (Tl) dedektörlü gama spektrometresi için enerji kalibrasyon doğrusu.

Bir dedektörün enerji çözünürlüğü, yakın enerjilere sahip gama ışınlarını ayırt etme yeteneğini ifade eder ve maksimum yüksekliğin yarısındaki tepe genişliği (FWHM) ile belirlenir. Bu çalışmada, enerji çözünürlüğü ^{137}Cs 'ye ait tam enerji pikinden hesaplanmıştır. Enerji çözünürlüğü Eşitlik (3.1) ile hesaplanmıştır.

$$R = \frac{Y_{MTG}}{E} \times 100 \quad (3.1)$$

Burada E, tepe noktasının enerji değeri, FWHM ise yarı maksimumdaki tam genişliği ifade etmektedir. Dedektörün ayırma gücü

$$R = \frac{Y_{MTG}}{662} \times 100 = 13.9$$

olarak elde edilmiştir.

3.2.3. Gama Spektrometresi ile Radyoaktivite Ölçümü

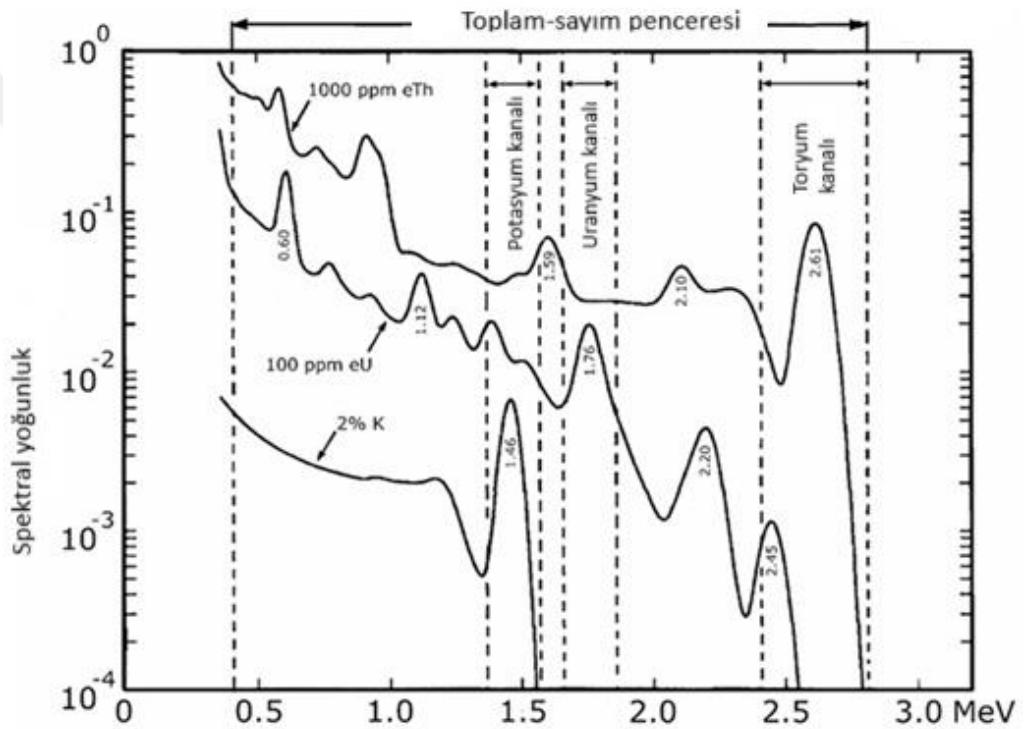
Her bir numune için veri toplama süresi 7200 saniye olarak belirlenmiş, doğal tabii fon radyasyonunu ölçülmesinde, dedektör ortamında 100 gramlık saf silisyum örneği kullanılmıştır. Standart referans kaynaklarla gerçekleştirilen kalibrasyon ölçümleri sonucunda, doğal radyoaktif izotoplar olan ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K 'un aktivite konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu hesaplamalarda, sözkonusu izotoplara ait gama enerjisi pikleri esas alınmıştır: ^{40}K için 1460 keV, ^{238}U için 1765 keV (Bi-214 izotopu) ve ^{232}Th için 2615 keV (Tl-208 izotopu). Bu enerji seviyeleri, diğer gama pikleriyle minimum etkileşim göstermeleri ve spektrumda belirgin bir tepe oluşumu sağlamaları nedeniyle tercih edilmiştir.

İlgili pike ait toplam sayım, tepe bölgesine karşılık gelen kanal aralığındaki sayımların toplanması ile elde edilmiştir. Her bir pik, çevresindeki komşu kanalları da kapsayan bir dizi sayımdan oluşmakta olup, net pik alanı, ilgi alanındaki brüt sayımdan doğal fonun çıkarılmasıyla hesaplanmıştır. Aktivite konsantrasyonu hesaplamalarında, bu tabii fon düzeltmeleri dikkate alınmıştır.

Çalışma alanından alınan toprak ve plaj kumu örneklerinin doğal radyonüklid içerikleri, gama spektrometresi yöntemi ile analiz edilmiştir. Toprak örneklerinde potasyum (K), uranyum (U) ve toryum (Th) farklı konsantrasyonlarda ve bir arada bulunabilmektedir. Elde edilen gama spektrumlarında bu üç elementin katkısı

gözlemlenmiş ve her birinin katkı düzeyi, karakteristik enerji seviyelerine karşılık gelen net sayımlar aracılığıyla hesaplanmıştır.

Potasyum-40 izotopu, tipik olarak 1461 keV gama enerjisi ile tanımlanmakta olup, bu enerji seviyesi Compton saçılmaları nedeniyle spektrumda belirgin bir şekilde izlenebilmektedir. Uranyumun varlığı, Bi-214 izotopunun 1765 keV'lik gama piki üzerinden; toryum ise Tl-208 izotopunun 2615 keV'lik piki üzerinden tespit edilmiştir. Her bir element için tanımlanan enerji aralıkları; potasyum için 1461 keV, uranyum için 1760 keV ve toryum için 2614,5 keV olarak belirlenmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Potasyum, uranyum ve toryum kanallarına gelen katkılar (Howarth, 2024).

İlgili enerji bölgelerinden elde edilen net sayımlar analiz edilerek, bu bölgelerdeki diğer olası element katkıları ayıklanmış ve saf sinyal elde edilmiştir. Bu veriler, aşağıda tanımlanan duyarlılık faktörleri ve sıyırma oranları yardımıyla değerlendirilmiştir:

Duyarlılık Faktörleri

$$K_1 = \frac{C_{Th}}{A_{Th}}, \quad K_2 = \frac{C_U}{A_U}, \quad K_3 = \frac{C_K}{A_K} \quad (3.2)$$

C_{Th} : Toryum kanalındaki net sayım.

A_{Th} : Hazırlanan standart kaynak aktivitesi (ppm).

C_U : Uranyum kanalındaki net sayım.

A_U : Hazırlanan standart kaynak aktivitesi (ppm).

C_K : Potasyum kanalındaki net sayım.

A_K : Potasyum aktivitesi (%)

Sıyırma Oranları:

$$\alpha = \frac{\text{Toryumdan uranyuma gelen katkı}}{\text{Toryum net sayımı}} \quad (3.3)$$

$$\beta = \frac{\text{Toryumdan potasyuma gelen katkı}}{\text{Toryum net sayımı}} \quad (3.4)$$

$$\gamma = \frac{\text{Uranyumdan potasyuma gelen katkı}}{\text{Uranyum net sayımı}} \quad (3.5)$$

Toprak örneklerindeki radyonüklid konsantrasyonları aşağıdaki Eşitliklerle hesaplanmıştır

$$eTh(ppm) = \frac{C(Th)}{K_1} \quad (3.6)$$

$$eU(ppm) = \frac{[C(U) - \alpha.C(Th)]}{K_2} \quad (3.7)$$

$$\%K = \frac{[C(K) - \gamma.[C(U) - \alpha.C(Th)] - \beta.C(Th)]}{K_3} \quad (3.8)$$

Elde edilen eşdeğer doğal radyoaktivite seviyeleri, aşağıda belirtilen dönüşüm katsayıları kullanılarak aktivite konsantrasyonlarına (Bq/kg) çevrilmiştir.

$$\%1K = 296Bq/kg \quad (3.9)$$

$$eU(1ppm) = 12.58Bq/kg \quad (3.10)$$

$$eTh(1ppm) = 4.07Bq/kg \quad (3.11)$$

3.2.4. Radyolojik Tehlike Parametreleri

Eşdeğer radyum aktivitesi (Ra_{eq}),

Ra_{eq} , gama ışını yayan izotoplar olan ^{238}U (veya ^{226}Ra), ^{232}Th ve ^{40}K 'ın gama doz katkılarını ifade eden bir parametre olup Eşitlik (3.12) ile hesaplanmaktadır.

$$Ra_{eq} = A_u + 1.43 A_{Th} + 0.077 A_K \quad (3.12)$$

Burada A_U , A_{Th} ve A_K sırasıyla ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın aktivitesidir (Bq/kg). Bu eşitlikte kullanılan katsayılar, 130 Bq/kg'lık ^{40}K , 10 Bq/kg'lık ^{226}Ra ve 7 Bq/kg'lık ^{232}Th 'nin eşit gama dozu ürettiği varsayımına dayanmaktadır (Junior ve diğ., 2010; Diab ve diğ., 2008).

Gama Radyasyonu Soğurma Dozu (D)

Gama radyasyonu soğurma dozu, birim kütle ve birim zamanda bir materyalin maruz kaldığı gama radyasyonu miktarını ölçen bir parametredir (Beugo,2022). D değeri aşağıdaki formül ile hesaplanmaktadır:

$$D (nGy h^{-1}) = 0.462(A_U) + 0.604(A_{Th}) + 0.0417(A_K) \quad (3.13)$$

Burada katsayılar, ilgili radyoizotopların gama radyasyonuna katkılarını temsil etmekte olup, 0.0417, 0.1243, 0.462, and 0.604 nGy.saat⁻¹/Bq kg⁻¹ sabitleri bilimsel literatürde yaygın olarak kabul edilen sabitlerdir (Taskın ve diğ., 2008).

Yıllık Efektif Doz Eşdeğeri (AEDE)

Yıllık efektif doz eşdeğeri, farklı organların radyasyon duyarlılıklarına göre ağırlıklandırılmış dozların toplamıdır (Kumari ve diğ., 2017). AEDE değeri aşağıdaki Eşitlik (3.14) ile hesaplanmaktadır (UNSCEAR 2000; Al-Alawy ve diğ., 2023).

$$AEDE (mSv/yıl) = D(Gy/saat) \times DCF(Sv) \times 8760(\text{saat/yıl}) \times 0.2 \times 10^{-6} \quad (3.14)$$

Burada 0.7 Sv/Gy, doz dönüşüm katsayısıdır. 8760, yıllık saat sayısıdır. 0.2, bireyin dış ortamda geçirdiği zaman oranını ifade eden açık alan maruziyet faktörüdür [UNSCEAR 2000, Beogo & Zougmore, 2022: Antovic ve diğ.,2013).

Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (AGDE)

AGDE, üreme organlarının iyonlaştırıcı radyasyona maruz kalması sonucu aldığı yıllık eşdeğer dozu temsil etmektedir. Eşitlik 3.15 ile hesaplanmaktadır (Beogo & Zougmore, 2022: Li ve diğ., 2017):

$$AGDE (\mu Sv y^{-1}) = 0.314x(A_K) + 3.09x(A_{Ra}) + 4.18x(A_{Th}) \quad (3.15)$$

Yaşam Boyu Fazladan Kanseri Riski (ELCR)

Yaşam boyu fazladan kanser riski (ELCR), bireylerin gama radyasyonuna maruz kalması sonucu yaşam süresi boyunca kansere yakalanma olasılığını değerlendiren bir parametredir. Aşağıdaki Eşitlik ile hesaplanmaktadır (Al-Alawy ve diğ., 2023; Harb, 2008; Tari ve diğ., 2013).

$$ELCR = (AEDE) \times (DL) \times (RF) \quad (3.16)$$

Burada DL, ortalama yaşam süresi olup 70 yıl olarak alınmaktadır. RF, ölümcül kanser riski faktörüdür ve 0.05 Sv^{-1} olarak kabul edilmektedir (Beogo & Zougmore, 2022; Taskın ve diğ., 2009).

İç Radyasyon Tehlike İndeksi (H_{in})

İç radyasyon tehlike indeksi, yapı malzemelerinde bulunan radon ve onun bozunma ürünlerine bağlı olarak meydana gelen içsel radyasyon riskini değerlendiren boyutsuz bir parametredir (Beogo & Zougmore, 2022). H_{in} aşağıdaki eşitlik ile hesaplanmaktadır:

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (3.17)$$

Dış Radyasyon Tehlike İndeksi (H_{ex})

Dış radyasyon tehlike indeksi, malzemelerin yaydığı gama radyasyonuna maruz kalınması sonucu oluşabilecek dışsal radyasyon riskini değerlendirmek için kullanılan boyutsuz bir parametredir (Beogo & Zougmore, 2022; Antovic ve diğ., 2013). Aşağıdaki Eşitlik ile hesaplanmaktadır:

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (3.18)$$

Her iki indeksin (H_{in} ve H_{ex}) değeri 1'den küçük olmalıdır. Bu sınır, insan sağlığı açısından güvenli kabul edilen radyolojik tehlike seviyesini ifade etmektedir.

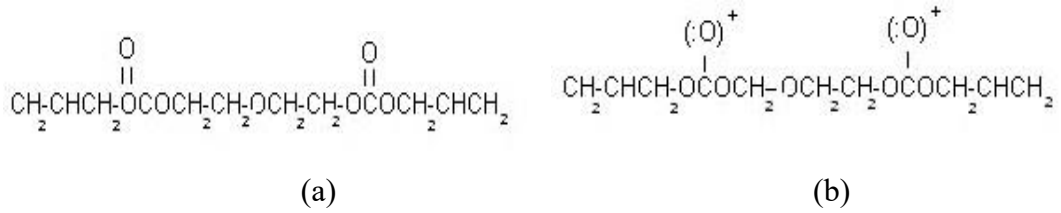
3.3. Nükleer İz Kazıma Film ile Radon Konsantrasyonunun Ölçümü

3.3.1. Katıhal İz Kazıma Filmlerinin Yapısı ve Özellikleri

Katıhal iz kazıma dedektörleri, genellikle öz direnci 2000 Ωcm 'den büyük dielektrik maddeler veya organik malzemelerden üretilmektedir. Organik dedektörler arasında plastik selüloz asetat, selüloz nitrat, polikarbonat, polietilen ve çeşitli polimerler yer alırken, inorganik dedektörler cam, mika, mineral ve kuvars gibi malzemelerden oluşmaktadır. Işık geçirgenliği yüksek olan selüloz asetat ve selüloz triasetat gibi organik dedektörler, plastik levhalar üzerine 10–1000 μm kalınlıkta kaplama yöntemiyle hazırlanır. Bu filmler elektromanyetik ışımalardan etkilenmez ve elektronlara karşı duyarsızdır. Bu çalışmada, polikarbonat yapıda olan CR-39 dedektörleri kullanılmıştır (Çam-Kaynar, 2011).

CR-39 dedektörlerinde iz kazıma işlemi için kullanılan çözeltilerin bazik özellik göstermesi, yani yüksek pH değerine sahip olması gereklidir. Banyo işleminde kullanılan NaOH ve KOH çözeltilerinin pH değerleri sırasıyla 12.7 ve 13.7 olarak ölçülmüştür. Kazıma işleminde çözeltinin sıcaklığı, konsantrasyonu, banyo süresi ve çözünürlük gibi parametreler etkili olmaktadır.

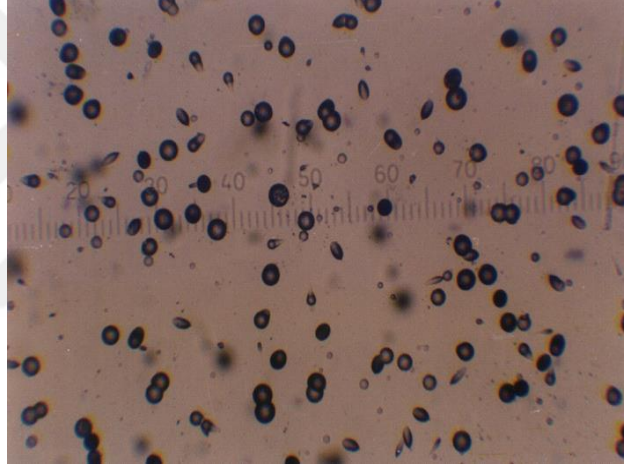
Alfa parçacıkları CR-39 filmi ile etkileşime geçtiğinde, iyonizasyon işlemi ester bağlarında meydana gelir. Alfa parçacığı polimerik yapıya çarptığında, oksijen atomlarının yüksek çapı ve elektron yoğunluğu nedeniyle bu atomlarla etkileşime girer. Sonuç olarak, alfa parçacığı oksijen atomundan elektron kopararak pozitif yüklü iyonlar oluşturur (Şekil 3.7). Bu süreçte oluşan deformasyon, bazik çözeltide kazınarak filmde görünür izler meydana getirir. Oluşan izler, optik mikroskop ile gözlemlenebilir hâle gelir (Şekil 3.8).



Şekil 3.7. a) Bir CR-39 iz kazıma filminin kimyasal yapısı. **b)** Alfa tanecığı ile etkileşime giren polimerik yapı.

