

DOKUZ EYLÜL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

EDREMİT ORMAN TOPRAKLARINDA
RADYOSEZYUM DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ

Fatih ÇOBAN

Temmuz, 2011

İZMİR

**EDREMİT ORMAN TOPRAKLARINDA
RADYOSEZYUM DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ**

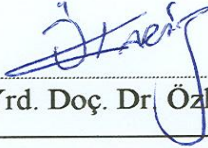
**Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Yüksek Lisans Tezi
Fizik Bölümü, Fizik Anabilim Dalı**

Fatih ÇOBAN


**Temmuz, 2011
İZMİR**

YÜKSEK LİSANS TEZİ SINAV SONUÇ FORMU


FATİH ÇOBAN, tarafından YRD. DOÇ. DR. ÖZLEM KARADENİZ yönetiminde hazırlanan 'EDREMİT ORMAN TOPRAKLARINDA RADYOSEZYUM DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ' başlıklı tez tarafımızdan okunmuş, kapsamı ve niteliği açısından bir Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.


Yrd. Doç. Dr. Özlem KARADENİZ

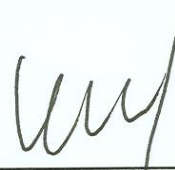
Yönetici


Prof. Dr. İsmail SÖKMEN

Jüri Üyesi


Prof. Dr. Günseli YAPRAK

Jüri Üyesi


Prof. Dr. Mustafa SABUNCU

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışması sürecinde bana her türlü olanağı sağlayan, bu çalışmanın gerçekleşmesinde değerli bilgi ve tecrübelerini esirgemeyen tez danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Özlem KARADENİZ' e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Gama spektroskopisi konusunda bilgi ve deneyimlerini bizimle paylaşan Ege Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü Öğretim Üyesi Sayın Prof. Dr. Günseli YAPRAK' a teşekkür ederim.

Toprakların örneklemesinde bilgi ve becerilerinden faydalandığım Sayın Dr. Hidayet KARAKURT 'a arazi çalışmalarındaki katkılarından ötürü teşekkür ederim.

Örnek hazırlama aşamasında ellerinden gelen desteği ve yardımı esirgemeyen samimi dostlarım Metalurji ve Malzeme Mühendisi Mustafa ÖZ 'e ve Kimyager Metin BOZACI 'ya teşekkür ederim.

Tüm hayatım boyunca her zaman yanımda olan ve her fırsatta ellerinden gelen desteği fazlasıyla gösteren, tez çalışmam sırasında da maddi manevi desteklerini esirgemeyen aileme can-ı gönülden teşekkür ederim.

Bu tez çalışması 109Y336 nolu TÜBİTAK Kariyer Projesi tarafından desteklenmiştir.

Fatih ÇOBAN

EDREMİT ORMAN TOPRAKLARINDA RADYOSEZYUM DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ

ÖZ

Bu çalışma kapsamında, Kazdağları-Edremit ormanları ile sınırlı alanda toprakların Cs-137 aktivite seviyesinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu doğrultuda, 41 bölgeden toprak örnekleme yapılmış ve örneklerdeki Cs-137 aktivite seviyeleri HPGe Gama Spektrometre Sistemi kullanılarak saptanmıştır. Toprak örneklerindeki Cs-137 radyonüklitinin ortalama aktivite konsantrasyonu ve aralığı 177 (31-458) Bq/kg iken, ortalama aktivite depozisyonunu ve aralığı 15 (2-39) kBq/metrekaare olarak bulunmuştur. Kazdağları-Edremit orman alanlarında Cs-137 radyonüklitinden kaynaklanan karasal gama doz hızlarının ortalama 3.98 nGy/h olmak üzere 0,92 nGy/ h ile 8,46 nGy/h aralığında değiştiği gözlenmiştir. Cs-137 için ortalama yıllık etkin doz eşdeğerleri ve aralığı 4.87 (1,13-10,38) mikro Sv/y olarak tahmin edilmiştir. Bu bulgular, Çernobil kazasından 25 yıl sonra orman topraklarının Cs-137 aktivite düzeylerinin tarım topraklarına göre hala oldukça yüksek olduğunu göstermektedir.

Anahtar Sözcükler: orman ekosistemi, toprak zemin, Cs-137, aktivite konsantrasyonu, karasal gama doz hızı

DETERMINATION OF RADIOCESIUM LEVELS IN FOREST SOILS OF EDREMIT

ABSTRACT

In this study, it is aimed to establish the Cs-137 activity levels in forest soils of Kazdağları-Edremit restricted area. In this aspect, soils were sampled from 41 area and Cs-137 activity levels in samples were determined by using HPGe Gamma Spectrometer System. The mean activity concentration and range of the Cs-137 radionuclide in soil samples were 177 (31-458) Bq/kg, while the mean activity deposition and range were found as 15 (2-39) kBq/square meter. It is observed that terrestrial gamma dose rate from Cs-137 radionuclide in Kazdağları-Edremit forest sites were varied between 0,92 nGy/h to 8,46 nGy/h with an average value of 3.98 nGy/h. The mean value and range of annual effective dose equivalent for Cs-137 were estimated as 4.87 (1,13-10,38) micro Sv/y. These findings showed that the activity levels of Cs-137 in the forest soils were still high in contrast to agricultural soils after 25 years from the Chernobyl accident.