3.3.2. Örnek Hazırlama ve Radon Konsantrasyon Ölçümü

Toplanan toprak örnekleri kurutulmuş, ardından homojen hâle gelene kadar öğütülerek 100 gramlık numuneler hâlinde hazırlanmıştır. Bu numuneler, çapı 5.5 cm, yüksekliği 15 cm olan plastik şişelere yerleştirilmiştir. Her bir şişenin üst kısmına CR-39 dedektör filmi yerleştirilmiş ve kapakları hava geçirmeyecek şekilde kapatılarak 30 gün süreyle beklemeye bırakılmıştır. Bekleme süresinin sonunda, dedektör filmleri %20'lik NaOH çözeltisi içerisinde 70 °C sıcaklıkta 10 saat boyunca kimyasal banyo işlemine tabi tutulmuştur. Daha sonra saf su ile yıkanarak kurutulan filmler, 10x10 büyütmeli optik mikroskop yardımıyla analiz edilmiştir (Şekil 3.8).



Şekil 3.8. CR-39 film üzerindeki alfa parçacıklarının bıraktığı izler.

Dedektör üzerindeki iz yoğunlukları, 1 cm²'lik alan 100 mm²'lik bölgelere ayrılarak mikroskop altında sayılmış ve ortalama iz yoğunluğu hesaplanmıştır. Elde edilen iz yoğunluğu (iz/mm²·saat), uygun kalibrasyon katsayısı kullanılarak radon aktivitesine (Bq/m³) dönüştürülmüştür (Ereeş ve diğ., 2005).

$$1 \text{ iz/mm}^2 \cdot \text{saat} = 5 \text{ kBq/m}^3 \quad (3.19)$$

Radon konsantrasyonundan yıllık etkin doz, Eşitlik (3.20)'de verilen çevrim faktörü kullanılarak hesaplanmıştır:

$$1 \text{ Bq/m}^3 = 0.05 \text{ mSv/yıl} \quad (3.20)$$

Radonun yüzey alanı başına soluma hızı (E), aşağıdaki Eşitlik 3.21 ile hesaplanmıştır (Maged ve Borham, 1997):

$$E = \frac{CtV\lambda}{S \left[t - \frac{(1 - e^{-\lambda t})}{\lambda} \right]} \quad (3.21)$$

Burada E, radon soluma hızı (Bq/m²saat); C, ölçülen radon konsantrasyonu (Bq/m³); λ , radon bozunma sabiti ($\lambda = 0.693/T_{1/2}$); V, kap hacmi (0.33x10⁻³ m³); S, yüzey alanı (0.002375 m²) ve t, maruziyet süresi (720 saat).

Toprak örneklerindeki efektif radyum içeriği, aşağıdaki Eşitlik 3.22 ile hesaplanmıştır (Baykara, 2005):

$$C_{Ra} = \frac{\rho.V}{\eta.M.T_{eff}} \quad (3.22)$$

Burada T_{eff}, efektif maruz kalma süresi olup, ($T_{eff} = T + 1/\lambda (e^{-\lambda T} - 1)$) şeklinde tanımlanır.

DÖRDÜNCÜ BÖLÜM

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu çalışma kapsamında Antalya ili Kaş ilçesi ve çevresinden sistematik bir örnekleme yöntemiyle 29 toprak örneği ve 12 plaj kumu örneği olmak üzere toplam 41 numune toplanmıştır. Örnekleme sürecinde, her bir örnek 5 km’lik aralıklarla alınmış olup, elde edilen tüm örnekler analiz edilmek üzere laboratuvara taşınmıştır.

Çalışma alanından alınan toplam 44 örneğe ait lokaliteler, coğrafi koordinatlar ve örnek kodları Tablo 4.1 ve Tablo 4.2’de verilmektedir.

Tablo 4.1. Çalışma alanından toplanan toprak örneklerinin yerleri, coğrafi koordinatları ve kodları.

Örnek No	Örnek Kodu	Lokalite	Koordinatlar	
			Enlem (N)	Boylam (E)
1	T-1	Çerçiler	36,198050	29,665380
2	T-2	Ağullu	36,216720	29,683320
3	T-3	Çukurbağ	36,235150	29,662610
4	T-4	Bayındır	36,187430	29,682590
5	T-5	Belenli	36,201060	29,697310
6	T-6	Boğazcık	36,196750	29,752310
7	T-7	Sahil Kılıçlı	36,184160	29,783060
8	T-8	Ahatlı	36,264730	29,734940
9	T-9	Kasaba	36,316390	29,743430
10	T-10	Uğrar	36,288830	29,705930
11	T-11	Akörü	36,341810	29,677640
12	T-12	Dirgenler	36,359840	29,790730
13	T-13	Gökçe yazı	36,293400	29,804900
14	T-14	Çeşme	36,388870	29,732580
15	T-15	Kemer	36,361440	29,711220
16	T-16	Çataloluk	36,317720	29,666180
17	T-17	Gömbe	36,552400	29,675860
18	T-18	Hacıoğlu	36,282220	29,558870
19	T-19	Gökçeören	36,244240	29,541630
20	T-20	Sarıbelen	36,267340	29,483120
21	T-21	Bezirgan	36,275370	29,463700
22	T-22	Yeşilköy	36,284420	29,372940
23	T-23	İkizce	36,322110	29,469080

Tablo 4.1'in devamı

Örnek No	Örnek Kodu	Lokalite	Koordinatlar Enlem (N)	Boylam (E)
24	T-24	Çavdır	36,365830	29,357350
25	T-25	Kınık	36,351880	29,320110
26	T-26	Ovaköy	36,312350	29,318200
27	T-27	Çayırova	36,378183	29,509425
28	T-28	Sütleğen	36,444920	29,606820
29	T-29	Aklar	36,398790	29,385250

Tablo 4.2. Çalışma alanından toplanan plaj kumu örneklerinin yerleri, coğrafi koordinatları ve kodları.

Örnek No	Örnek Kodu	Lokalite	Koordinatlar Enlem (N)	Boylam (E)
1	PK-1	Patara Plajı	36,285830	29,278390
2	PK-2	Patara Kaputaj plajı	36,245790	29,445840
3	PK-3	Belediye Plajı	36,199470	29,618710
4	PK-4	Akçagerme Plajı	36,210250	29,603420
5	PK-5	Seyret Plajı	36,219070	29,514460
6	PK-6	Üzüm İskeleyi plajı	36,158180	29,712830
7	PK-7	Acı Su Plajı	36,209460	29,617740
8	PK-8	İnce Boğaz plajı	36,202800	29,623810
9	PK-9	Hidayet Plajı	36,199280	29,611670
10	PK-10	Büyük Çakıl Plajı	36,194180	29,651970
11	PK-11	Küçük Çakıl Plajı	36,200060	29,643230
12	PK-12	Limanağzı plajı	36,176160	29,651490

4.1. Gama Spektrometresi ile Radyoaktivite Sonuçları

Laboratuvara getirilerek ölçüm için hazırlanan toprak ve kum örnekleri gama spektrometresi ile analiz edilmiştir. Elde edilen spektrumlarda potasyum, uranyum ve toryum kanallarına ait olan piklerin altındaki net sayım değerleri hesaplandıktan sonra Eşitlik (3.2) ile (3.8) arasındaki formüller kullanılarak örneklerdeki uranyum ve toryum konsantrasyonları ppm olarak potasyum konsantrasyonu da % olarak hesaplandı. Eşitlik (3.9), (3.10) ve (3.11) kullanılarak örneklerin ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K

aktivite değerleri Bq/kg olarak ölçüldü. Toprak ve plaj kumu örneklerinin doğal aktivite sonuçları sırasıyla Tablo 4.3 ve Tablo 4.4’de verilmektedir.

Tablo 4.3.Toprak örneklerinin doğal radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq/kg)

Örnek No	Örnek Kodu	K-40	U-238	Th-232
1	T-1	269.59	82.19	44.20
2	T-2	DE*	95.64	133.85
3	T-3	101.48	41.33	8.25
4	T-4	321.16	67.59	54.30
5	T-5	363.34	191.08	50.98
6	T-6	18.12	30.91	7.88
7	T-7	283.44	79.53	62.43
8	T-8	152.96	26.38	3.57
9	T-9	180.49	1.78	3.32
10	T-10	248.35	19.54	22.78
11	T-11	245.38	27.85	13.91
12	T-12	279.38	38.10	31.89
13	T-13	337.80	88.17	62.55
14	T-14	143.46	231.00	51.71
15	T-15	212.24	25.95	5.42
16	T-16	110.73	150.38	40.51
17	T-17	371.30	127.23	45.43
18	T-18	208.60	23.28	22.53
19	T-19	219.46	41.33	47.16
20	T-20	159.20	41.58	3.69
21	T-21	349.24	95.85	62.92
22	T-22	349.76	21.00	17.85
23	T-23	448.30	22.77	24.50
24	T-24	606.41	86.36	58.12
25	T-25	130.34	15.31	23.89
26	T-26	130.34	15.31	23.89
27	T-27	393.51	9.60	13.67
28	T-28	157.98	34.07	13.79
29	T-29	215.42	25.59	13.91
Min		DE	1.78	3.32
Max		606.4	231.0	133.8
Ortalama		241.6	60.6	33.4

*DE: Dedekte Edilemedi.

Tablo 4.4.Plaj kumu örneklerinin doğal radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq/kg)

Örnek No	Örnek Kodu	K-40	U-238	Th-232
1	PK-1	DE*	32.40	0,12
2	PK-2	61.75	11.75	DE
3	PK-3	7.62	19.85	1,23
4	PK-4	24.19	38.21	DE
5	PK-5	DE	45.67	DE
6	PK-6	DE	14.19	DE
7	PK-7	60.10	1.91	1,72
8	PK-8	12.83	18.89	DE
9	PK-9	51.43	4.37	0,37
10	PK-10	DE	19.57	DE
11	PK-11	DE	23.21	DE
12	PK-12	DE	19.39	0,25
Min		DE	1.9	DE
Max		215,4	45.7	13.9
Ortalama		49,3	22.2	2.6

*DE: Dedekte Edilemedi.

4.1.1. ⁴⁰K Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları

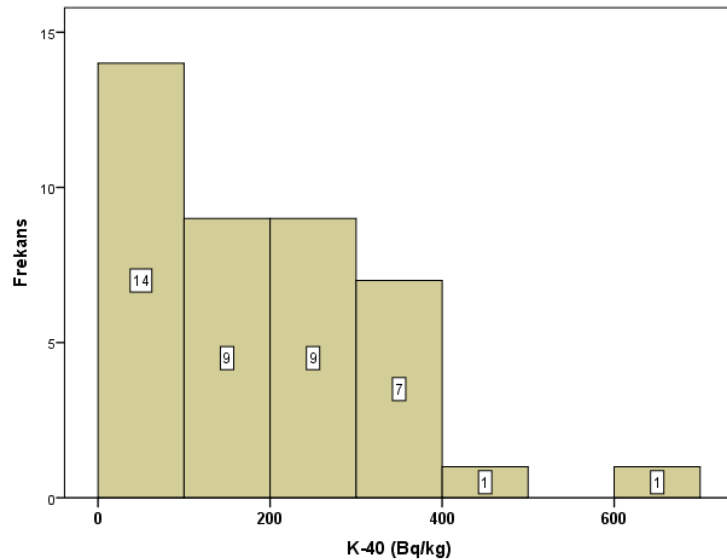
Toprak örneklerinin aktivite sonuçlarına bakıldığında T-2 kodlu örnekte ⁴⁰K izotopuna ait aktivite konsantrasyonunun dedekte edilemediği belirlenmiştir. Diğer toprak örneklerinde ise ⁴⁰K aktivite konsantrasyonları arasında belirgin farklılıklar gözlemlenmiş olup, en yüksek değer 606.41 Bq/kg ile T-24 numaralı örnekte kaydedilmiştir. Ölçüm sonuçlarına göre, ⁴⁰K izotopu için aktivite konsantrasyonları 18.12 Bq/kg (T-6 numaralı örnek) ile 606.41 Bq/kg (T-24 numaralı örnek) arasında değişmektedir. Toplam 29 toprak örneği üzerinden yapılan değerlendirme sonucunda, ortalama ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu 241.60 Bq/kg olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.3). En düşük ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu T-6 numaralı örnekte ölçülmüş olup, bu durum, ilgili bölgedeki potasyum içeriğinin oldukça düşük olduğuna işaret etmektedir. Buna karşılık, T-24 numaralı örnekte tespit edilen 606.41 Bq/kg'lık yüksek aktivite konsantrasyonu, bölgenin jeolojik yapısında potasyum açısından zengin minerallerin bulunduğunu göstermektedir. T-2 kodlu örnekte ⁴⁰K aktivitesinin "dedekte edilemedi" (DE) olarak kaydedilmesi ise, söz konusu örnekte ⁴⁰K seviyesinin cihazın algılama sınırının altında kaldığını ortaya koymaktadır.

Plaj kumu örneklerine ilişkin analizler sonucunda ise, 12 plaj kumu örneğinin yaklaşık yarısında (özellikle PK-1, PK-5, PK-6, PK-10 ve PK-11 örneklerinde) ^{40}K aktivitesi dedekte edilememiştir. Ölçüm yapılabilen örneklerde ise ^{40}K aktivite konsantrasyonu 7.62 Bq/kg (PK-3 örneği) ile 61.75 Bq/kg (PK-2 örneği) arasında değişmektedir. Elde edilen bu değerler, toprak örneklerine kıyasla oldukça düşük seviyelerde bulunmuştur. Plaj kumu örneklerine ait ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise 49.30 Bq/kg olarak hesaplanmıştır.

Toprak ve plaj kumu örneklerine ait gama spektrometresi ile belirlenen K-40 aktivite konsantrasyonlarının frekans dağılımları ise sırasıyla Şekil 4.1 ve Şekil 4.2’de verilmektedir.



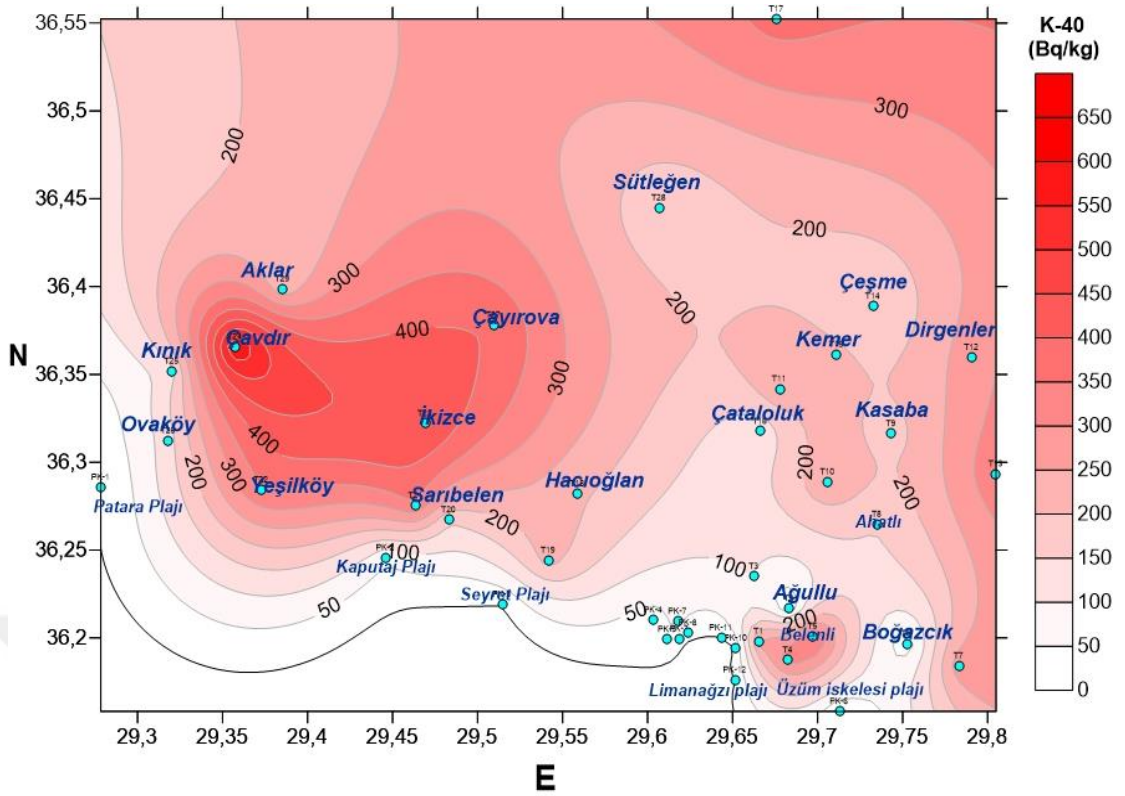
Şekil 4.1. Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{40}K aktivite konsantrasyonu.



Şekil 4.2. Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{40}K aktivite konsantrasyonu frekans dağılımı.

Analiz sonuçlarına göre, toprak örnekleri içerisinde yalnızca T-23 ve T-24 kodlu örneklerde K-40 aktivite konsantrasyonunun 400 Bq/kg'ın üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Genel değerlendirme yapıldığında, toprak örneklerinin %92,8'inin, Birleşmiş Milletler Atomik Radyasyonun Etkileri Bilimsel Komitesi (UNSCEAR) tarafından doğal radyoaktivite için önerilen 400 Bq/kg sınır değerinin altında K-40 aktivite konsantrasyonuna sahip olduğu belirlenmiştir. Bu bulgular, UNSCEAR (2000) raporunda bildirilen dünya genelindeki doğal topraklardaki ortalama K-40 aktivite konsantrasyonu değerleriyle karşılaştırıldığında dikkat çekicidir. Söz konusu rapora göre, dünya genelinde yüzey topraklarında ^{40}K için bildirilen ortalama aktivite konsantrasyonu yaklaşık 400 Bq/kg civarındadır. Bu çalışmada elde edilen 241.60 Bq/kg'lık ortalama değer dünya ortalamasının altında olduğu görülmektedir. Bununla birlikte, bazı örneklerde (özellikle T-24 numaralı örnek) ölçülen değerlerin dünya ortalamasının üzerinde olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, çalışmanın yürütüldüğü bölgenin heterojen jeolojik yapısı ve mineralojik çeşitliliği nedeniyle lokal düzeyde önemli farklılıklar gösterdiğini ortaya koymaktadır.