Keywords: forest ecosystem, soil, Cs-137, activity concentration, terrestrial gamma dose rate

İÇİNDEKİLER

Sayfa

YÜKSEK LİSANS TEZİ SINAV SONUÇ FORMU.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
ÖZ.....	iv
ABSTRACT.....	v
BÖLÜM BİR –GİRİŞ.....	1
BÖLÜM İKİ - GENEL BİLGİLER.....	3
2.1 Çevresel Radyoaktivite.....	3
2.2 Radyoekoloji Bilimi ve Konusu.....	10
2.3 Radyoekolojide Orman Ekosisteminin ve Radyosezyumu Önemi.....	11
2.4 Orman Topraklarında ¹³⁷ Cs'nin Hareketi ve Etkileyen Faktörler.....	13
2.4.1 Fiziksel Faktörler.....	15
2.4.2 Biyolojik Faktörler.....	16
BÖLÜM ÜÇ - MATERYAL VE YÖNTEM.....	18
3.1 Çalışma Alanı ve Genel Jeolojik Yapısı.....	18
3.2 Toprak Horizonlarının Tanımlanması.....	24
3.3 Toprak Örneklerinde ¹³⁷ Cs Radyonüklit Analizi.....	26
3.3.1 Örnekleme Yöntemi.....	26
3.3.2 Örnek Hazırlama.....	38
3.3.3 HPGe Gama Spektrometre Sistemi ile Radyonüklit Analizi.....	39
3.3.3.1 Çalışmada Kullanılan Gama Spektrometre Sistemi.....	40
3.3.3.2 Analitik Kalite Kontrolü.....	41
3.3.3.3 Gama Spektrometre Sistemiyle ¹³⁷ Cs Radyonüklitinin Analizi.....	42

BÖLÜM DÖRT - DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMALAR.....44

4.1 Toprak Örneklerinin ¹³⁷ Cs Aktivite İçerikleri.....	44
4.2 Cs-137 Aktivite Düzeylerinin Frekans Dağılımları.....	50
4.3 Radyonüklit Dağılımların Haritalanması.....	52
4.4 Cs-137 Radyonüklitinin Uzaysal Değişimi	53
4.5 Toprak Örneklerinde ¹³⁷ Cs' den Kaynaklanan Karasal Gama Doz Hızı.....	53
4.6 Toprak Örneklerinde ¹³⁷ Cs' den Kaynaklanan Yıllık Etkin Doz Eşdeğerleri.....	62

BÖLÜM BEŞ - SONUÇ VE ÖNERİLER.....64

KAYNAKLAR.....66

BÖLÜM BİR

GİRİŞ

İnsan kaynaklı yapay radyoaktivite, global çevreye 1945 yılı ve sonrasındaki 20 yıl boyunca yapılan nükleer silah testleri ile girmiştir. Kuzey yarım kürede ciddi bir radyoaktif kontaminasyona neden olan Çernobil nükleer kazasının yanı sıra nükleer materyallerin üretimi, nükleer güç reaktörleri, nükleer yakıt çevrim tesisleri, nükleer atık geri kazanım tesisleri ve nükleer atıklar çevresel radyoaktiviteyi artırmıştır. Yukarıda sözü edilen bütün bu aktiviteler, radyonüklidlerin biyolojik etkisi, dağılımı ve taşınması üzerine araştırmaların yoğunlaşmasına neden olmuş ve bu alandaki araştırmalar son elli yıldır radyoekoloji şemsiyesi altında toplanmıştır (Karadeniz, 2005).

Radyosezyum, tüm yapay radyonüklidler gibi nükleer silah testleri ve nükleer kazalar yoluyla global çevreye girmiştir. Uzun yarı ömürlü bir fisyon ürünü olan ^{137}Cs ($t_{1/2} = 30$ yıl) insanların aldığı doza önemli katkısı nedeniyle radyoekolojik çalışmalar için oldukça önemli bir radyonüklittir ve Çernobil nükleer kazasından sonra toprak kontaminasyonu için referans radyonüklit olarak seçilmiştir (Yaprak ve ark., 2003).

Orman ekosistemleri gibi doğal ekosistemler bir kaç önemli özellik bakımından tarımsal ekosistemlerden farklıdır. Bunlardan en önemlisi, tarımsal ekosistemlerde toprakların periyodik olarak sürülmesi ve gübrenmesidir. Orman topraklarının uzun dönemler boyunca işlenmemesi, ormanları radyoekoloji araştırmaları için uygun ekosistemler haline getirmiştir. Orman ekosistemleri, besinlerin tutulmasında ve besin döngüsünde, suyu tutmada oldukça verimli sistemlerdir. Ayrıca çok gözenekli, humusça zengin üst toprak tabakası, tarım sistemleriyle kıyaslandığında, radyonüklidlerin orman ekosistemlerinde daha uzun süre varlığını sürdürmelerine yol açmaktadır (Gasó ve ark., 1998; McGee ve ark., 2000). Sonuç olarak, insanların maruz kaldıkları radyasyon dozu açısından ormanlar en önemli ekolojik sistemlerdir.

Çernobil kazasından sonra yapılan biyolojik gözlem çalışmalarında, orman ürünlerindeki radyosezyum düzeyinin, tarım ürünlerine oranla 10-20 kat daha

yüksek olduğu (Yoshida ve Muramatsu, 1998) ve kazadan sonraki 10 yıl boyunca, av hayvanları, taneli bitkiler ve mantarlar gibi çeşitli orman ürünlerindeki ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonlarının hemen hemen aynı kaldığı (Fesenko ve ark., 2001; McGee ve ark., 2000) rapor edilmiştir. Bu durum kazadan hemen sonra bir çok ülkede radyoekolojik gözlem programlarının ormanlar üzerine yoğunlaşmasına neden olmuştur (Strebl ve ark., 1999).

Çernobil kazasından sonra yapılan radyoekoloji çalışmalarının, büyük kısmı, orman ekosistemleri ve orman ürünleri üzerine odaklanmış olmasına rağmen ülkemizde yakın geçmişe kadar bu alanda oldukça sınırlı çalışmalar yapılmıştır (Karadeniz ve Yaprak, 2007 a,b; Karadeniz ve Yaprak, 2008 a,b; Karadeniz ve Yaprak, 2010; Karadeniz ve Yaprak, 2011 a,b). Bu çalışma nükleer silah testlerinden 50 yıl, Çernobil kazasından 25 yıl sonra, Kazdağları-Edremit orman alanlarında ¹³⁷Cs'nin yüzey topraklarındaki aktivite konsantrasyonu, aktivite depozisyonu ve radyosezyum kaynaklı karasal doz hızı tahmini üzerine radyoekolojik veri üretmeye yönelik ilk çalışma olması sebebiyle önem taşımaktadır.

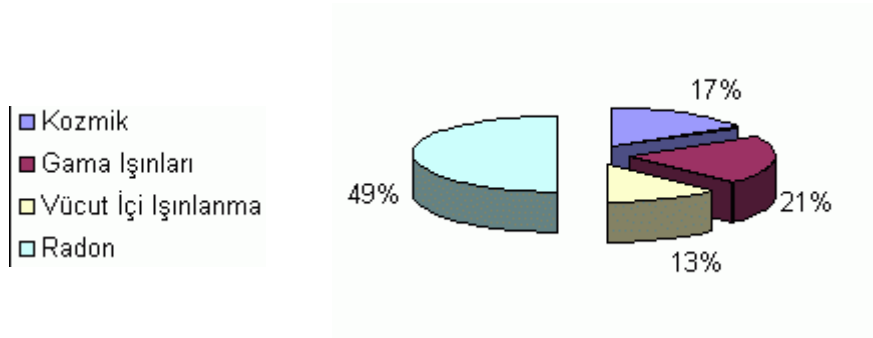
BÖLÜM İKİ

GENEL BİLGİLER

2.1 Çevresel Radyoaktivite

Radyoaktivite evrenin yaratılışından beri var olan bir fenomendir. Gezegenimizin tüm jeolojik devirlerinde radyoaktivite ve nükleer radyasyon ekosistem içerisinde hep var olmuştur ve kaçınılmaz olarak var olmaya devam edecektir. Nükleer radyasyon radyoaktif elementlerin ya da atom altı partiküllerin yaydıkları, yüksek enerji taşıyan kütleli ya da kütsüz parçacıklardır. Nükleer radyasyonun, yüksek enerji taşıması nedeni ile biyolojik etkileri tartışmasız önemli olmaktadır. Gerek dünyayı oluşturan jeolojik unsurların içerdiği doğal radyoaktif maddelerin yaydığı radyasyon, gerekse dış uzaydan gelip atmosferi aşabilen radyasyon, yeryüzünde canlıların belirli bir radyasyon düzeyi içerisinde yaşamalarına neden olmaktadır. Evrenin tabiatında olan çevresel radyasyona maruz kalan canlılar bu radyasyondan etkilenmektedir (Camgöz, 2010).

Vücudumuza solunum ve sindirim yollarıyla, hava, su, tüm bitkisel ve hayvansal besinlerde az da olsa bulunan radyoaktif maddeler alınmakta, bunlarda zamanla çeşitli organlarda birikmektedir. Buna ek olarak kozmik ışıklardan ve yerkürede bulunan doğal radyoaktif maddelerden etkilendiğimiz de düşünüldüğünde, insan vücudu hem iç hem de dış radyasyon ışınlanmasına doğal olarak maruz kalmaktadır.