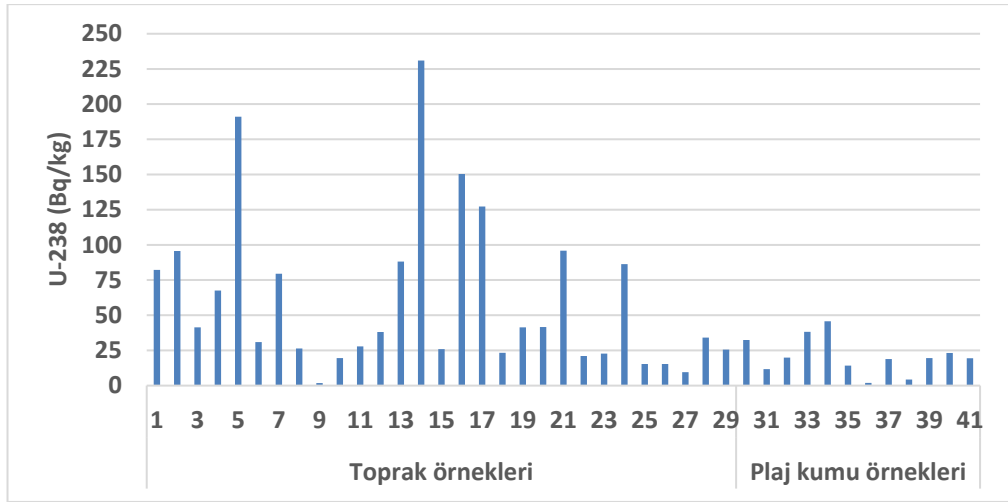
Antalya ili Kaş ilçesine ait ^{40}K izotopu aktivite konsantrasyonu değerlerinin koordinat sistemine göre oluşturulan kontur haritası Şekil 5.19'da sunulmuştur. Haritada ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının dağılımı, açık renk tonlarından koyu renklere doğru bir artış göstermektedir. Şekil 4.3'e göre en yüksek 40K aktivite konsantrasyonları (yaklaşık 600 Bq/kg'ye kadar ulaşan değerler), ilçenin batı kısmında, özellikle Çavdır Köyü ve İkizce Köyü çevresinde gözlemlenmiştir. Bu bölgeler koyu kırmızı tonlarla gösterilmiş ve 400 Bq/kg izokontur çizgisiyle çevrilidir. İkizce, Aklar ve Yeşilköy civarında da yüksek aktivite konsantrasyonları kaydedilmiştir; bu alanlarda ^{40}K değerleri genellikle 300–400 Bq/kg arasında değişmektedir. Doğu ve güney kesimlere doğru ilerledikçe (Ağullu, Boğazcık, Belenli, Çataloluk bölgeleri), ^{40}K aktivite konsantrasyonlarında belirgin bir azalma görülmektedir. Bu alanlar açık kırmızı ve beyaz tonlarla temsil edilmiş ve genellikle 50–200 Bq/kg aralığında değerler göstermektedir. Sahil bölgelerinde (örneğin Kaputaş Plajı, Patara Plajı, Seyret Plajı, Üzümlü İskelesi Plajı çevresi) ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının en düşük seviyelerde (50–100 Bq/kg) olduğu tespit edilmiştir. Harita üzerindeki izokontur çizgileri, aktivite konsantrasyonlarındaki değişimlerin mekânsal dağılımını oldukça net bir şekilde göstermektedir; bu da bölgedeki jeolojik yapı, toprak tipi veya mineraloji gibi faktörlerle ilişkilendirilebilir.



Şekil 4.3. Tüm örneklerin ^{40}K aktivitelerinin bölgesel dağılımını yansıtan kontur grafiği (kontur aralıkları 50 Bq/kg).

4.1.2. ^{238}U Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları

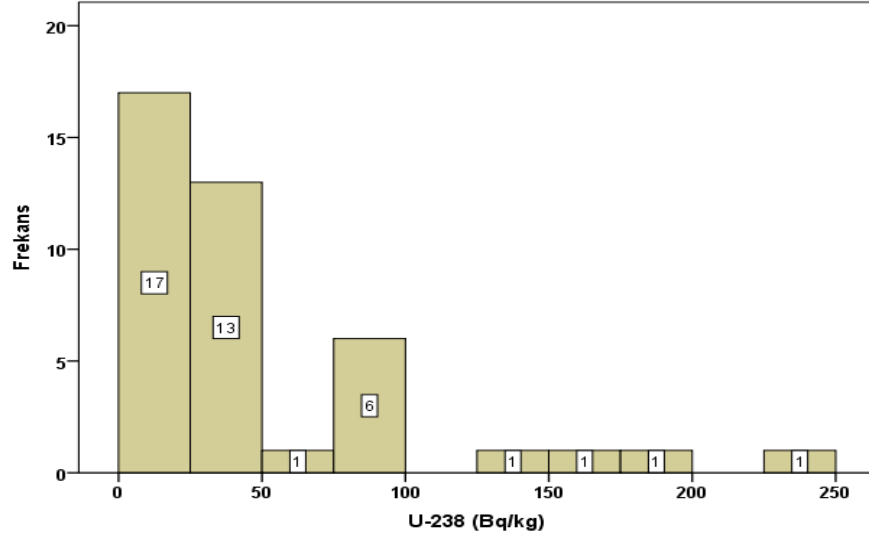
Toprak örneklerinde yapılan analizler sonucunda, ^{238}U izotopuna ait aktivite konsantrasyonlarının 1.78 Bq/kg (T-9 örneği) ile 231.00 Bq/kg (T-14 örneği) arasında değişim gösterdiği belirlenmiştir (Tablo 4.3, Şekil 4.4). Toplam 29 toprak örneği üzerinden yapılan değerlendirme sonucunda, ^{238}U için ortalama aktivite konsantrasyonu 60.60 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. En yüksek ^{238}U değeri T-14 numaralı örnekte tespit edilmiş olup, bu durum söz konusu bölgedeki toprak veya ana kayalarda uranyum içeriğinin yüksek olabileceğine işaret etmektedir.



Şekil 4.4. Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{238}U aktiviteleri.

Plaj kumu örneklerine yönelik gerçekleştirilen ölçümler, ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının toprak örneklerine kıyasla belirgin şekilde düşük seviyelerde olduğunu göstermektedir. Plaj kumu örneklerinde, ^{238}U aktivite değerleri 1.9 ile 47.8 Bq/kg arasında değişiklik göstermekte olup, ortalama ^{238}U aktivite konsantrasyonu 22.2 Bq/kg olarak belirlenmiştir. PK-4 ve PK-5 kodlu örnekler, ^{238}U 'in dünya ortalaması olan 35 Bq/kg değerinden yüksek sonuçlar verirken, diğer tüm plaj kumu örneklerinde ^{238}U aktivite konsantrasyonları bu değerin altında kalmıştır. Bu durum, plaj kumu örnekleme alanlarının uranyum açısından düşük mineralojik bileşimlere sahip olduğunu göstermektedir.

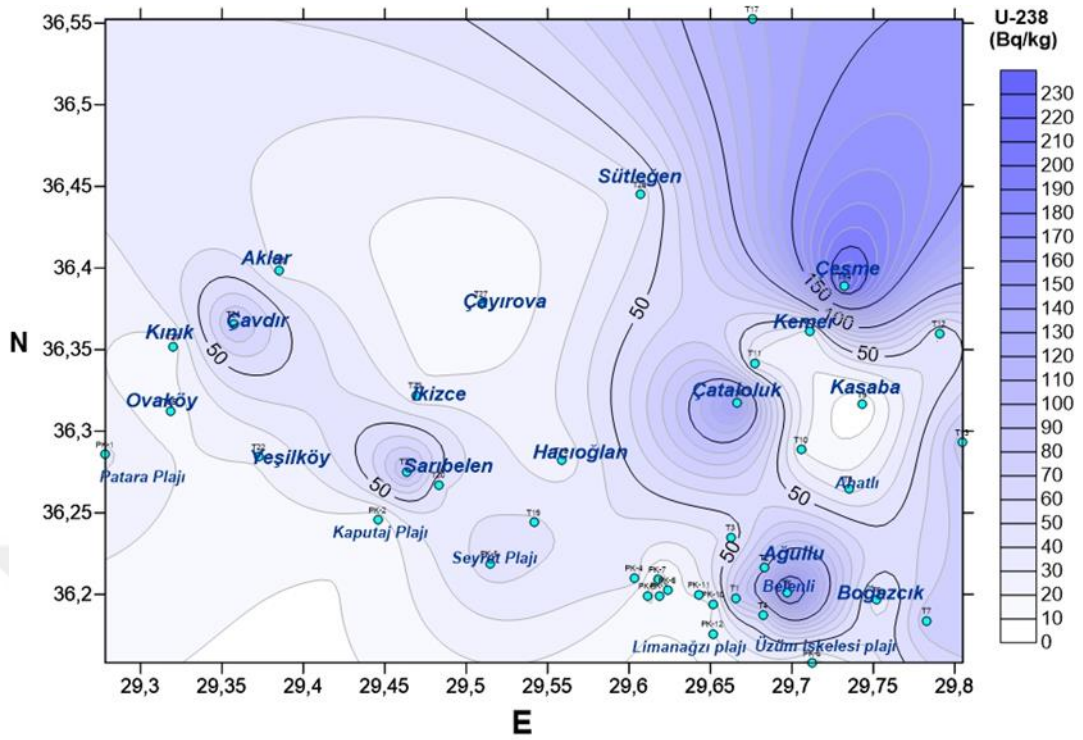
Şekil 4.5'te sunulan frekans dağılımı, tüm toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının dağılımını göstermektedir. Analiz edilen toplam 41 örnek temelinde, örneklerin % 41.46'sının yüksek uranyum aktivite konsantrasyonuna sahip olduğu belirlenmiştir. Elde edilen bulgular, Birleşmiş Milletler Atomik Radyasyonun Etkileri Bilimsel Komitesi (UNSCEAR) tarafından yayımlanan raporlar ile karşılaştırıldığında dikkat çekicidir. UNSCEAR (2000) raporuna göre, doğal topraklardaki ortalama ^{238}U aktivite konsantrasyonu yaklaşık 35 Bq/kg olarak bildirilmektedir. Bu çalışmada ölçülen maksimum değer (231.00 Bq/kg, T-14 numaralı örnek), dünya ortalamasının yaklaşık 6.6 katına karşılık gelmektedir. Ayrıca, toprak örneklerine ait hesaplanan ortalama ^{238}U aktivite konsantrasyonu dünya ortalamasının yaklaşık 1.71 katı seviyesindedir.



Şekil 4.5. Toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{238}U aktivitelerinin frekans dağılımı.

Bu farklılıklar, çalışma alanının yerel mineralojik ve jeokimyasal özelliklerine bağlı olarak, uranyum açısından zenginleşmiş alanların varlığına işaret etmektedir. Elde edilen sonuçlar, bölgedeki jeolojik heterojenliğin ve mineralojik çeşitliliğin, doğal radyoaktivite seviyelerinde belirgin varyasyonlara neden olduğunu göstermektedir.

Antalya ili Kaş ilçesinden toplanan örneklerin ^{238}U aktivite sonuçlarının koordinat sistemine göre çizilen kontur grafiği Şekil 4.6’da verilmektedir. ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının dağılımı açık renkten koyu renge doğru artmaktadır. Şekil 4.6’ya göre, ^{238}U konsantrasyonu bölge genelinde heterojen bir dağılım göstermektedir. Özellikle Çeşme ve çevresi, 230 Bq/kg’ye varan maksimum değerlerle en yüksek aktivite düzeylerine sahiptir. Bu alan, koyu mavi renklerle temsil edilmiştir. Kemer, Çataloluk ve Kasaba bölgelerinde de görece yüksek değerler gözlemlenmektedir (yaklaşık 100–180 Bq/kg arası). Aklar, Çavdik, İkizce, Sarıbelen gibi iç kesimde yer alan bölgelerde ise ^{238}U aktivitesi 50 Bq/kg’nin altındadır. Patara Plajı, Kaputaş Plajı, Seyret Plajı gibi kıyı bölgeleri ise düşük ^{238}U seviyelerine sahip olup, tabii fon seviyelerine yakın değerler görülmektedir. Eşdeğer çizgileri, aktivite değişimlerinin mekânsal gradyanını göstermekte olup, özellikle Çeşme çevresinde çok sıkı bir şekilde kümelenerek ani artışlar olduğunu belirtmektedir. Bu da yerel jeolojik yapıların (granitik intrüzyonlar, uranyumca zengin kayalar) etkili olduğunu düşündürmektedir.



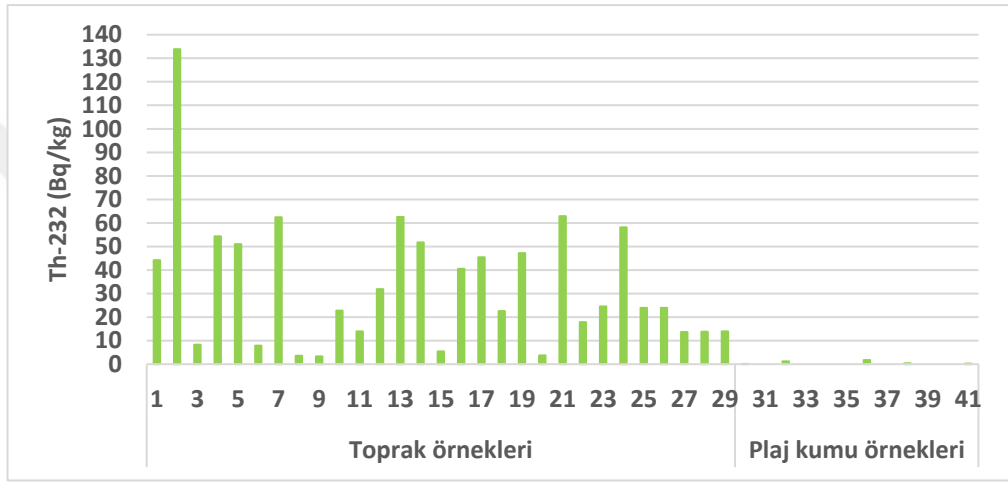
Şekil 4.6. Tüm örneklerin ^{238}U aktivitelerinin bölgesel dağılımını gösteren kontur grafiği (kontur aralıkları 10 Bq/kg).

4.1.3. ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonlarının Sonuçları

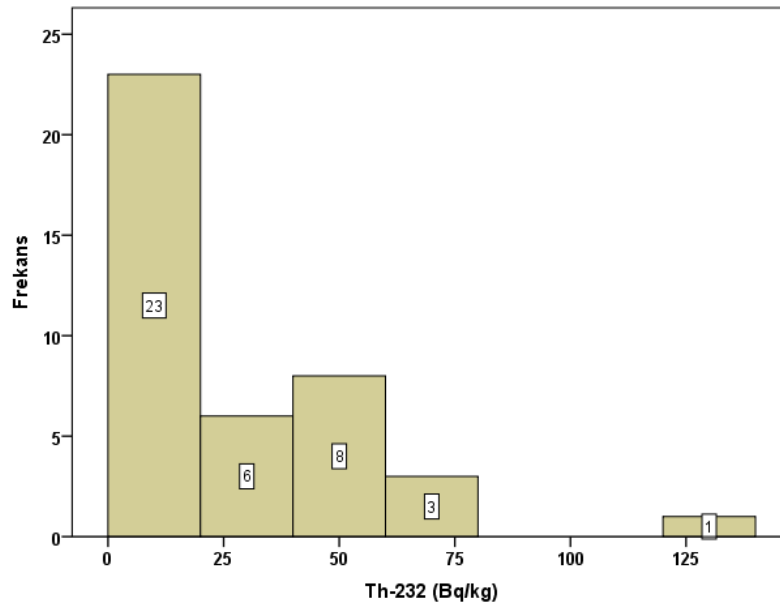
Toprak örneklerindeki ^{232}Th izotopunun aktivite konsantrasyonları, 3.32 Bq/kg (T-9 örneği) ile 133.85 Bq/kg (T-2 örneği) arasında geniş bir aralıkta değişim göstermektedir (Tablo 4.3 ve Şekil 4.7). Bu geniş değişim, farklı toprak tiplerinin ve mineralojik bileşimlerinin ^{232}Th aktivitesini etkileyen önemli faktörler olduğunu göstermektedir. Ortalama ^{232}Th aktivitesi ise 33.40 Bq/kg olarak hesaplanmış olup, bu değer dünya genelindeki ortalama ^{232}Th aktivite seviyesinin yakınında yer almaktadır. Ancak, T-2 örneği, ^{232}Th açısından en yüksek aktiviteye sahip olup, bu değer dünya ortalamasının yaklaşık 4.46 katı kadar yüksek bulunmuştur. Bu durum, T-2 örneğinin daha yüksek uranyum ve toryum içeriği veya farklı bir jeolojik özellik taşıyor olabileceğini düşündürmektedir.

Plaj kumu örneklerinde ise ^{232}Th izotopu için yapılan ölçümler, önemli farklılıklar göstermektedir. 7 örnekte (PK-2, PK-4, PK-5, PK-6, PK-8, PK-10 ve PK-

11) ^{232}Th aktivitesi dedekte edilememiştir. Bu, plaj kumu örneklerinde ^{232}Th seviyelerinin çok düşük olduğunu veya örneklerin alındığı alanların ^{232}Th içeriği açısından zayıf olduğunu göstermektedir. Ölçüm yapılabilen plaj kumu örneklerinde ise ^{232}Th aktivite konsantrasyonları, 0.12 Bq/kg (PK-1 örneği) ile 13.90 Bq/kg arasında değişim göstermektedir (Tablo 4.4). Bu sonuçlar, plaj kumu örneklerinin, toprak örneklerine göre belirgin şekilde daha düşük ^{232}Th aktivitesine sahip olduğunu ortaya koymaktadır. Bu durum, plaj kumu örneklerinin mineralojik bileşimlerinin, özellikle toryum içeriği bakımından, daha düşük olduğunu ve bunun da ^{232}Th seviyelerinin azalmasına yol açtığını düşündürmektedir.