Şekil 2.1 Dünya Genelinde Doğal Radyasyon Kaynaklarından Maruz Kalınan Radyasyon Dozlarının Oransal Değerleri (TAEK)

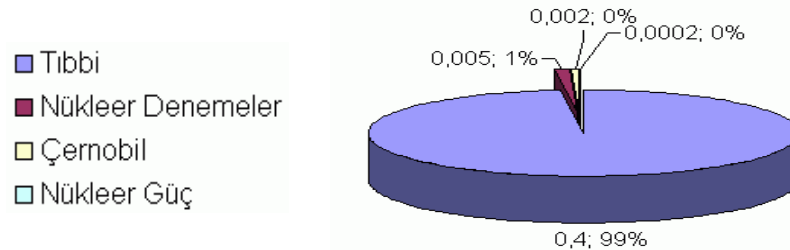
Doğal radyasyondan kaynaklanan ışınlanma, uzaydan dünya atmosferine gelen yüksek enerjili kozmik ışınlarla ait paracıklardan ve yer kabuğunda (toprak, hava, su, bitkiler ve diğer canlılar) bulunan doğal radyoaktif izotoplardan olmak üzere iki ana nedenden kaynaklanır (Şekil 2.1). Doğal ve yapay radyasyon yolu ile alınan ortalama yıllık etkin doz 2,7 mSv civarındadır. Bununla birlikte, bazı ülkelerde bu miktar 10 mSv' in üzerindedir (Tablo 2.1).

Tablo 2.1 Dünya genelinde doğal ve yapay radyasyon kaynaklarından maruz kalınan ortalama radyasyon doz eşdeğerleri ((a) Deniz seviyesinden yüksekliğe bağlı, (b) Toprak ve yapı malzemelerinin karışımlarına bağlı (c) Radon gazı konsantrasyonuna bağlı, (d) Yiyecek ve içme sularındaki radyoizotopların konsantrasyonlarına bağlı) (UNSCEAR, 2000; TAEK)

Işınlanma Kaynağı	Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri (mSv)		
	Ortalama	Değişim Aralığı	Toplam
Kozmik Radyasyon			
<ul style="list-style-type: none"> • Foton Bileşeni • Nötron Bileşeni • Radyojenik İzotoplar 	0,28 0,10 0,01	0,3-1,0 ^(a)	0,39
Yeryüzü Kaynaklı Dış Işınlanma			
<ul style="list-style-type: none"> • Bina İçi • Bina Dışı 	0,07 0,41	0,3-0,6 ^(b)	0,48
Solunum Yolu ile Işınlanma			
<ul style="list-style-type: none"> • Uranyum ve Toryum serileri • Radon (Rn -222) • Toron (Rn-220) 	0,006 1,15 0,10	0,2-1,0 ^(c)	1,25
Beslenme Yolu ile Işınlanma			
<ul style="list-style-type: none"> • K-40 • Uranyum ve Toryum serileri 	0,17 0,12	0,2-0,8 ^(d)	0,29
Yapay Radyonüklitler ile Işınlanma			
<ul style="list-style-type: none"> • Tıbbi • Endüstriyel Atıklar • Radyoaktif Serpinti • Mesleki • Tüketici Ürünleri 	0,30 0,001 0,007 0,002 0,0005		0,31
Genel Toplam	2,7	1-10	

Karasal ve kozmik radyasyon doğal çevresel radyoaktivitenin çok büyük kısmını oluştursa da tamamı değildir. Nükleer teknolojinin gelişimi ve kullanımı sürecinde nükleer silah testleri, savunma için nükleer materyallerin üretimi, radyoaktif maddelerin endüstriyel, askeri ve tıbbi alanlarda kullanılmaları, ticari güç

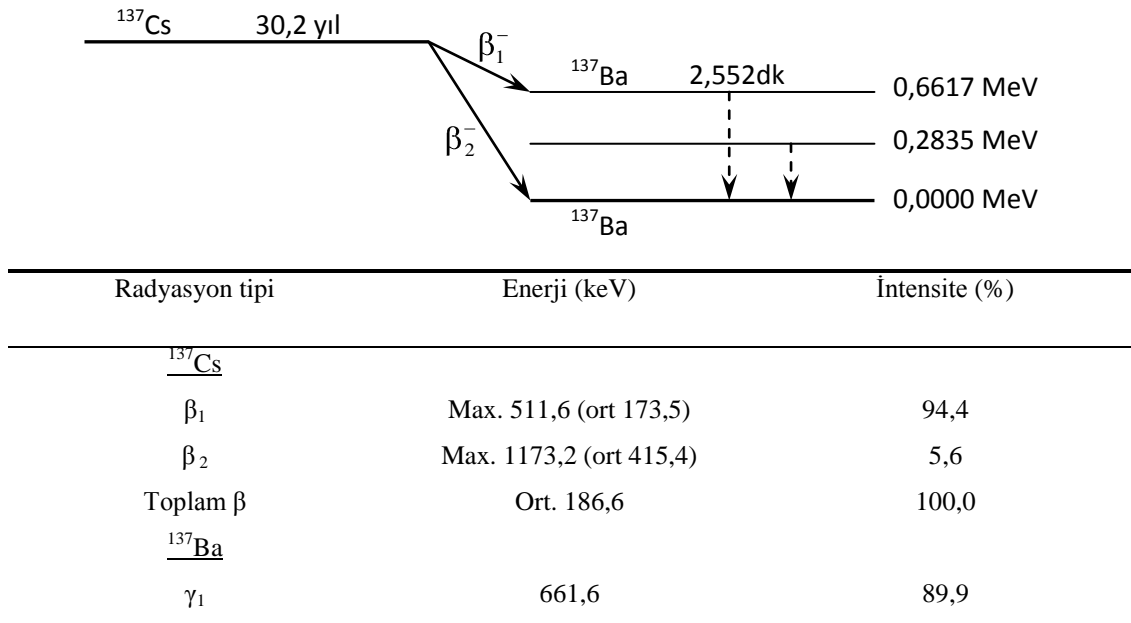
reaktörlerinin işletimi, nükleer yakıt geri çevrim tesisleri, nükleer atıklar ve benzeri aktiviteler yerel ve bölgesel ölçekte radyoaktif kontaminasyona neden olmuştur. Şekil 2.2 dünya genelinde yapay radyasyon kaynaklarından maruz kalınan radyasyon dozlarının oransal değerleri verilmektedir.



Şekil 2.2 Dünya Genelinde Yapay Radyasyon Kaynaklarından Maruz Kalınan Radyasyon Dozlarının Oransal Değerleri (TAEK)

Ayrıca, Windscale, Three Mile Island ve özellikle Çernobil nükleer kazası önemli ölçüde radyoaktivite düzeyini arttırmıştır. Nisan 1986 döneminde Çernobil’de meydana gelen nükleer santral kazası sonucu açığa çıkan fisyon ürünlerinin, birçok Avrupa ülkesinde ve ülkemizde belli bir oranda radyoaktif kontaminasyon oluşturduğu bilinmektedir. Çernobil kazası nedeni ile çevreye yayılan ve ülkemizde de dedekte edilebilen başlıca radyoizotoplar şunlardır: ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , ^{99}Tc , ^{103}Ru , ^{132}Te , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{239}Np , ^{239}Pu , ^{240}Pu (Eral ve ark., 1999).

Çevreye yayılan pek çok radyoaktif elementten sadece birkaç tanesi, insanlara dikkate alınmaya değer oranda radyasyon dozu vermiştir. Bu radyoizotoplardan biri ^{131}I olup, fiziksel yarı ömrü 8 gündür ve yaklaşık 40 gün içerisinde etkinliği kaybolmaktadır (Eral ve ark., 1999). Çernobil kazasından sonra çevreye yayılan en etkin radyoizotoplar ^{134}Cs ve ^{137}Cs ’dir. ^{137}Cs ’nin fiziksel yarı ömrü 30 yıl, biyolojik ve bütün vücut yarı ömrü 70 gündür. Cs-134’ün ise fiziksel yarı ömrü 2 yıl olmasına karşın biyolojik ve bütün vücut yarı ömrü 40 gün kadardır. ^{137}Cs , uzun yarı ömrü olması, radyoaktif serpinti halinde bol miktarda bulunması, yüksek mobilitesi ve potasyuma benzer olarak bitkiler için besin kaynağı olmasından dolayı çevresel ve radyolojik açıdan önemli bir radyonüklittir (Karadeniz ve Yaprak, 2008 b). Şekil 2.3 ^{137}Cs ’ nin bozunum şeması ve temel geçiş enerjilerini göstermektedir.



Şekil 2.3 ¹³⁷Cs' nin bozunum şeması ve temel geçiş enerjileri (Vinichuk, 2003)

Cs-134 kazalarda ¹³⁷Cs ile birlikte salınan önemli bir radyoaktif materyaldir. Aktivite olarak (Bq veya Ci) ¹³⁴Cs, salınan ¹³⁷Cs'nin % 56 sı kadardır. Cs-134 radyonüklitinin yarı ömrü (2 yıl) oldukça kısa olduğundan, ¹³⁷Cs'ye kıyasla çevresel örneklerde daha çabuk azalmıştır. Kazadan 12 yıl sonra ¹³⁴Cs'ün aktivite depozisyon düzeyi ¹³⁷Cs'nin sadece %1'i kadardır (Vinichuk, 2003).

Uzun yarı ömürlü ($3 \cdot 10^6$ yıl) ¹³⁵Cs, saf bir β yayımlayıcısıdır ve radyoaktif atıkların uzun dönem saklanması açısından önemli olabilmektedir.

Çernobil reaktör kazasını takiben salınan radyonüklitler atmosferde hava hareketleri ile uzun mesafelere kadar taşınmış ve bu radyonüklitlerden oluşan bulut tabakası 28 Nisan'da orta ve güney İskandinav bölgelerine, 1986 yılında Çernobil'in güneyinden esen kuzey rüzgârlarıyla birlikte kuzeybatıya da ulaşmıştır. İsviçre'nin doğu ve orta bölgelerinde kazadan sonra ölçülen radyasyon seviyesi kazadan önce ölçülen radyasyon seviyesinden on dört kat fazla bulunmuştur. 30 Nisan'da, rüzgâr yönünü değiştirmiş ve bulut tabakası Çernobil'den güney ve doğu Avrupa'ya doğru sürüklenmiştir (Johanson ve Bergström, 1989).