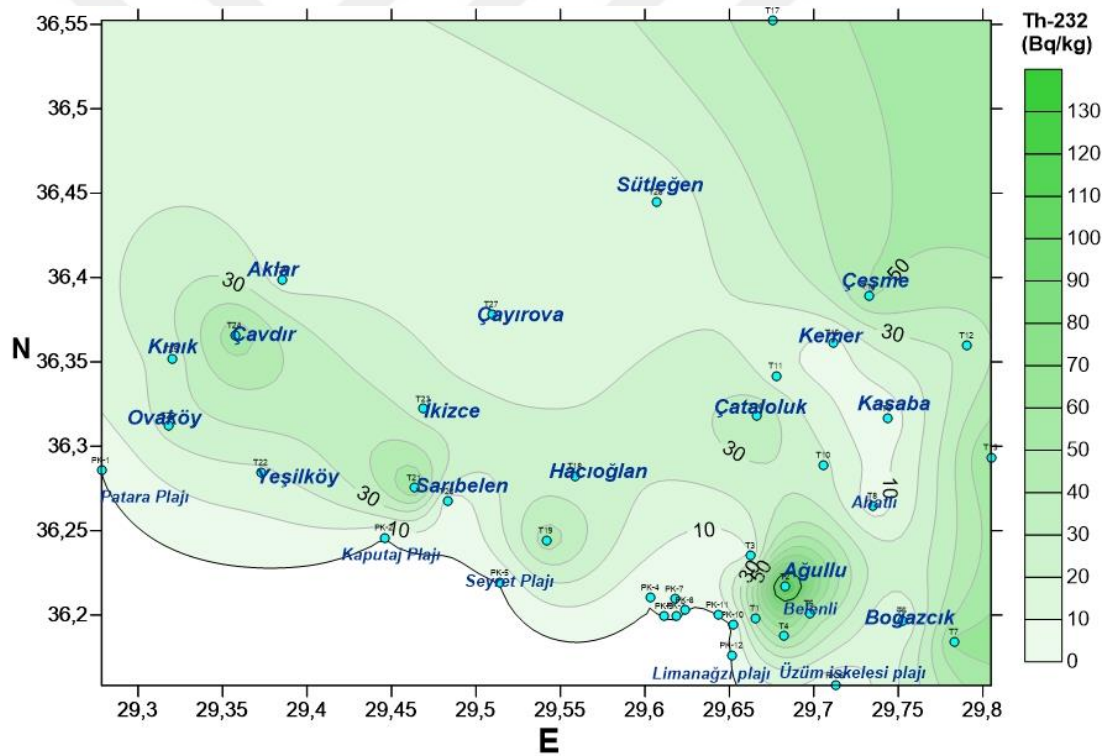
Şekil 4.7. Toprak örneklerinin ^{232}Th aktivite konsantrasyonu.



Şekil 4.8. Örneklerin ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun frekans dağılımı.

Şekil 4.8'de sunulan frekans dağılımı, tüm toprak ve plaj kumu örneklerinin ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının dağılımını göstermektedir. Analiz edilen toplam 41 örnek üzerinden yapılan değerlendirmeye göre, örneklerin %31.71'inin ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun dünya ortalaması değerinden yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu bulgu, örneklerin önemli bir kısmının, dünya genelindeki ortalama ^{232}Th seviyesinin üzerinde aktivite değerlerine sahip olduğunu göstermekte ve bu örneklerin mineralojik bileşimleri veya uranyum-toryum içeriği açısından farklı özellikler taşıdığını işaret etmektedir.

Antalya ili Kaş ilçesinden toplanan örneklerin ^{232}Th aktivite sonuçlarının koordinat sistemine göre çizilen kontur grafiği Şekil 4.9'da verilmektedir. ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının dağılımı açık renkten koyu renge doğru artmaktadır.



Şekil 4.9. Örneklerin ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının bölgesel dağılımını veren kontur grafiği (kontur aralıkları 10 Bq/kg).

Şekil 4.9'a göre, ^{232}Th konsantrasyonu 0 ile 130 Bq/kg arasında değişmektedir. Düşük aktivite düzeyleri (0–30 Bq/kg) genellikle batı ve güneybatı kesimlerde, özellikle Patara Plajı, Kaputaş Plajı, Seyret Plajı ve Yeşilköy civarında yoğunlaşmıştır.

Bu alanlar açık yeşil tonlarla temsil edilmekte olup, doğal radyoaktivite düzeyinin oldukça düşük olduğunu göstermektedir. Buna karşılık, Ağullu, Belendi ve Boğazcık çevresi başta olmak üzere, haritanın güneydoğu kesiminde ^{232}Th konsantrasyonu belirgin şekilde artmakta ve 90 Bq/kg'ın üzerine çıkmaktadır. Bu bölgeler, daha koyu yeşil tonlarla gösterilmiş olup, doğal kaynaklı radyoaktivitenin yerel olarak arttığını göstermektedir. Söz konusu artış, bölgenin jeolojik özelliklerine bağlı olarak granitik ve metamorfik kayaların varlığı ile ilişkilendirilebilir. İzohips eğrilerinin sıklaştığı alanlar, kısa mesafelerde belirgin radyonüklid değişimlerinin yaşandığını göstermektedir. Bu durum özellikle Sarıbelen, Hacıoğlu ve Çukurbağ civarında dikkat çekmektedir. Bu veriler ışığında, ^{232}Th 'nin çevresel radyoaktivite düzeyi üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi hem insan sağlığı hem de toprak kullanımı açısından önemlidir. Yüksek aktivite değerlerinin gözlemlendiği bölgelerde daha detaylı jeokimyasal analizlerin yapılması, potansiyel risklerin belirlenmesi açısından faydalı olacaktır.

Bu çalışmada elde edilen toprak örneklerinin sonuçlarının literatürdeki benzer çalışmaların sonuçlarıyla karşılaştırılması Tablo 4.5 de verilmektedir. Tablo 4.5 incelendiğinde Kaş (Antalya) bölgesinde ölçülen ortalama ^{40}K konsantrasyonu, UNSCEAR (2000) raporunda belirtilen dünya ortalaması olan 400 Bq/kg değerinin altında kalmaktadır. Ayrıca, Türkiye ve dünya genelinde yapılan benzer çalışmalarla karşılaştırıldığında, Kaş bölgesindeki ^{40}K düzeylerinin genel olarak daha düşük olduğu gözlemlenmiştir.

Buna karşılık, bölgede ölçülen ortalama ^{238}U aktivite konsantrasyonu 60.6 Bq/kg olarak belirlenmiş olup, bu değer dünya ortalaması olan 35 Bq/kg'ın oldukça üzerindedir. Türkiye'de yapılan diğer çalışmalarla kıyaslandığında, Kaş bölgesindeki ^{238}U düzeyi; Sakarya (23.2 Bq/kg), İstanbul (27 Bq/kg) ve Bozcaada (24 Bq/kg) gibi bölgelerden belirgin şekilde yüksektir. Türkiye'de Kaş'a en yakın yüksek değerler ise Kütahya (56.4 Bq/kg) ve Van (33.33 Bq/kg) bölgelerinde rapor edilmiştir. Uluslararası düzeyde ise Çin (112 Bq/kg), Nijerya (64.64 Bq/kg) ve Yemen (58.2 Bq/kg) gibi ülkelerde daha yüksek ^{238}U konsantrasyonları bildirilmiştir. Bu bağlamda Kaş, yüksek ^{238}U düzeyleri açısından bu ülkelerin hemen ardından gelen bölgelerden biri olarak değerlendirilebilir.

Kaş bölgesinde belirlenen ortalama ^{232}Th konsantrasyonu ise 33.4 Bq/kg olup, dünya ortalaması olan 30 Bq/kg'ın bir tık üzerindedir. Türkiye genelinde bu değer;

İstanbul (35 Bq/kg), Kırklareli (40 Bq/kg), Van (36.68 Bq/kg) ve Bozcaada (31 Bq/kg) gibi bölgelerde ölçülen değerlerle benzerlik göstermektedir. Uluslararası karşılaştırmalarda ise Kaş bölgesindeki ²³²Th düzeylerinin, Nijerya (110.18 Bq/kg), Çin (71.5 Bq/kg) ve Hindistan (67.49 Bq/kg) gibi ülkelerde bildirilen değerlere kıyasla belirgin şekilde düşük olduğu görülmektedir. Dolayısıyla Kaş bölgesindeki ²³²Th konsantrasyonu hem ulusal hem de uluslararası ölçekte orta düzey olarak değerlendirilebilir.

Tablo 4.5. Toprak örneklerine ait aktivite konsantrasyonlarının, literatürdeki çalışmalarla karşılaştırılması (Bq/kg).

Ülke	K-40	U-238	Th-232	Kaynak
Yugoslavya	554	51	53	Bikit ve diğ., 2005
Çin	672	112	71.5	Yang ve diğ., 2005
Yemen	822.7	58.2	44.4	Abd El-mageed ve diğ., 2011
Mısır	553.14	46.15	30.57	(El-Gamal ve diğ., 2013)
Bangladeş	475.51	15.39	28.35	(Rashed-Nizam ve diğ., 2016)
Hindistan	639.24	12.15	45.17	(Kumari ve diğ., 2017)
Nijerya	1190.1	64.64	110.18	(Aladeniyi ve diğ., 2019)
Hindistan	96.5	8.2	17.4	(Al-Khawlaney ve diğ., 2020)
Suudi Arabistan	790	23.8	24.33	(Alharbi, 2020)
Irak	278.10	6.2	6.41	(Alasadi ve Abojassim, 2022)
Hindistan	810.87	47.27	67.49	(Vishnu & Joseph, 2022)
Irak	315.39	15.35	13.31	(Al-Alawy ve diğ., 2023)
Türkiye-Kırklareli	667	28	40	Taşkın ve diğ., 2009
Türkiye-İstanbul	322	27	35	Karahan & Bayülken, 2000
Türkiye-Sakarya	371	23.2	21.0	(Tabar ve diğ., 2017)
Türkiye-Van	478.19	33.33	36.68	(Oto ve diğ., 2017)
Türkiye-Kütahya	538.4	56.4	25.9	(Şahin ve diğ., 2017)
Türkiye-Bozcaada	427	24	31	(Çam-Kaynar, 2024)
Dünya ortalaması	400	35	30	UNSCEAR, 2000
Türkiye-Antalya (Kaş)	DE-606.4 (241.6)	1.78-231.0 (60.6)	3.32-133.8 (33.4)	Bu çalışma

4.2. Radyolojik Tehlike Parametreleri Sonuçları

Radyolojik sağlık değerlendirmesi açısından kullanılan başlıca parametreler Ra_{eq} (radyum eşdeğeri), D (gama doz hızı), AEDE (yıllık efektif doz), AGDE (genetik doz eşdeğeri), ELCR (yaşam boyu kanser riski), H_{in} (iç tehlike indeksi) ve H_{ex} (dış tehlike indeksi) şeklindedir. Bu çalışmada radyolojik tehlike parametreleri Eşitlik (3.12) ile (3.18) arasındaki bağıntılar kullanılarak hesaplanmıştır. Toprak ve plaj kumu örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri sonuçları sırasıyla Tablo 4.6 ve Tablo 4.7’de verilmektedir.

Tablo 4.6. Toprak örneklerinin radyolojik tehlike parametreleri.

Örnek No	Ra_{eq} (Bq/kg)	D (nGy/saat)	AEDE (mSv)	AGDE (mSv/yıl)	ELCR ($\times 10^{-3}$)	H_{in}	H_{ex}
1	166.15	75.91	0.09	0.52	0.33	0.67	0.45
2	287.04	125.03	0.15	0.85	0.54	1.03	0.78
3	60.94	28.31	0.03	0.19	0.12	0.28	0.16
4	169.97	77.42	0.09	0.54	0.33	0.64	0.46
5	291.95	134.22	0.16	0.92	0.58	1.31	0.79
6	43.57	19.79	0.02	0.13	0.08	0.20	0.12
7	190.63	86.27	0.11	0.60	0.37	0.73	0.51
8	43.26	20.72	0.03	0.14	0.09	0.19	0.12
9	20.43	10.36	0.01	0.08	0.04	0.06	0.06
10	71.24	33.14	0.04	0.23	0.14	0.25	0.19
11	66.64	31.50	0.04	0.22	0.14	0.26	0.18
12	105.22	48.52	0.06	0.34	0.21	0.39	0.28
13	203.63	92.60	0.11	0.64	0.40	0.79	0.55
14	316.00	143.94	0.18	0.98	0.62	1.48	0.85
15	50.04	24.11	0.03	0.17	0.10	0.21	0.14
16	216.84	98.56	0.12	0.67	0.42	0.99	0.59
17	220.79	101.71	0.12	0.70	0.44	0.94	0.60
18	71.57	33.07	0.04	0.23	0.14	0.26	0.19
19	125.67	56.73	0.07	0.39	0.24	0.45	0.34
20	59.12	28.08	0.03	0.19	0.12	0.27	0.16
21	212.72	96.85	0.12	0.67	0.42	0.83	0.57
22	73.47	35.07	0.04	0.25	0.15	0.26	0.20
23	92.33	44.01	0.05	0.31	0.19	0.31	0.25
24	216.17	100.29	0.12	0.70	0.43	0.82	0.58
25	59.51	26.94	0.03	0.19	0.12	0.20	0.16
26	59.51	26.94	0.03	0.19	0.12	0.20	0.16
27	59.45	29.10	0.04	0.21	0.12	0.19	0.16
28	65.96	30.66	0.04	0.21	0.13	0.27	0.18
29	62.07	29.21	0.04	0.20	0.13	0.24	0.17
Min.	20.43	10.4	0.01	0.08	0.04	0.06	0.06
Max.	316.0	143.9	0.18	0.98	0.62	1.48	0.85
Ort.	127.0	58.2	0.07	0.40	0.25	0.51	0.34

Tablo 4.7. Plaj kumu örneklerinin radyolojik tehlike parametreleri.

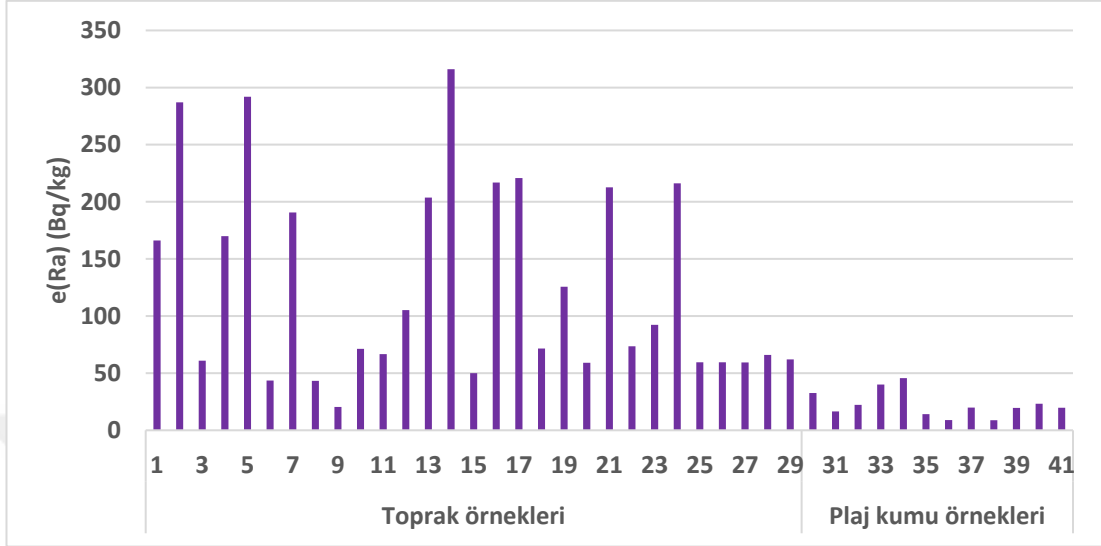
Örnek No	Ra _{eq} (Bq/kg)	D (nGy/saat)	AEDE (mSv)	AGDE (mSv/yıl)	ELCR (x10 ⁻³)	H _{in}	H _{ex}
1	32.57	15.04	0.02	0.10	0.06	0.18	0.09
2	16.50	8.00	0.01	0.06	0.03	0.08	0.04
3	22.19	10.23	0.01	0.07	0.04	0.11	0.06
4	40.08	18.66	0.02	0.13	0.08	0.21	0.11
5	45.67	21.10	0.03	0.14	0.09	0.25	0.12
6	14.19	6.56	0.01	0.04	0.03	0.08	0.04
7	9.00	4.43	0.01	0.03	0.02	0.03	0.02
8	19.88	9.26	0.01	0.06	0.04	0.10	0.05
9	8.85	4.38	0.01	0.03	0.02	0.04	0.02
10	19.57	9.04	0.01	0.06	0.04	0.11	0.05
11	23.21	10.72	0.01	0.07	0.05	0.13	0.06
12	19.75	9.11	0.01	0.06	0.04	0.11	0.05
Min.	8.9	4.4	0.01	0.03	0.04	0.03	0.02
Max.	66.0	21.1	0.03	0.14	0.62	0.25	0.09
Ort.	29.7	10.5	0.01	0.07	0.25	0.12	0.05

Toprak ve plaj kumu örneklerinin ⁴⁰K, ²³⁸U ve ²³²Th aktivite konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan eşdeğer radyum aktiviteleri (Ra_{eq}) ve frekans dağılımı sırasıyla Şekil 4.10 ve Şekil 4.11’de verilmektedir. Toprak örneklerinde eşdeğer radyum aktivite değerleri, 20.43 Bq/kg ile 316.00 Bq/kg arasında değişmiş olup, ortalama eşdeğer radyum aktivitesi 127.00 Bq/kg olarak belirlenmiştir (Tablo 4.6 ve Şekil 4.10). En düşük eşdeğer radyum aktivitesi değeri T-9 örneğinde, en yüksek Ra_{eq} değeri ise T-14 kodlu toprak örneğinde ölçülmüştür. T-14 örneğinde hem ²³⁸U hem de ²³²Th izotoplarının yüksek değerler göstermesi, doğal olarak toplam eşdeğer radyum aktivitesinin de yüksek çıkmasına neden olmuştur.