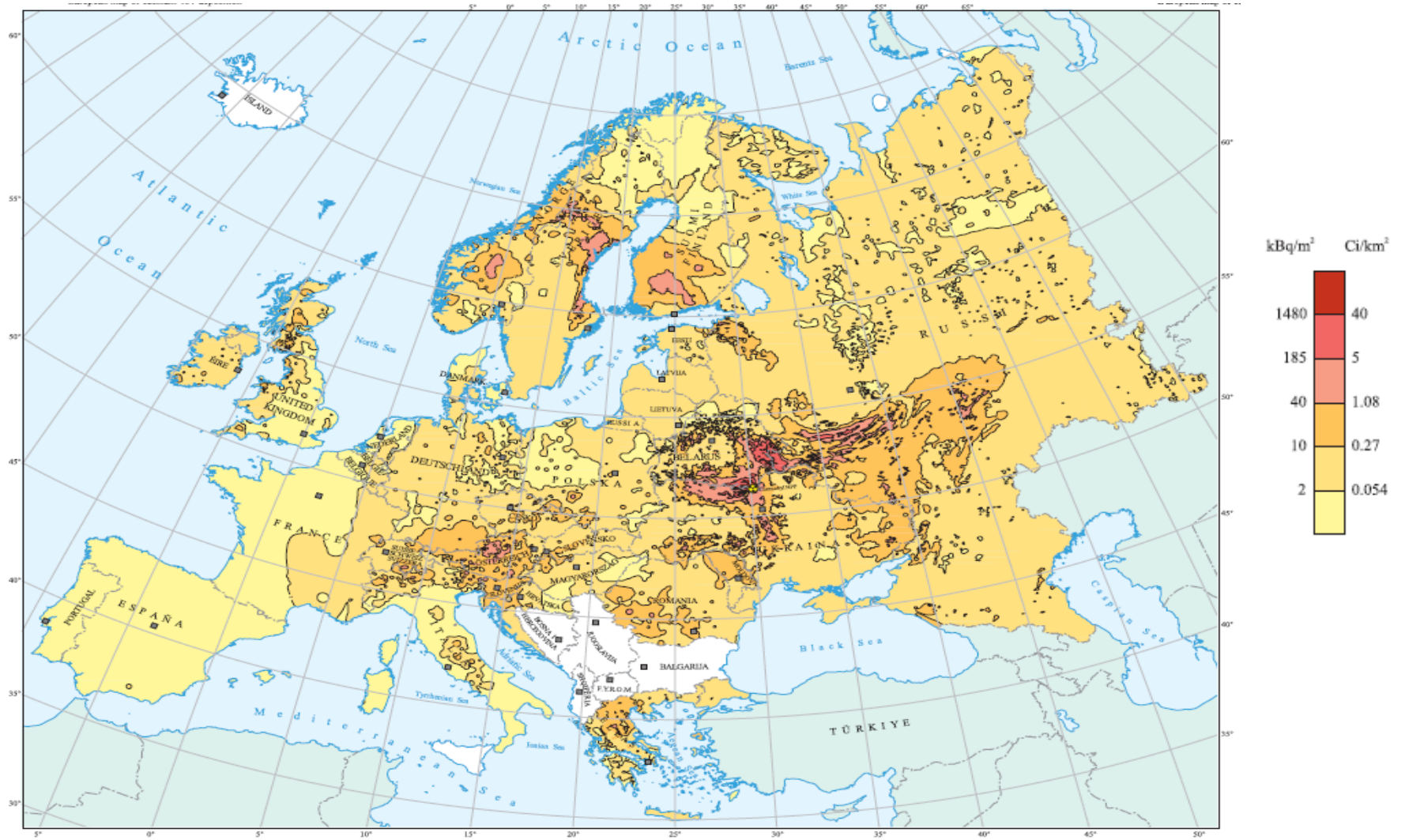
Avrupa üzerindeki yüksek basınç, kontamine olmuş hava kütlelerinin bölünmesine ve diğer Avrupa ülkelerine dağılmasına sebep olmuştur. 2 Mayıs'ta bölünmüş kontamine hava kütlelerinin bir kısmı kuzeybatı Avrupa'yı geçip İngiltere'ye kadar ulaşırken, diğer bir kısmı güneydoğu Avrupa üzerinden Bulgaristan ve Yunanistan'a

kadar ulaşmıştır. Bu hava kütesinin Türkiye'ye gelişi bu dönemde olmuştur. Bu durum Türkiye'nin Bulgaristan ve Yunanistan ile olan sınırı boyunca Trakya'yı etkilemiştir. 5 Mayıs'ta kontamine olmuş hava kütesinin büyük bir kısmı güney Almanya, İtalya, Yunanistan ve doğu Avrupa'yı geçtiğinde, bölünmüş olan diğer hava kütesinin kalıntıları Atlantik üzerinden dağılmış, 6 Mayıs'ta radyonüklitlerin salınım hızları nispeten düşük seviyelere ulaşmıştır (Külahçı ve Şen, 2008).