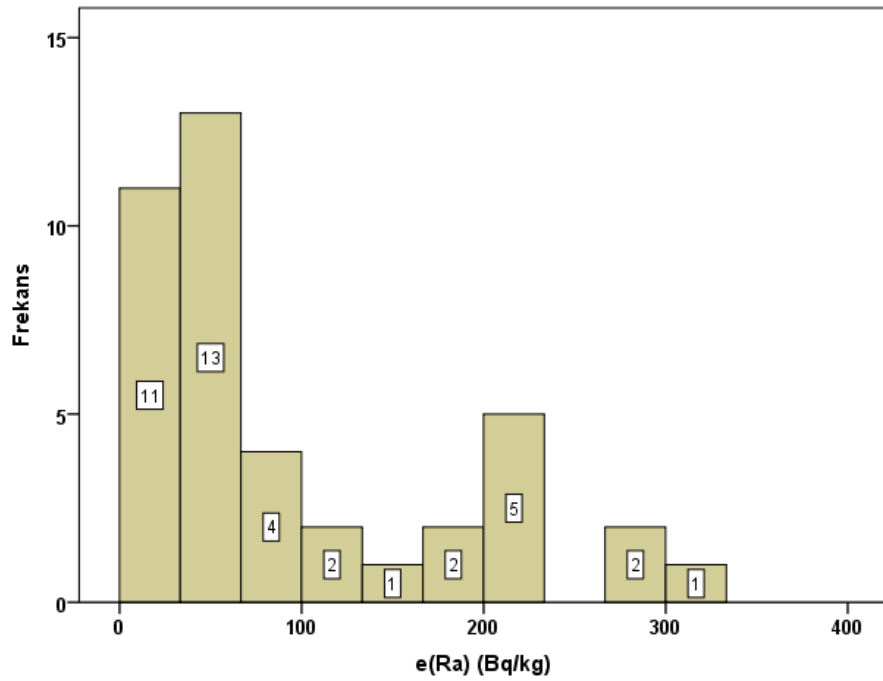
Plaj kumu örneklerinde ise toplam etkin radyoaktiviteyi temsil eden Ra_{eq} değerlerinin 8.85 Bq/kg (PK-9 örneği) ile 66.00 Bq/kg (en yüksek değer) arasında değiştiği, ortalama Ra_{eq} değerinin ise 29.70 Bq/kg olduğu gözlemlenmiştir (Tablo 4.6 ve Şekil 4.10). Bu değerler, uluslararası literatürde doğal ortamlar için belirlenen sınır değerlerin oldukça altında kalmaktadır.

Ra_{eq}, ²³⁸U, ²³²Th ve ⁴⁰K gibi doğal radyoizotopların toplam radyolojik etkisini ifade etmekte olup, uluslararası literatürde önerilen sınır değer 370 Bq/kg’dır (UNSCEAR, 2000). Bu bağlamda, çalışmada değerlendirilen tüm örneklerin söz

konusu sınırın altında kalması, bölgedeki toprakların radyolojik açıdan önemli bir tehlike oluşturmadağını göstermektedir (Şekil 4.10 ve Şekil 4.11).

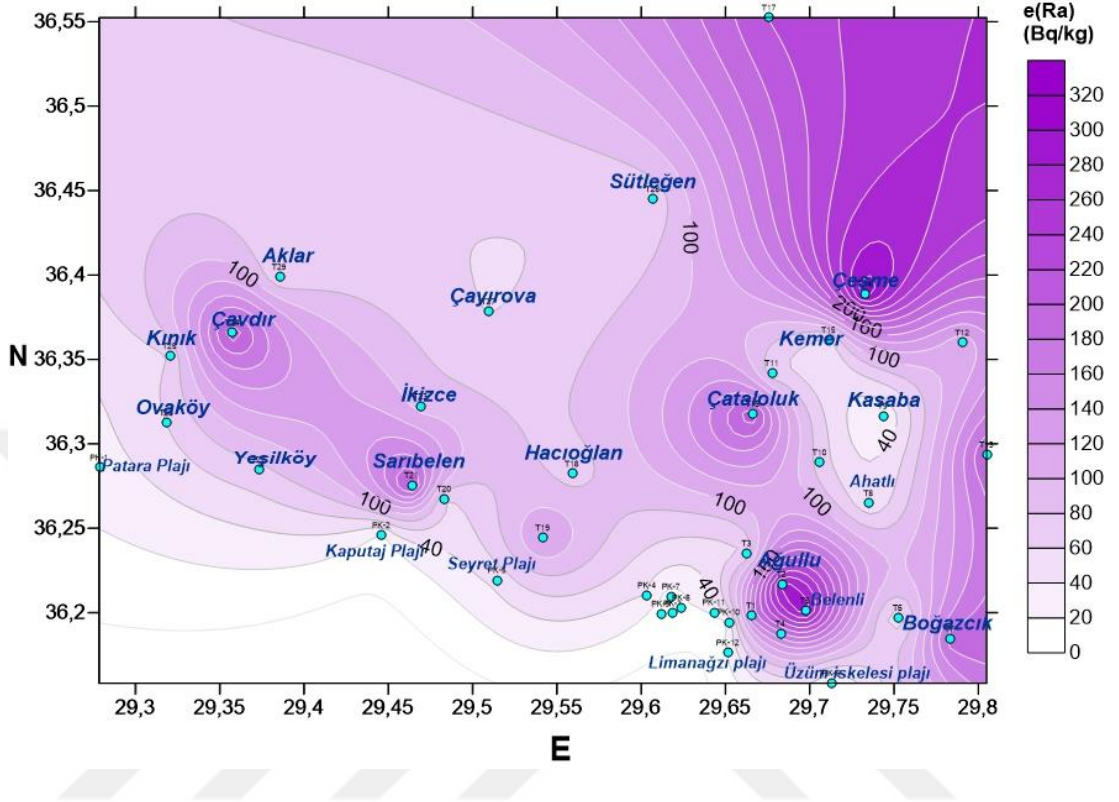


Şekil 4.10. Toprak ve plaj kumu örneklerin eşdeğer radyum aktivitesi.



Şekil 4.11. Toprak ve plaj kumu örneklerinin hesaplanan eşdeğer radyum aktivitesinin frekans dağılımı.

Örneklerin aktivite sonuçları kullanılarak hesaplanan eşdeğer radyum aktivitelerinin koordinat sistemine göre çizilen kontur grafiği Şekil 4.12’de verilmektedir.



Şekil 4.12. Toprak örneklerinin eşdeğer radyum değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 20 Bq/kg).

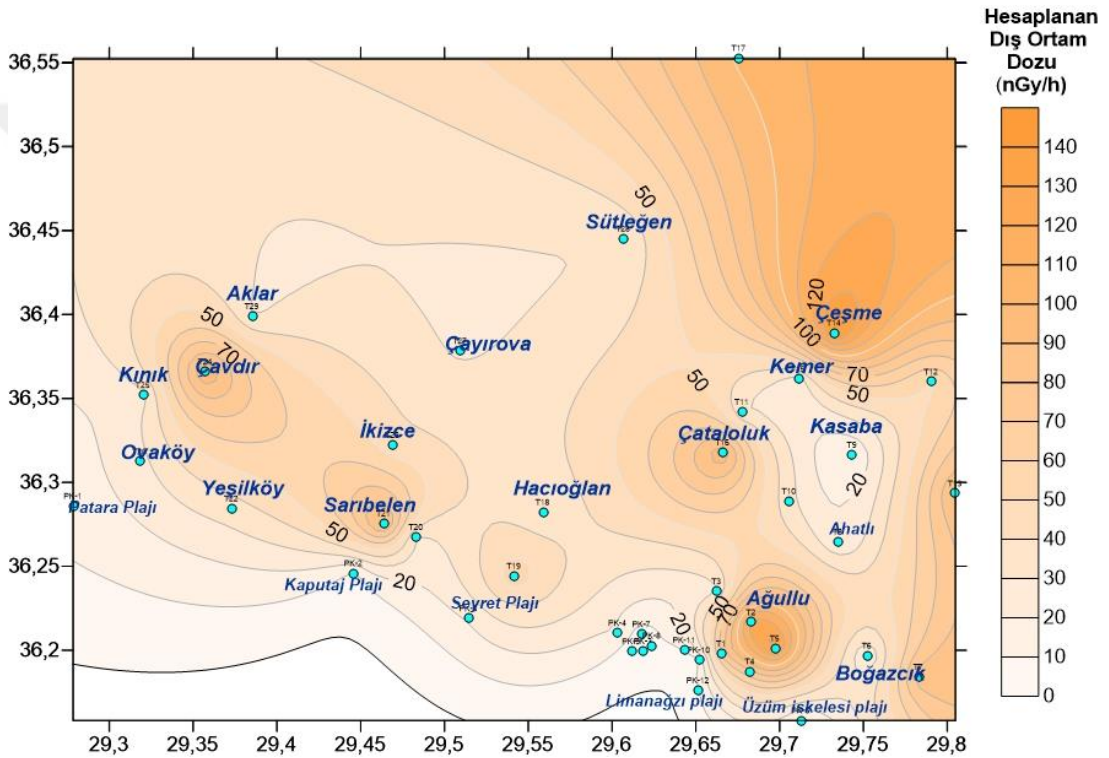
Şekil’4.12’de, Ra_{eq} değerleri 0 ile 320 Bq/kg arasında değişmektedir. Renk skalasında açık mor tonlardan koyu mora geçiş, artan eRa aktivitesini temsil etmektedir. Kontür grafiğinde eşdeğer radyum (eRa) konsantrasyonları önemli düzeyde konumsal değişkenlik göstermektedir. Düşük Ra_{eq} aktivitesi (< 60 Bq/kg) özellikle güneybatıdaki kıyı bölgelerinde, örneğin Patara Plajı, Kaputaş Plajı, Seyret Plajı ve Yeşilköy civarında tespit edilmiştir. Bu alanlar açık mor tonlarla ifade edilerek aktivitenin en düşük olduğu yerlerdir. Buna karşın, Çeşme, Ağullu, Belenli ve Çavdır yerleşim alanlarında yüksek düzeyde eRa konsantrasyonları tespit edilmiştir. Bu bölgelerdeki değerler 200 Bq/kg’ı aşmakta ve bazı noktalarda 300 Bq/kg seviyesine yaklaşmaktadır. Söz konusu alanlar, haritada koyu mor tonlarla belirginleşmiştir. Özellikle Çeşme ve çevresi, haritanın en yüksek radyonüklid aktivite seviyelerine sahip bölgesi olarak öne çıkmaktadır. Eşdeğer eğrilerinin yoğunluğu, bazı bölgelerde kısa mesafelerde bile eRa konsantrasyonunda keskin değişimlerin meydana geldiğini

göstermektedir. Örneğin Sarıbelen, Çataloluk ve Ağullu çevresindeki kontur çizgileri, lokal jeolojik farklılıkların veya toprak bileşimindeki değişkenliklerin eRa seviyelerini belirgin şekilde etkilediğini düşündürmektedir. Bu konumsal farklılıklar, bölgedeki jeolojik yapı, mineralojik içerik ve geçmişteki jeolojik süreçlerle doğrudan ilişkili olabilir. Granitik, metamorfik ya da fosfatça zengin kayaçlar, yerel olarak doğal radyonüklid (özellikle uranyum ve toryum serisi) kaynaklarını artırabilir. Ayrıca, toprakların fiziksel ve kimyasal özellikleri ile meteorolojik faktörler de eRa'nın mobilitesini ve dağılımını etkilemektedir.

Örneklerin ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th aktiviteleri kullanılarak hesaplanan yerden 1 m yükseklikteki gama doz hızı değerleri 10.4 ile 143.9 nGy/saat arasında değişmiş ve ortalama değer 58.2 nGy/saat olarak bulunmuştur (Tablo 4.6). Dünya genelinde doğal karasal kaynaklı radyasyon için ortalama doz hızı 59 nGy/saat olarak belirtilmektedir (UNSCEAR, 2000). Çalışmada elde edilen ortalama bu değere oldukça yakın olmakla birlikte, bazı örneklerin (özellikle Örnek 14) bu sınırı aştığı gözlenmiştir. Bu durum, söz konusu bölgelerdeki jeolojik yapıların daha yüksek doğal radyoaktiviteye sahip olabileceğini düşündürmektedir. Plaj kumu örnekleri için doz hızı değerleri 4.38 ile 21.10 nGy/saat arasında değişmekte, ortalama değer ise 10.5 nGy/saat'tir. (Tablo 4.7). Plaj kumu örnekleri için hesaplanan gama doz hızı değerlerinin çok düşük olduğu görülmektedir.

Tüm örnekler için hesaplanan gama doz hızı değerlerinin koordinatlara göre çizilen kontur grafiği Şekil 4.13'te verilmektedir. Doz hızı değerlerinin dağılımı açık renkten koyu renge doğru artmaktadır. Harita, kontur çizgileri ve turuncu tonlardaki renk skalası yardımıyla hesaplanan dış ortam dozunu görselleştirmekte olup, değerler 10 ile 140 nGy/saat arasında değişmektedir. Düşük doz hızları (<30 nGy/saat), haritanın güneybatı kesimlerinde, özellikle Patara Plajı, Kaputaş Plajı, Yeşilköy ve Seyret Plajı çevresinde gözlemlenmektedir. Bu bölgeler açık renk tonlarıyla temsil edilmekte olup, doğal radyasyon düzeyinin minimal olduğunu göstermektedir. Bu alanlarda doz hızlarının düşük olması, büyük olasılıkla bölgedeki jeolojik birimlerin düşük doğal radyonüklid içeriğine sahip olmasından kaynaklanmaktadır. Öte yandan, Çeşme, Çataloluk, Ağullu ve Çavdır gibi yerleşim birimleri ile çevresinde doz hızları 100 nGy/saat'ı aşmakta, bazı bölgelerde 140 nGy/saat seviyesine kadar çıkmaktadır. Bu bölgeler haritada koyu turuncu tonlarla vurgulanmıştır. Özellikle Çeşme çevresindeki doz oranlarının yüksekliği dikkat çekicidir ve bu durum yerel radyoaktif

minerallerin (örneğin uranyum, toryum içerikli kayalar) varlığına işaret etmektedir. İzohips çizgilerinin sıklığı, bazı bölgelerde gama doz hızlarında kısa mesafelerde önemli değişimlerin olduğunu göstermektedir. Sarıbelen, Çataloluk ve Kemer çevresi bu geçiş zonlarının örneklerini oluşturmaktadır. Bu doz oranları, ortalama küresel doğal dış gama doz hızlarıyla karşılaştırıldığında (UNSCEAR'a göre ortalama ~59 nGy/saat), özellikle haritanın doğu ve kuzeydoğu kesimlerinde yer alan bazı alanların dünya ortalamasının üzerinde değerlere sahip olduğu görülmektedir. Bu durum, söz konusu bölgelerde uzun süreli maruziyetin insan sağlığı açısından dikkatle değerlendirilmesi gerektiğini göstermektedir.



Şekil 4.13. Örneklerin hesaplanan doz hızı değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 10 nGy/saat).

Toprak örneklerinde yıllık efektif doz (AEDE) değerleri 0.01 ile 0.18 mSv/yıl arasında ölçülmüş, ortalama 0.07 mSv/yıl olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.6). Plaj kumu örneklerinde AEDE değerleri 0.01 – 0.03 mSv/yıl aralığında değişmiş, ortalama değer 0.01 mSv/yıl olarak belirlenmiştir (Tablo 4.7). Halk için belirlenen yıllık maksimum doz sınırı 1 mSv/yıl'dır (ICRP, 2007). Bu bağlamda, ölçülen değerler hem dünya ortalamasının (0.07 mSv/yıl) hem de sınır değerin oldukça altında kalmaktadır.

Bu durum, bölgede ölçülen radyasyon düzeyinin sağlık açısından ihmal edilebilir olduğunu göstermektedir.

Gonadal doz (AGDE) değerleri, özellikle genetik etkiler bakımından önem arz etmektedir. Bu parametre için toprak örneklerinde ölçülen değerler 0.08 – 0.98 mSv/yıl aralığında değişmekte, ortalama değer ise 0.40 mSv/yıl'dır (Tablo 4.6). T-14'te bu değer 0.98 mSv/yıl ile oldukça yüksek olduğu dikkate değer bir bulgudur. Plaj kumu örneklerinde ise gonadal doz değerleri 0.03 – 0.14 mSv/yıl aralığında olup, ortalama değer 0.07 mSv/yıl'dır (Tablo 4.7). Bu dozlar oldukça düşüktür ve olası genetik etkiler açısından herhangi bir risk taşımamaktadır.

Toprak örneklerindeki aşırı yaşam boyu kanser riski (ELCR) değerleri 0.04 ile 0.62×10^{-3} arasında değişmekte olup, ortalama 0.25×10^{-3} 'tür (Tablo 4.6). UNSCEAR tarafından önerilen ortalama ELCR değeri 0.29×10^{-3} olarak kabul edilmiştir. Bu çalışmada elde edilen ortalama değer bu sınırın altında kalması olumlu bir bulgu olmakla birlikte, bazı örneklerin (T-14 ve T-5) bu sınırı aştığı görülmektedir. Bu durum, bu bölgelerde uzun süreli insan teması söz konusu olduğunda dikkatli olunması gerektiğine işaret etmektedir. Plaj kumu örneklerinde ELCR değerleri $0.02 - 0.09 \times 10^{-3}$ arasında değişmiş, ortalama değer 0.05×10^{-3} olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.7). Görüldüğü gibi plaj kum örneklerindeki ELCR değerleri kum örneklerinden daha düşüktür. Dolayısıyla, plaj kumunda uzun süreli bulunmanın kanser riski açısından anlamlı bir tehdit oluşturmadığı söylenebilir.