Radyoaktif bulutun geçişi sırasında, yağmurlu bölgelerdeki kontaminasyon yağmursuz bölgelerden daha fazla olmuştur. Çünkü yağmur ile birlikte birçok radyonüklit yeryüzüne inmiştir. Bu durum özellikle kuzey İtalya, Yunanistan, Almanya ve Britanya adalarında gözlenmiştir. Benzer şekilde Bulgaristan ve Yunanistan'dan gelen kontamine olmuş hava kütesinin sınır boyunca geçişiyle Edirne'de yağın yoğun yağmurlar, köylerdeki otlak alanlarını ve toprak alanlarını önemli ölçüde kontamine etmiştir. Ayrıca, Kırım yarımadasının kuzeyinden gelen kontamine olmuş hava kütesi kuzeyden esen rüzgârlarla birlikte Karadeniz'i geçip Türkiye'nin kuzey sahillerine ulaşmıştır. Büyük miktarda radyonüklit taşıyan hava kütesi, yoğun yağmur yağışıyla birlikte sahile ve sahil boyu uzanan dağların kuzey yamaçlarına radyonüklit maddeler bırakmış, bu radyonüklit maddeler bitkileri özellikle çay ve fındık bahçelerini kontamine etmiştir. Ülkemizin diğer bölgelerinde ise kontaminasyon kuru serpinti şeklinde ve hafif olarak meydana gelmiştir. İspanya ve Portekiz hariç neredeyse bütün Avrupa ülkeleri Çernobil'den yayılan radyonüklit maddelerden az ya da çok etkilenmiştir (Külahçı ve Şen, 2008). Şekil 2.4 te Çernobil sonrası Avrupa'daki ¹³⁷Cs yüzey depozisyonu haritalandırılmıştır.

Cs-137'nin değişik bölgelerdeki akümülayonu bölgeler arası farklılıklardan kaynaklanmaktadır. Denizsel ve karasal bölgelere radyoaktif serpinti yoluyla giren radyonüklitler, karasal ortama göre denizsel ortamda çok daha az radyoaktif kontaminasyon oluşturmuşlardır. Bunun başlıca nedeni, geniş hacimde radyonüklit dağılımı ve sedimantasyon yapan materyaller tarafından radyoaktif kirleticilerin deniz dibine süratle taşınarak depolanmalarıdır. Dönüşümsüz olarak sedimente bağlanan sezyum, zemin materyali ile beslenen balıkların sindirim sistemlerinde çözülerek vücutta depolanabilir. Böylece radyoaktif element, beslenme zincirine

dâhil olmuş olur. Karasal ortamlarda radyoaktif kontaminasyon düzeyi toprak tipi, toprak nemi, yetiştirilen ürün tipi vb. parametrelerle ilişkili olarak değişebilmektedir.



Şekil 2.4 Çernobil sonrası Avrupa'daki ^{137}Cs yüzey depozisyonu (UNSCEAR 2000)

2.2 Radyoekoloji Bilimi ve Konusu

Radyoekoloji bilimi, temel olarak radyoaktivitenin kaynağı, çevre üzerindeki etkisi, bitkiler, hayvanlar ve insanlardaki akümüasyonu, radyasyon dozu ve oluşturacağı risk ile ilgilidir. Diğer bir deyişle radyoekoloji, gerek doğal gerekse teknoloji uygulamaları sonucu oluşan yapay radyoaktivitenin birlikte söylendiği çevresel radyoaktiviteyi konu edinmiştir. İnsan sağlığının korunması ve çevre kalitesi için, herhangi bir ekosistemdeki doğal ve yapay radyonüklitlerin davranışını gözlemleyerek atmosferik, jeokimyasal, ekolojik ve fizyolojik olaylar üzerine kalitatif ve kantitatif bilgi edinilmesi büyük önem taşımaktadır. Zira bir tehlike durumunda insanları ve çevreyi korumak için alınan tüm önlemler, doğru edinilmiş radyoekolojik bilgiye dayandırılmalıdır (Karadeniz, 2005).

Radyoekoloji’de araştırılan bilgi türleri; hava, su, toprak, sediment, bitki ve hayvanlarda çeşitli radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarını ve/veya toplam depozisyonlarını, bu niceliklerin zaman ve yer ile değişimini; bir ortamdan diğerine hareket mekanizmalarını; belirli kontaminasyonlarda insan, hayvan ve bitkilerdeki kritik reseptör dokuların aldıkları doz oranlarını ve bu toplam dozlar ile biyolojik ve ekolojik etkiler arasındaki ilişkileri kapsamaktadır. Doğal atmosferik, jeokimyasal ve ekolojik olaylardan yararlanarak radyonüklidlerin çevredeki hareketini kontrol eden radyoekoloji çalışmaları, 50 yılı aşkın bir süredir, dünya çapında yapılmaktadır. İlk çalışmalarda; kaya, toprak ve havadaki doğal radyonüklitler ile insanların aldıkları dozlar ve sağlık riskleri üzerine yoğunlaşmış ve bu bilgiler genelde kuzey yarım kürenin yoğun nüfuslu, zirai alanlarından toplanmıştır. Zirai ekosistemlerin dışında, ormanlar gibi doğal veya yarı-doğal ekosistemler ve insanların zor ulaştığı bölgeler (yüksek dağlar, kutuplar, tropikal bölgeler, okyanus adaları) üzerine daha az radyoekolojik bilgi mevcuttur (Karadeniz, 2005).