Toprak örneklerindeki iç tehlike indeksi (H_{in}) 0.06 – 1.48 arasında değişmekte, ortalama değeri 0.51 olarak hesaplanmıştır Dış tehlike indeksi (H_{ex}) ise 0.06 – 0.85 aralığında olup, ortalama değeri 0.34'tür (Tablo 4.6). Her iki parametre için kabul edilen maksimum sınır değeri 1.0'dir. H_{ex} tüm örneklerde bu sınırın altında kalmıştır. Ancak H_{in} değeri, T-14'te 1.48 gibi yüksek bir seviyeye ulaşmıştır. Bu durum, özellikle iç kaynaklı radyonüklit maruziyeti açısından potansiyel bir riskin varlığına işaret etmektedir. Plaj kumu örneklerinde H_{in} 0.03 – 0.25 arasında, H_{ex} ise 0.02 – 0.12 aralığında değişmektedir (Tablo 4.7). Tüm ölçümler sınır değer olan 1.0 değerinin oldukça altında kalmıştır. Bu da plaj kumu örneklerinin hem iç hem dış radyasyon kaynaklarına bağlı olarak insan sağlığına yönelik riskin ihmal edilebilir düzeyde olduğunu göstermektedir.

Bu çalışmada toprak örnekleri için hesaplanan radyolojik parametre sonuçlarının literatürdeki çalışmalardaki sonuçlarla karşılaştırması Tablo 4.8’de verilmektedir.

Tablo 4.8. Dünya genelinde gerçekleştirilen çeşitli çalışmalarda toprak örneklerine ilişkin hesaplanan radyolojik parametrelerin karşılaştırmalı sonuçları

Ülke	R _{aeq} (Bq/kg)	D (nGy/saat)	AEDE (mSv/yıl)	AGDE (mSv/yıl)	ELCR (x10 ⁻³)	Kaynaklar
Hindistan	40.5	18.3	0.022	0.128	0.783	(Beogo & Zougmore, 2020)
Mısır	144.8	67.4	0.08	0.47	-	(El-Gamal ve diğ., 2013)
Suudi Arabistan	68.1	35.2	0.37	-	0.2	(El-Taher & Al-Zahrani, 2014)
Nijerya	64.64	144.93	0.18	1.026	0.62	(Aladeniyi ve diğ., 2019)
Suudi Arabistan	117.1	58.88	0.07	-	-	(Alharbi, 2020)
Irak	36.79	18.33	0.022	-	0.078	(Alasadi ve Abojassim, 2022)
Hindistan	206.21	94.4	0.116	-	0.352	(Vishnu & Joseph, 2022)
Türkiye-Sakarya	64.14	30.93	0.038	-	-	(Tabar ve diğ., 2017)
Türkiye-Bolu	62.8	29.9	0.037	0.21	1.3	(Dizman ve diğ., 2019)
Türkiye-Bozcaada	100.9	47.5	0.058	0.337	0.204	Çam-Kaynar, 2024
Dünya Ort.	370	60	0.07	0.3	0.29	(Unsclear, 2000)
Türkiye-Antalya (Kaş)	127	58.2	0.07	0.40	0.25	Bu çalışma

Tablo 4.8 incelendiğinde, Antalya’nın Kaş ilçesinde elde edilen ortalama R_{aeq} (127 Bq/kg), D (58.2 nGy/saat), AEDE (0.07 mSv/yıl), AGDE (0.40 mSv/yıl) ve ELCR (0.25×10⁻³) değerlerinin, UNSCEAR (2000) tarafından bildirilen dünya ortalamalarıyla büyük ölçüde uyumlu olduğu görülmektedir. Özellikle Kaş bölgesindeki R_{aeq} değeri, dünya ortalamasının (370 Bq/kg) oldukça altında kalmakta; buna karşılık doz hızı (D) ve yıllık etkin doz (AEDE) değerleri ise dünya ortalamalarına oldukça yakındır. ELCR değeri açısından bakıldığında, Kaş’taki risk düzeyi dünya ortalamasına (0.29×10⁻³) benzerlik göstermektedir. Türkiye’de yapılan diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında ise, Kaş’taki R_{aeq} değeri Sakarya (64.14 Bq/kg),

Bolu (62.8 Bq/kg) ve Bozcaada (100.9 Bq/kg) bölgelerine göre daha yüksek, ancak yine de uluslararası sınırların altında kalmaktadır. Aynı şekilde, AGDE değeri Bolu (0.21 mSv/yıl) ve Bozcaada (0.337 mSv/yıl) ile karşılaştırıldığında daha yüksek olup, bölgedeki gama dozuna maruz kalımın göreceli olarak daha fazla olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte, Kaş bölgesindeki doz oranlarının Hindistan (206.21 Bq/kg R_{eq}) veya Nijerya (144.93 nGy/saat D) gibi bazı yüksek doğal radyasyon bölgeleriyle kıyaslandığında oldukça düşük olduğu anlaşılmaktadır. Bu bağlamda, Kaş bölgesinde ölçülen radyolojik parametreler hem ulusal hem de uluslararası düzeyde genel kabul gören sınırlar içerisinde yer almakta olup, insan sağlığı açısından önemli bir risk oluşturmamaktadır.

4.3. Toprak Örneklerinin CR-39 İz Dedektörleri Sonuçları

Antalya'nın Kaş bölgesinden alınan örneklerde plaj kumu örneklerinin aktiviteleri düşük olarak ölçülmüştür. Bu yüzden bölgeden toplanan 29 toprak örneği üzerinde CR-39 nükleer iz dedektörleri kullanılarak radon konsantrasyonu ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Bölüm 3.3.2'de anlatıldığı gibi ölçüm işlemleri, her bir toprak örneğinin kapalı plastik şişeler içerisine yerleştirilmesi ve şişelerin iç yüzeyinin üst kısmına CR-39 dedektör filmlerinin monte edilmesiyle başlamıştır. Hazırlanan şişeler bu koşullar altında 1 ay süreyle bekletilmiş ve bu sürenin sonunda dedektörler kimyasal banyo işlemine tabi tutulmuştur. Ardından filmler saf su ile yıkanmış ve optik mikroskop yardımıyla milimetrekare başına düşen iz sayıları belirlenmiştir.

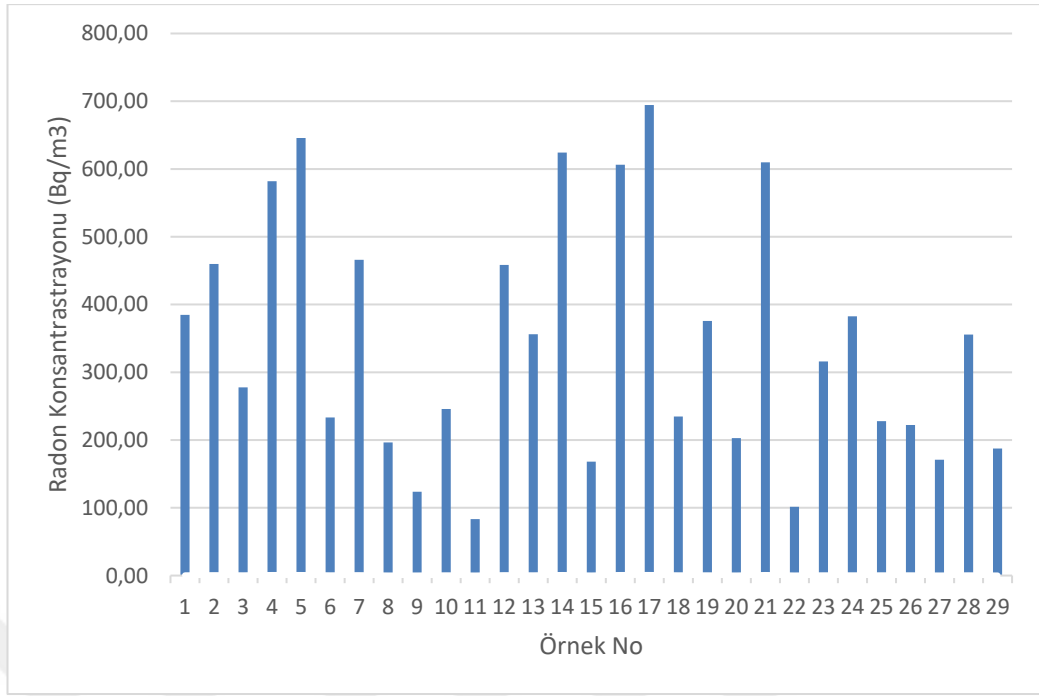
Elde edilen iz yoğunluklarına dayanarak, Eşitlik 3.19, 3.20, 3.21 ve 3.22 kullanılarak sırasıyla toprak örneklerinin radon parametreleri olan radon konsantrasyonları (A_{Rn}), yıllık efektif doz, radon soluma hızları (E) ve efektif radyum aktivite (C_{Ra}) değerleri hesaplanmıştır. Bu sonuçlar, Tablo 4.9'da özetlenmektedir. Toprak örneklerinin radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı frekans dağılım grafikleri sırasıyla Şekil 4.14 ve Şekil 4.15'de verilmektedir.

Toprak örneklerinde ölçülen radon konsantrasyonları 83.33 Bq/m³ ile 694.44 Bq/m³ arasında değişmektedir. Ortalama radon konsantrasyonu 344.58 Bq/m³ olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.9. ve Şekil 4.14). Radona bağlı olarak hesaplanan yıllık efektif

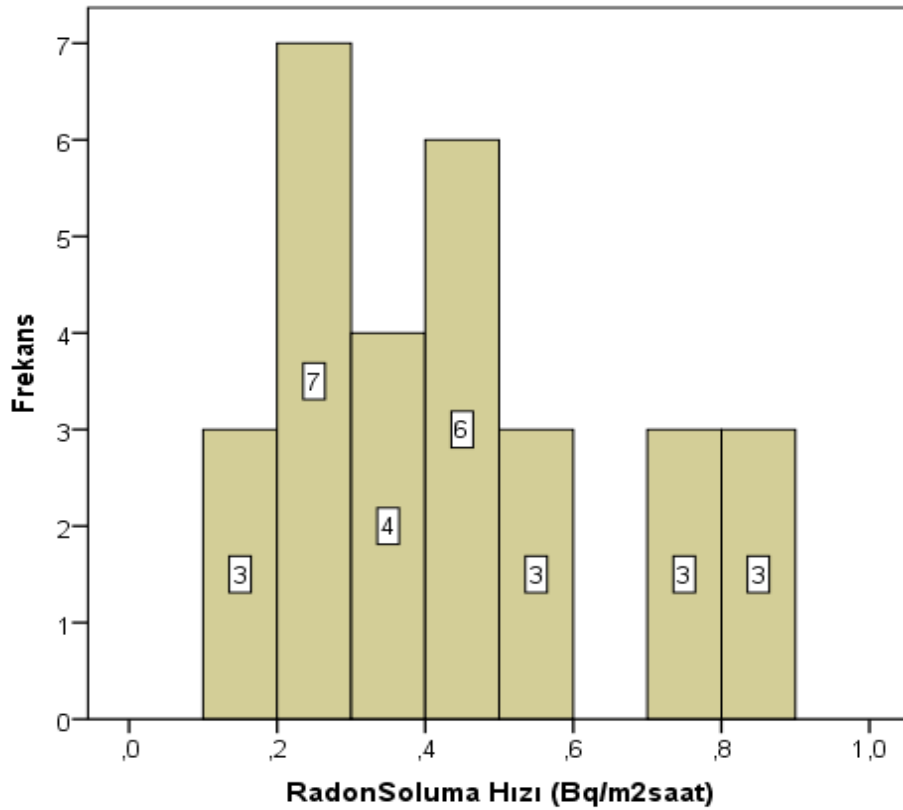
doz değerleri 4.17 mSv/yıl ile 34.72 mSv/yıl arasında değişmektedir. Ortalama 17.2 mSv/yıl'dır (Tablo 4.9).

Tablo 4.9. Antalya ile Kaş bۆlgesinden alınan toprak ۆrneklerine ait radon konsantrasyonu, yıllık efektif doz, radon soluma hızı ve efektif radyum aktivitesi değerleri.

Toprak ۆrnek No	Radon Kons. (A_{Rn}) (Bq/m^3)	Yıllık Efektif Doz (mSv/y)	Radon Soluma Hızı (E) (Bq/m^2saat)	Efektif Radyum (C_{Ra}) (Bq/kg)
1	384.72	19.24	0.495	0.00215
2	459.72	22.99	0.591	0.00257
3	277.78	13.89	0.357	0.00156
4	581.94	29.10	0.748	0.00326
5	645.83	32.29	0.830	0.00362
6	233.33	11.67	0.300	0.00131
7	465.97	23.30	0.599	0.00261
8	196.53	9.83	0.253	0.00110
9	123.61	6.18	0.159	0.00069
10	245.83	12.29	0.316	0.00138
11	83.33	4.17	0.107	0.00047
12	458.33	22.92	0.589	0.00257
13	356.25	17.81	0.458	0.00200
14	624.31	31.22	0.803	0.00350
15	168.01	8.40	0.216	0.00094
16	606.18	30.31	0.779	0.00339
17	694.44	34.72	0.893	0.00389
18	234.72	11.74	0.302	0.00131
19	375.69	18.78	0.483	0.00210
20	202.78	10.14	0.261	0.00114
21	609.72	30.49	0.784	0.00341
22	101.39	5.07	0.130	0.00057
23	315.97	15.80	0.406	0.00177
24	382.64	19.13	0.492	0.00214
25	227.78	11.39	0.293	0.00128
26	222.22	11.11	0.286	0.00124
27	170.83	8.54	0.220	0.00096
28	355.56	17.78	0.457	0.00199
29	187.50	9.38	0.241	0.00105
Min.	83.33	4.17	0.107	0.00047
Max.	694.44	34.72	0.893	0.00389
Ort.	344.58	17.2	0.443	0.00193



Şekil 4.14. Toprak örneklerinin radon konsantrasyonu değerleri.



Şekil 4.15. Toprak örneklerinin radon solubility hızı frekans dağılımı.

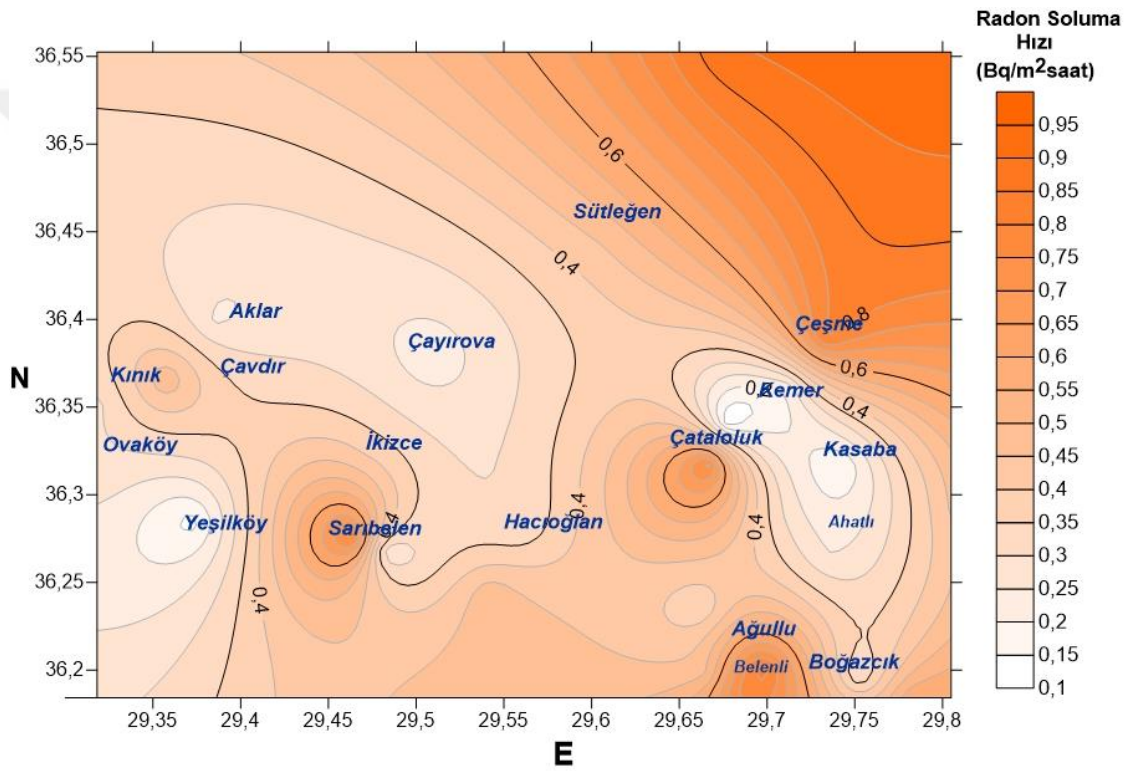
Toprak örneklerinde tespit edilen radon soluma hızı değerleri 0.107 ile 0.893 Bq/m²·saat arasında değişmekte olup, ortalama değer 0.443 Bq/m²·saat olarak hesaplanmıştır (Tablo 4.9). Elde edilen bu veriler, radon soluma hızlarının yaklaşık 0.1 ile 0.9 Bq/m²·saat aralığında dağıldığını göstermektedir (Şekil 4.15). Frekans dağılım grafiği incelendiğinde, değerlerin normal dağılıma yakın bir görünüm sergilediği gözlemlenmiştir. Bu durum, ölçülen parametrenin bölge genelinde istatistiksel olarak homojen bir dağılım eğilimi gösterdiğini düşündürmektedir. Radon soluma hızı, toprak gazlarının atmosfere geçiş hızını ve buna bağlı olarak yapı içi radon birikimi potansiyelini değerlendirmek açısından kritik bir parametredir. Yüksek soluma hızına sahip alanlarda, radonun topraktan iç mekânlara geçişinde daha fazla katkı sağladığı bilinmektedir. Analiz sonuçlarına göre, toprak örneklerinin büyük çoğunluğu (%79.31) 0.2 ile 0.6 Bq/m²·saat aralığında radon soluma hızına sahiptir. Bu durum, çalışılan bölgedeki toprakların genel olarak orta düzeyde radon salınım potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. Öte yandan, yüksek radon soluma hızına sahip (0.7–0.9 Bq/m²·saat) 6 örnek (T-4, T-5, T-14, T-16, T-17, T-21) tespit edilmiş olup, bu da toplam örneklerin % 20.68'ine karşılık gelmektedir. Bu yüksek değerler, yerel olarak radon açısından potansiyel risk taşıyan bölgeleri işaret etmektedir. Radon gazının uzun süreli solunum yoluyla maruziyeti, başta akciğer kanseri olmak üzere ciddi sağlık sorunlarına yol açabileceği için (WHO, 2009), bu tür yüksek değerlere sahip alanlarda yapılaşma öncesi pasif havalandırma sistemleri, zemin yalıtımı gibi mühendislik önlemlerinin alınması önerilmektedir.

Topraklardaki diğer bir radon parametresi olan efektif radyum aktivite değerleri 0.00047 Bq/kg ile 0.00389 Bq/kg arasında değişmekte olup, ortalama değer 0.00193 Bq/kg olarak bulunmuştur (Tablo 4.9.). Bu değerlerin oldukça düşük olduğu görülmektedir.

Bu çalışmada incelenen 29 toprak örneği arasında, radon ile ilişkili tüm parametrelerde en yüksek değerler T-17 numaralı örnekte tespit edilmiştir. Söz konusu örnek, Antalya'nın Kaş ilçesine bağlı Gömbe köyü civarından alınmıştır. T-17 numaralı örnekte ölçülen radon konsantrasyonu 694.44 Bq/m³, radon soluma hızı 0.893 Bq/m²·saat, efektif radyum aktivitesi 0.00389 Bq/kg ve yıllık efektif doz 34.72 mSv/yıl olarak belirlenmiştir. Bu değerler, bölgedeki toprakların radon üretme potansiyeli açısından ciddi bir risk oluşturabileceğini göstermektedir.

Buna karşılık, en düşük radon konsantrasyonu değeri 83.33 Bq/m³ ile T-11 numaralı örnekte ölçülmüştür. Bu örnek Kaş'ın Akörü köyü civarından alınmıştır ve aynı zamanda diğer radon parametrelerinde de en düşük değerlere sahip toprak örneğidir. Bu durum, bölgedeki radon kaynaklı doğal radyasyon seviyelerinin yerel jeolojik ve mineralojik farklılıklara bağlı olarak büyük ölçüde değişkenlik gösterdiğini ortaya koymaktadır.

Toprak örneklerinde CR-39 iz kazıma yöntemiyle elde edilen radon soluma hızı değerlerinin koordinat sistemine göre oluşturulan bölgesel kontur grafiği Şekil 4.16'da verilmektedir.



Şekil 4.16. Toprak örneklerinin radon soluma hızı değerlerinin bölgesel kontur grafiği (kontur aralıkları 0.05 Bq/m²saat).

Şekil 4.16'da renk skalası 0.1 Bq/m²saat'ten başlayarak 0.95 Bq/m²saat'e kadar olan değer aralığını temsil etmekte olup, koyu turuncu renkler daha yüksek radon soluma hızlarını, açık renkler ise daha düşük değerleri göstermektedir. Haritada öne çıkan bölgeler arasında Sarıbelen, Çataloluk ve Çeşme yerleşimleri çevresindeki alanlar dikkat çekicidir. Bu bölgelerde radon soluma hızı 0,75–0,95 Bq/m²saat aralığına kadar ulaşmaktadır. Bu durum, yerel jeolojik yapıdaki uranyum ve toryum

açısından zengin mineral içeriği ya da zemin geçirgenliğinin yüksek olmasıyla ilişkili olabilir. Özellikle Çeşme çevresindeki değerler, bölgesel maksimuma yakın olup, kapalı alanlarda birikme riski açısından önemli bir potansiyel teşkil etmektedir. Buna karşılık Ahatlı, Boğazcık, Yeşilköy, Çayırova ve Cavdır çevresinde radon soluma hızının 0,1–0,25 Bq/m²saat gibi düşük seviyelerde olduğu görülmektedir. Bu bölgelerde yeraltı kayaç yapısının daha az radyoaktif mineraller içermesi ya da toprak yapısının radonun yüzeye taşınmasını engelleyecek özellikte olması olası nedenler arasındadır.

Literatürde nükleer iz kazıma tekniği kullanılarak yapılmış bazı çalışmalardan elde edilen toprak örneklerinin radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı verileri Tablo 4.10’ da verilmektedir. Bu çalışma da elde edilen radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı sonuçları, Hindistan ve Pakistan gibi ülkelerde bildirilen yüksek seviyelere kıyasla oldukça düşüktür. Türkiye’nin farklı bölgelerinde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında (Van, Kahramanmaraş), Kaş bölgesi benzer ya da daha düşük seviyelerde radon yayılımı göstermektedir. Bu durum, bölgenin düşük radyoaktif içeriğe sahip jeolojik yapısından kaynaklanabilir.

Tablo 4.10. Bazı çalışmalardan elde edilen toprak örneklerinin radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı sonuçları.

Ülke	Radon Konsantrasyonu (Bq/m ³)	Radon Soluma Hızı (mBq/m ² saat)	Kaynak
Mısır	1.54-5.37 (Bq/kg)	338.81-1426.47	(Sroor ve diğ., 2001)
Hindistan	-	502.12 - 1162.64	Sharma ve diğ., 2003
Hindistan	1197–5349	246.63-1100	(Singh ve diğ., 2005)
Türkiye-Van	-	13.3- 400.7	(Baykara, 2005)
Pakistan	62-125	171-344	(Rafique ve diğ., 2011)
Hindistan	9-680	3-98	(Panwar ve diğ., 2021)
Türkiye-Kahramanmaraş	62.87-421.9 (4.83)	8.44-56.68	(Yılmaz & Yılmaz, 2023)
Türkiye- Antalya (Kaş)	83.33-694.44 (344.58)	0.107- 0.893 (0.443)	Bu çalışma

4.4. Radyoaktif Parametreler Arasındaki İstatistik Değerlendirilmesi

Antalya ili Kaş bölgesinden alınan toplam 29 toprak örneğinin radyolojik parametreleri arasındaki Pearson korelasyon analizi Tablo 4.11’de verilmektedir. Sonuçlara bakıldığında radyoaktif parametreler arasında anlamlı düzeyde ilişkiler olduğu görülmektedir. Analiz, özellikle ^{238}U , ^{232}Th , eşdeğer radyum (eRa), soğurulma doz hızı, radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı gibi değişkenlerin birbirleriyle yüksek korelasyon gösterdiğini ortaya koymaktadır.

Tablo 4.11. Toprak sonuçlarının Pearson korelasyon sonuçları

		K-40 (Bq/kg)	U-238 (Bq/kg)	Th-232 (Bq/kg)	e(Ra) (Bq/kg)	Soğuru lma Doz (nGy/s aat)	Radon Kons. (Bq/m3)	Radon Soluma (Bq/m2 saat)	Efektif Radyum (Bq/kg)
K-40 (Bq/kg)	Pearson Correlation	1	,086	,092	,215	,238	,175	,175	,175
	Sig. (2-tailed)		,656	,634	,263	,214	,363	,363	,364
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
U-238 (Bq/kg)	Pearson Correlation	,086	1	,563**	,915**	,920**	,832**	,832**	,829**
	Sig. (2-tailed)	,656		,001	,000	,000	,000	,000	,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
Th-232 (Bq/kg)	Pearson Correlation	,092	,563**	1	,835**	,821**	,647**	,647**	,648**
	Sig. (2-tailed)	,634	,001		,000	,000	,000	,000	,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
e(Ra) (Bq/kg)	Pearson Correlation	,215	,915**	,835**	1	,999**	,855**	,855**	,854**
	Sig. (2-tailed)	,263	,000	,000		,000	,000	,000	,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
Dış Absorb. Doz (nGy/saat)	Pearson Correlation	,238	,920**	,821**	,999**	1	,858**	,858**	,856**
	Sig. (2-tailed)	,214	,000	,000	,000		,000	,000	,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
Radon Kons. (Bq/m3)	Pearson Correlation	,175	,832**	,647**	,855**	,858**	1	1,000**	1,000**
	Sig. (2-tailed)	,363	,000	,000	,000	,000		,000	,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
Radon Soluma Hızı	Pearson Correlation	,175	,832**	,647**	,855**	,858**	1,000**	1	1,000**
	Sig. (2-tailed)	,363	,000	,000	,000	,000	,000		,000
	N	29	29	29	29	29	29	29	29
Efektif Radyum (Bq/kg)	Pearson Correlation	,175	,829**	,648**	,854**	,856**	1,000**	1,000**	1
	Sig. (2-tailed)	,364	,000	,000	,000	,000	,000	,000	
	N	29	29	29	29	29	29	29	29

** . Korelasyon 0.01 düzeyinde anlamlıdır.

^{238}U ile diğer değişkenler arasındaki korelasyon incelendiğinde, ^{238}U 'in ^{232}Th ($r = 0.563$; $p < 0.01$), eRa ($r = 0.915$; $p < 0.01$), soğurulma dozu ($r = 0.920$; $p < 0.01$), radon konsantrasyonu ($r = 0.832$; $p < 0.01$), radon soluma hızı ($r = 0.832$; $p < 0.01$) ve efektif radyum ($r = 0.829$; $p < 0.01$) ile istatistiksel olarak yüksek ve anlamlı pozitif korelasyonlara sahip olduğu belirlenmiştir. Bu bulgular, ^{238}U 'in toprak gazı radonu üzerindeki etkisinin oldukça belirgin olduğunu göstermektedir.

Benzer şekilde, ^{232}Th elementi de eRa ($r = 0.835$; $p < 0.01$), soğurulma dozu ($r = 0.821$; $p < 0.01$) ve radon parametreleriyle anlamlı düzeyde ilişkili bulunmuştur (örneğin, radon konsantrasyonu: $r = 0.647$; $p < 0.01$). Bu durum hem uranyum hem de toryum içeriğinin radon gazı üretimiyle yakından ilişkili olduğunu teyit etmektedir.

Radon konsantrasyonu, radon soluma hızı ve efektif radyum parametreleri arasında neredeyse tam bir korelasyon ($r = 1.000$; $p < 0.01$) gözlemlenmiştir. Bu sonuç, söz konusu değişkenlerin aynı fiziksel süreçleri temsil ettiğini ve ölçüm parametrelerinin birbirini doğrular nitelikte olduğunu ortaya koymaktadır.

Öte yandan, ^{40}K ile diğer değişkenler arasında düşük düzeyde ve istatistiksel olarak anlamlı olmayan korelasyonlar tespit edilmiştir (örneğin, ^{40}K ile radon soluma hızı: $r = 0.175$; $p > 0.05$). Bu durum, ^{40}K 'ın radon üretimi üzerinde belirgin bir etkisinin olmadığını göstermektedir ve bu da literatürle uyumlu bir bulgudur (UNSCEAR, 2000).

Bu sonuçlar doğrultusunda, özellikle uranyum ve toryum içeriği yüksek olan toprakların, radon gazı açısından risk oluşturabileceği değerlendirilmektedir. Radon kaynaklı sağlık risklerinin azaltılması amacıyla, bu tür alanlarda yapılaşma öncesi jeoradyolojik analizlerin yapılması ve gerekli mühendislik önlemlerinin alınması önerilmektedir.

BÖLÜM 5

5.SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışma kapsamında Antalya ili Kaş ilçesinden alınan toprak ve plaj kumu örneklerinde radyoaktivite düzeyleri değerlendirilmiş; ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th aktivite konsantrasyonları ile eşdeğer radyum (eRa), dış soğulma doz hızı, radon konsantrasyonu ve radon soluma hızı gibi radyolojik parametreler incelenmiştir.

Çalışmada, Antalya ili Kaş ilçesinde yapılan arazi ölçümleri doğrultusunda ^{40}K izotopuna ait aktivite konsantrasyonlarının bölgesel dağılımı belirlenmiştir. Elde edilen veriler, ilçenin batı kesiminde yer alan Çavdır Köyü ve İkizce Köyü çevresinde ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının önemli ölçüde yüksek olduğunu ortaya koymuştur. Söz konusu bölgelerde ölçülen değerlerin 400 Bq/kg'yi aşması, bu alanların doğal radyoaktivite açısından dikkat çekici olduğunu göstermektedir. Doğu ve güney kıyı bölgelerine doğru ise aktivite konsantrasyonlarının kademeli bir şekilde azaldığı gözlemlenmiştir. Kaş ilçesinin batısındaki belirli alanların jeolojik özelliklerinin (örneğin feldispat açısından zengin kayaçların varlığı) daha yüksek doğal radyoaktiviteye sahip olduğunu düşündürmektedir. ^{40}K , genellikle granitik ve feldispatik kayaçlarda doğal olarak bol bulunduğundan, bu sonuçlar bölgedeki jeolojik yapıyla uyumludur. Sonuçlar, yerel jeolojik özelliklerin doğal radyoaktivite seviyeleri üzerinde belirleyici bir etkisi olduğunu göstermekte ve bölgesel radyasyon risk değerlendirmeleri için önemli bir temel sağlamaktadır.

İnceleme alanında ^{238}U ve ^{232}Th izotopları, özellikle Çeşme, Çataloluk, Ağullu ve Belenli çevresinde yüksek değerler göstermiştir. Bu durum, granitik ve metamorfik kayaçların yaygın olduğu alanlarda doğal olarak uranyum ve toryum birikiminin fazla olmasından kaynaklanabilir (IAEA, 2003). Özellikle Çeşme bölgesinde ^{238}U aktivite konsantrasyonları 230 Bq/kg'a kadar ulaşmış olup, bu durum bölgenin jeolojik olarak uranyum açısından zenginleşmiş olabileceğini göstermektedir. Plaj alanlarında (Kaputaş, Patara, Üzümlü İskelesi) ise ^{238}U düzeyleri oldukça düşüktür (0–35 Bq/kg), Bu da kıyı kumlarının genellikle daha genç çökel kayalardan veya düşük uranyum içeriğine sahip materyallerden oluştuğunu düşündürmektedir. Aktivite ölçümlerine bakıldığında plaj kumu örneklerinin sonuçlarının toprak örneklerine göre düşük olduğu tespit edilmiştir.

Eşdeğer radyum değerleri, özellikle Örnek T-14 ve T-5'te yüksek bulunmuştur. Bu yüksek değerler, radon üretiminin ve dış doz maruziyetinin artmasına neden olabilir ve yerel ölçekte halk sağlığı açısından potansiyel risk oluşturabilir (WHO, 2009).

Toprak örneklerindeki radon soluma hızları, 0.107 ile 0.893 Bq/m²saat arasında değişmekte olup, ortalama değer 0.443 Bq/m²saat olarak belirlenmiştir. Histogram dağılımı, değerlerin normal dağılıma yakın bir yapı sergilediğini göstermektedir. Özellikle değerlerin %79,31'inin 0.2–0.6 Bq/m²saat aralığında yoğunlaştığı, %20,68'inin ise yüksek değer aralığında (0.7–0.9 Bq/m²saat) yer aldığı görülmüştür. Bu da bazı toprakların radon gazını yapıya daha fazla iletme potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. Radon gazının uzun süreli solunmasının akciğer kanseri riskini artırabileceği bilindiğinden (WHO, 2009), yüksek soluma hızına sahip bölgelerde yapılaşmadan önce mühendislik önlemleri (örneğin pasif havalandırma sistemleri, temel yalıtımı vb.) alınmalıdır (WHO, 2009).

Pearson korelasyon analizi, özellikle U-238 ve Th-232 izotopları ile radon parametreleri (radon konsantrasyonu, soluma hızı ve eRa) arasında güçlü pozitif ve istatistiksel olarak anlamlı korelasyonlar olduğunu göstermektedir ($p < 0.01$). Bu durum, uranyum ve toryum içeriğinin radon üretimi ve radyolojik doz bileşenleri üzerindeki temel belirleyici olduğunu göstermektedir (Tufail ve diğ., 2007; IAEA, 2003). K-40 izotopu ile diğer değişkenler arasında ise anlamlı bir ilişki bulunmamıştır ($p > 0.05$).

Çevresel risk analizi açısından özellikle yüksek U-238 ve eRa değerlerine sahip bölgelerde, insan sağlığı açısından potansiyel risklerin değerlendirilmesi ve izleme çalışmalarının yapılması gerekmektedir. Uranyum ve toryum zenginleşmesi gösteren sahalara, ekonomik açıdan değerlendirilmesi gereken cevherleşmelerin varlığına işaret edebilir (IAEA, 2010).

Radyasyon düzeyleri, radyolojik özellikler, yerleşim planları ve yapılaşma izinleri açısından dikkate alınmalı; radon riski yüksek alanlarda pasif havalandırma sistemleri gibi önleyici mühendislik çözümleri önerilmelidir (Field, 2001).

Elde edilen konum dağılım haritaları, çevresel izleme, yer seçimi ve jeolojik modelleme çalışmaları için önemli veri kaynaklarıdır.

Genel değerlendirme sonucunda, Kaş ilçesi topraklarının büyük bir kısmı uluslararası güvenlik sınırlarının (UNSCEAR, 2000; ICRP, 1993) altında radyolojik özellikler göstermektedir. Ancak bazı örneklerde (özellikle T-14, T-5 ve T-2) R_{eq} , AEDE, AGDE ve H_{in} gibi parametrelerde dikkat çekici yüksek değerler saptanmıştır. Bu anomaliler, jeolojik yapıların farklılığı ve mineralojik içeriklerle ilişkili olup, detaylı bölgesel araştırmaları gerektirmektedir. Çalışma, doğal radyasyonun mekânsal dağılımını ortaya koyarak, bölgenin jeolojik özellikleriyle radyolojik parametreler arasındaki ilişkiyi anlamaya yönelik önemli önemli katkılar sağlamaktadır.

Genel olarak, haritanın doğu kesimlerinde (özellikle Çeşme ve kuzeydoğusu), batıya kıyasla daha yüksek radon soluma hızlarının gözlemlendiği dikkat çekmektedir. Bu durum, bölgenin jeolojik ve jeokimyasal özelliklerinin doğu-batı yönünde değişiklik gösterdiğini göstermektedir.

Radonun soluma yoluyla alınması, akciğer kanseri riskini artıran en önemli doğal radyasyon kaynaklarından biridir (WHO, 2009). Bu nedenle, özellikle Sarıbelen, Çataloluk ve Çeşme gibi yüksek değerlerin tespit edildiği yerleşimlerde yeni yapılaşmalarda zemin yalıtımı, pasif havalandırma sistemleri gibi önleyici önlemler alınması önerilmektedir. Ayrıca mevcut yapılar için de periyodik iç ortam radon ölçümleri yapılmalıdır.

Elde edilen bulgular, Kaş bölgesinde özellikle bazı yerleşim alanlarının yüksek radon üretme potansiyeline sahip olduğunu ve bu alanlarda gerekli çevresel önlemlerin alınmasının önemli olduğunu göstermektedir. Gömbe köyü çevresinde olduğu gibi yüksek radon seviyelerine sahip bölgelerde, yapılacak yeni yerleşimlerde zemin yalıtımı, pasif yeraltı havalandırma sistemleri gibi yapı mühendisliği çözümleriyle radon girişinin minimize edilmesi önerilmektedir (WHO, 2009; IAEA, 2003). Ayrıca, mevcut konutlar için iç ortam radon seviyelerinin periyodik olarak ölçülmesi ve halk sağlığının korunmasına yönelik bilinçlendirme faaliyetlerinin yürütülmesi önem arz etmektedir.

KAYNAKLAR

Abd El-mageed, A.I., El-Kamel, A.H., Abbady, A., Harb, S., Youssef, A.M.M., Saleh, I.I., (2011). Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environments of Juban town in Yemen. *Radiation Physics and Chemistry*, Vol. 80, pp. 710–715.

Al-Alawy, I.T., Taher, W.I., Mzher, O.A. (2023). Soil radioactivity levels, radiation hazard assessment and cancer risk in Al-Sadr city, Baghdad Governorate, Iraq. *International Journal of Radiation Research*, 21(2): 293-298.

Aladeniyi, K., Olowookere, C., Oladele, B.B. (2019). Measurement of natural radioactivity and radiological hazard evaluation in the soil samples collected from Owo, Ondo State, Nigeria. *J. Radiat. Res. Appl. Sci.*, 12 (1);200-209.

Alasadi, L., Abojassim, A.A. (2022) Mapping of natural radioactivity in soils of Kufa districts, Iraq using GIS technique. *Environmental Earth Sciences*, 81:279.

Al-Bedri, K. F., & Al-Aarajy, M. T. (2015). Assessment of natural radioactivity levels in soil samples for selected regions in Nineveh Province, Iraq. *International Journal of Scientific and Research Publications (IJSRP)*, 5(2), 1–5.

Alharbi, T., (2020) Establishment of natural radioactivity baseline, mapping, and radiological hazard assessment in soils of Al-Qassim, Al-Ghat, Al-Zulfi, and Al-Majmaah. *Arabian Journal Of Geosciences* 13: 415.

Al-Khawlany, A.H., Khan, A.R., Pathan J.M. (2020) Radiological and health hazards resulting from radioactivity and elemental composition of some soil samples. *Polish Journal of Medical Physics and Engineering*, 26 (2): 97-110.

Alzubaidi, G. Hamid, F.B.S., Rahman, I.A. (2016). Assessement of natural radioactivity levels and radiation hazards in agricultural and virgin soil in the state of Kedah, North of Malaysia. *The Scientific World Journal*, 6178103: 9.

Antovic, N.M., Svrkota, N., Antovic, I., Svrkota, R., Jancic, D. (2013). Radioactivity in Montenegro beach sands and assessment of the corresponding environmental risk. *Isotopes in Environmental and Health Studies*. 49(2):153-162.

Banzi, F.P., Kifanga, L.D., Bundala, F.M. (2000). Natural radioactivity and radiation exposure at the Minjingu Phosphate mine in Tanzania, J. Radiological Protection. 20: 41-51.

Baykara, O. (2005). Radon concentrations in dwellings in the Van region of eastern Turkey. Radiation Protection Dosimetry, 113(2), 223–228.

Beogo, C.E. & O.I., Zougmore, F. (2022). Assessment of radiological hazards from soil samples in the Northeastern area of Burkina Faso. SN Applied Sciences, 4: 73, 1382.

Bikit, I., Slivka, J., Conkic, L., Kumar, M., Veskovic, M., Zikic-Todorovic, N., Varga, E., Curcic, S., Mrdja, D., (2005). Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern province of Serbia and Montenegro). Journal of Environmental Radioactivity. 78,11–19.

Chowdhury, M.I, Alam, M.N., Hazari, S.K.S. (1999) Distribution of radionuclides in the river sediments and coastal soils of Chittagong, Bangladesh and evaluation of the radiation hazard. Applied Radiation and Isotopes, 51: 747-755.

Çam-Kaynar, S., (2011). Akhisar-Gölmarmara-Gördes-Sındırgı bölgesi doğal radyoaktivitesinin jeolojik yapı ile ilişkisinin incelenmesi. Danışman: Prof. Dr. F. Serap Ereeş, Celal Bayar Üniversitesi / Fen Bilimleri Enstitüsü / Fizik Ana Bilim Dalı / Nükleer Fizik Bilim Dalı, Doktora Tezi.

Çam-Kaynar, S., (2024) Determination of radioactivity levels and radiological risk factors in bozcaada-canakkale, Turkey. International Journal of Radiation Research, 2(4),875-882.

Dizman, S., Korkmaz-Görür. F., Keser, R., Görür, O. (2019). The assessment of radioactivity and radiological hazards in soils of Bolu province, Turkey. Environmental Forensics, 20(3): 211–218.

Dhanya, B., Umadevi, A.G., Jose P Abraham, Jojo, P.J., Harikumar, M., Radhakrishnan, S. (2015). Assessment of natural radioactivity level and radiation hazard parameters in the terrestrial environment of Eloor Island, Kerala. International Journal of Fundamental Physical Sciences, 5(2): 38-42.

El Samad, O., Baydoun, R., Nsouli, B. and Darwish T. (2013). Determination of natural and artificial radioactivity in soil at North Lebanon province. *Journal of Environmental Radioactivity*, 125: 36-39.

El-Gamal, H., El-Azab Farid, M., Abdel Mageed, A.I., Hasabelnaby, M., Hassanien, H.M., (2013). Assessment of natural radioactivity levels in soil samples from some areas in Assiut, Egypt. *Environ Sci Pollut Res.* 20:8700–8708.

El-Taher, A. & Al-Zahrani, J.H., (2014). Radioactivity measurements and radiation dose assessments in soil of Al-Qassim region, Saudi Arabia. *Indian journal of Pure & Applied Physics*, 52 (3): 147-154.

Faanu, A., Darko, E.O., Ephraim, J. (2011). Determination of natural radioactivity and hazard in soil and rock samples in Mining area in Ghana *Applied Ecology*, 19: 77-92.

Field, R.W. (2001). Radon: An Overview of Health Effects. *Reviews on Environmental Health*.

Harb, S. (2008). Natural radioactivity and external gamma radiation exposure at the coastal red sea in egypt. *Radiation Protection Dosimetry*, 130(3): 376–384.

Howarth, R.J., (2024). The Emergence of Geophysics Chapter 9. Radioactivity Department of Earth Sciences,: *Journeys into the Twentieth Century*. Geological Society, London, *Memoirs*, 60, 369–425.

IAEA (International Atomic Energy Agency). (2003). Radiological Assessment: Sources of Exposure to the Population. *Safety Reports Series No. 64*.

IAEA (2010). Uranium – Resources, Production and Demand 2009. *OECD Nuclear Energy Agency & IAEA*.

ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 26. Annals of the ICRP*, 1(3).

ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1993). Protection against Radon-222 at Home and at Work, *ICRP Publication 65. Annals of the ICRP* 23(2).

ICRP, (International Commission on Radiological Protection) (2005). The 2005 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103). Annals of the ICRP, 37(2–4).

ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Annals of the ICRP, 37(2–4).

Karahan, G., & Bayulken, A., (2000). Assessment of gamma dose rates around İstanbul (Turkey). Journal of Environmental Radioactivity, 47, 213-221.

Kessaratikoon, P., Benjakul, S., Udomsomporn, S. (2007). Distribution of natural radionuclides in Songkhla Beach Sands. Kasetsart Journal of Natural Science, 41:157-164.

Khabana, E.M. (2020). Natural radioactivity measurements and evaluation of radiation hazards in soil samples of Shinyalu Kakamega County, Kenya. School of Pure And Applied Sciences Of Kenyatta University. A Thesis.October,2020.

Kibar, M. (2023). Nükleer Tıp ve Moleküler Görüntüleme Cilt 1-2, Bölüm 2 Radyasyon birimleri, radyasyona maruz kalma ve absorbe edilen doz. Akademisyen Kitabevi, 55-65.

Knoll, G.F. (2010). Radiation Detection and Measurement (4th ed.). Wiley.

Krane, K.S. (1988). Introductory Nuclear Physics. John Wiley & Sons.

Kpeglo, D.O., Lawluvi, H., Faanu, A., Awudu, A.R., Deatanyah, P., Wotorchi, S.G., Arwui, C.C., Emi-Reynolds, G. and Darko, E.O. (2011). Natural radioactivity and its associated radiological hazards in Ghanaian cement. Journal of Environmental and Earth Sciences, 3(2): 161-167.

Kumari, R., Kant, K., Garg, M. (2017). Natural radioactivity in rock samples of Aravali hills in India olume. International Journal of Radiation Research, 15(4): 391-398.

Li, J., Hu, B., Zhao, J., Bai, F., Dou, Y., Wang, L., Zou, L., Ding, X. (2017). Evaluation of natural radioactivity in marine sand deposits from Offshore China. Open Journal of Marine Science, 7: 357-378.

Obayes, K.H. (2024). Natural gamma emitters in soil samples of Governmental departments of Al- Nasiriya city, Iraq. *International Journal of Radiation Research*, 22(1):219-222.

Omer M., & Hajima R., (2018). Geant4 Physics Process for Elastic Scattering of γ -Rays. Japan Atomic Energy Agency, Technical Report. DOI: 10.11484/jaea-data-code-2018-007.

Oto, B., Yıldız, N., Seremet, M. (2017). Natural radioactivity-based radiological hazards in soils of the Islands: a case study from Eastern Turkey. *Radiochimica Acta*, 105(9): 763-773.

Panwar, P., Prasad, M., & Ramola, R.C. (2021). Study of soil-gas and indoor radon concentration in a test village at Tehri Garhwal, India. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 330, 1383–1391.

Pisoni, C. (1967). Kaş (Antalya ili) bölgesinin jeolojik etüdü. *Bulletin of the Mineral Research and Exploration*, 69(69), 42-49.

Podogorsak, E.B. (Ed). (2005). *Radiation Oncology Physics: A handbook for teachers and students*. IAEA, Viena.

Ramasamy, V., Senthil, S., Meenakshisundaram, V., Gajendran, V. (2009). Measurement of natural radioactivity in beach sediments from North East Coast of Tamilnadu, India, *Resource Journal on Appropriate Technology and Scientific Engineering*, 1(2): 54-58.

Rashed-Nizam, Q.M., Tafader, M.K., Zafar, M., Rahman, M.M., Bhuian, A.K.M.S.I., Khan, R.A., Kamal, M., Chowdhury, M.I., Alam, M.N. (2016). Radiological risk analysis of sediment from Kutubdia island, Bangladesh due to natural and anthropogenic radionuclides *International Journal of Radiation Research*, 14(4): 373-377.

Rafique, M., et al. (2011). Assessment of natural radioactivity levels and radiation hazards in soil samples from Punjab province of Pakistan. *Radiation Protection Dosimetry*, 147(3), 385–392.

Rani, A., & Singh, S. (2005). Natural Radioactivity Levels in Soil Samples from Some Areas of Himachal Pradesh, India Using γ -Ray Spectrometry. *Atmospheric Environment*, 39(4), 6306–6314.

- Sharma, N., Mehra, R., & Jakhu, R. (2003). Indoor radon levels in dwellings of Malwa region, Punjab, India. *Indoor and Built Environment*, 12(1–2), 125–127.
- Singh, S., Rani, A. & Mahajan, R.K. (2005). Natural radioactivity in soil samples from Punjab, India. *Radiation Measurements*, 39(1), 39–47.
- Solomon, A.O. (2005). A study of natural radiation levels and distribution of dose rates within the younger granite province of Nigeria. The school of postgraduate studies, University of Jos, A Thesis.
- Sroor, A., et al. (2001). Natural radioactivity and radon exhalation rates in Egyptian granitoid rocks. *Journal of Environmental Radioactivity*, 55(3), 255–267. DOI:10.1016/S0265-931X(00)00152-8
- Sumia, A. (2016). Quantifying Disequilibrium in U-Series Decay using High-Purity Germanium Spectrometry. PhD (Physics) thesis University of Liverpool. England pp 27-29.
- Tabar, E., Yakut, H., Sac, M.M., Tasköprü, C., İçhedef, M., Kuş, A. (2017). Natural radioactivity levels and related risk assessment in soil samples from Sakarya, Türkiye. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 313:249–259.
- Tahir, S.N., Jamil, K., Zaidi, J.H., Arif, M., Ahmed, N., Ahmad, S.A. (2005). Measurement of activity concentration of naturally occurring radionuclides from Punjab province of Pakistan and assesment of radiological hazards *Radiation Protection Dosimetry*, 113(4): 421-427.
- Tari, M., Zarandi, S.A.M., Mohammadi, K., Zare, M.R. (2013). The measurement of gamma-emitting radionuclides in beach sand cores of coastal regions of Ramsar. Iran using HPGe detectors. *Marine Pollution Bulletin*, 74: 425–434.
- Taskın, H., Karavus, M., Ay, P., Topuzoglu, A., Hidiroglu, S., Karahan, G., (2009). Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kırklareli. Türkiye. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100: 49-53.
- Tufail, M., Akhtar, N., Jaried, S., Hamid, T. (2007). Natural radioactivity hazards of building bricks fabricated from saline soil of two districts of Pakistan. *Journal of Radiological Protection*, 27(4), 481–492.

Tzortzis, M. & Tsertos, H. (2004). Natural radioelemental concentration in the Troodos Ophiolite Complex of Cyprus. Department of Physics, University of Cyprus.

Tzotzis, M., Svoukis, E., Tsetos, H. (2004). A comprehensive study of natural gamma radioactivity levels and associated dose rates from surface soils in Cyprus. Radiation Protection Dosimetry, 109(3): 217-224.

UNSCEAR (2000). Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

UNSCEAR (2006). United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2006 report to the general assembly with scientific annexes. United States, New York.

Url-1 < www.cogrfyaharita.com/haritalarim/2a_antalya_ili_fiziki_haritasi.png Antalya İli Fiziki Haritası. Erişim tarihi 17 Nisan 2025.

Url-2 < www.kas.gov.tr/cografi-yapi T.C. Kaş Kaymakamlığı (2025). Coğrafi Yapı. Erişim tarihi 17 Nisan 2025.

Url-3 < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK597564/> (National Library of Medicine-National center for Biotechnology Information) Sources of Population Exposure To Ionizing Radiation - Toxicological Profile for Ionizing Radiation - NCBİ Bookshelf. Erişim tarihi 20.02.2025

Url-4 < https://radioactivity.eu.com/articles/phenomenon/photoelectric_effect CNSC, Canadian Nuclear Safety Commission, Introduction to Radiation, Catalogue number: CC172-93/2012E-PDF, ISBN 978-1-100-21572-3, Canada, 2012. Erişim tarihi 20.02.2025.

Valan, I.I., Mathiyarasu, R., Sridhar, S.G.D., Narayanan, V., Stephen, A. (2015). Investigation of background radiation level in Krusadai Island Mangrove, Gulf of Mannar, India Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 304:735- 744.

Venugopal, V., & Bhagdikar, P.S. (2013). De broglie wavelength and frequency of scattered electrons in the compton effect. Physics Education, 29(1):3.

https://www.researchgate.net/publication/236737231_de_Broglie_Wavelength_and_Frequency_of_Scattered_Electrons_in_the_Compton_Effect/link/00b495192f9afe2635000000/download?tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UjF6IjoiIj0iLCJwYXNjaWVibGljYXRpb24iLCJwcmV2aW91c1BhZ2UiOiJfZGlyZWNoIn19

Vishnu, C.V. & Joseph, A. (2022). Determination of natural radioactivity, hazard parameters and physico-chemical properties of soils from Palakkad-Thrissur district, Kerala, India. *Materials Today: Proceedings* 55:127-134

WHO (2009). WHO Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective. World Health Organization

Yang, Y., Wub, X., Jiang, Z., Wang, W., Lu, J., Lina, J., Wang, L., Hsia, Y., (2005). Radioactivity concentrations in soils of the Xiazhuang granite area, China. *Applied Radiation and Isotopes*, 63: 255–259.

Yılmaz, A., & Yılmaz, A. (2023). Radon gas measurement in soil samples taken from Kahramanmaraş province of Turkey. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 7477–7486.