Çernobil kazasından sonra, tarımsal ürünlerin aksine orman ürünlerinin yüksek düzeyde radyoaktivite içermesi, radyoekoloji çalışmalarının büyük bir kısmının doğal ve yarı doğal ekosistemlere odaklanmasına neden olmuştur.

2.3 Radyoekoloji’de Orman Ekosistemleri’nin ve Radyosezyum’un Önemi

Orman ekosistemleri gibi doğal ekosistemler bir kaç önemli özellik bakımından tarımsal ekosistemlerden farklıdır. Bunlardan en önemlisi, tarımsal ekosistemlerde toprakların periyodik olarak sürülmesi ve gübrenmesidir. Orman topraklarının uzun dönemler boyunca işlenmemesi, ormanları radyoekoloji araştırmaları için uygun ekosistemler haline getirmiştir. Orman ekosistemleri, besinlerin tutulmasında ve besin döngüsünde, suyu tutmada oldukça verimli sistemlerdir. Ayrıca çok gözenekli, humusça zengin üst toprak tabakası, tarım sistemleriyle kıyaslandığında, radyonüklidlerin orman ekosistemlerinde daha uzun süre varlığını sürdürmelerine yol açmaktadır (Gaso ve ark., 1998; McGee ve ark., 2000; Karadeniz, 2005). Sonuç olarak, insanların maruz kaldıkları radyasyon dozu açısından ormanlar en önemli ekolojik sistemlerdir.

Çernobil kazasından sonra yapılan biyolojik gözlem çalışmalarında, orman ürünlerindeki radyosezyum düzeyinin, tarım ürünlerine oranla 10-20 kat daha yüksek olduğu (Yoshida ve Muramatsu, 1998) ve kazadan sonraki 10 yıl boyunca, av hayvanları, taneli bitkiler ve mantarlar gibi çeşitli orman ürünlerindeki ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonlarının hemen hemen aynı kaldığı (Fesenko ve ark., 2001; McGee ve ark., 2000; Karadeniz ve Yaprak, 2007 b; 2010; 2011 b) rapor edilmiştir. Bu durum kazadan hemen sonra bir çok ülkede radyoekolojik gözlem programlarının ormanlar üzerine yoğunlaşmasına neden olmuştur (Strebl ve ark., 1999).

Tarım ekosistemlerinin çoğunlukla tek kültürlü, doğal ekosistemlerin ise tür bakımından zengin olması iki ekosistem arasındaki biyolojik farklılığa neden olmaktadır. Özellikle ormanlar, tarım ekosistemlerinden daha karmaşık bir yapıya ve daha değişik ekolojik şartlara sahiptir. Bunlardan en önemlisi mikorizal yayılımlardır. Doğal ekosistemlerde çoğu bitki, mikorizal mantarlar ile simbiyotik (ortaklaşa) yaşam sürdürmektedir. Yapılan çalışmalar, ormanlarda ve doğal otlaklarda radyonüklidlerin döngüsünü anlamının, basit tarım ekosistemlere oranla daha zor olduğunu öne sürmektedir. Özellikle doğal ekosistemlerin toprak, bitki ve hayvanlardaki radyoaktivite verilerinin büyük çeşitlilik göstermesi, güvenilir tahmin modellerinin formülasyonunda hala ciddi bir problemdir. Radyoekolojistler, Çernobil

kazasından bu yana kontaminasyon yönetiminde stratejiler geliştirebilmek için radyonüklidlerin ekosistemlerdeki davranışlarını ve bu davranışları kontrol eden mekanizmaları anlamaya çalışmaktadırlar (Rafferty ve ark., 2000; Karadeniz, 2005).

Radyosezyum, nükleer silah testleri ve nükleer kazalar yoluyla biyosfere girmiştir. Bir toprak alkali element olan radyosezyum, potasyumun kimyasal eşdeğeri olarak besin zincirine girmekte, ve insanların uzun süreli radyasyona maruz kalmasına neden olarak (Ciuffo ve ark., 2002) ciddi radyolojik hasarlara yol açabilmektedir (Gri ve ark., 2000; Shenber, 2001). Bu nedenle Çernobil öncesi ve sonrasındaki çevresel radyoaktivite çalışmalarının çok büyük bir kısmını radyosezyum oluşturmuştur.

Kontamine olmuş bir ormanda uzun ekolojik yarı ömrü ile ^{137}Cs 'nin uzaklaştırılması zor olduğundan, orman ürünlerinin gelecekteki kontaminasyonunu tahmin etmek amacıyla, orman ekosistemlerinde radyosezyumun dağılımı ve taşınması üzerine çalışmalar önem kazanmıştır (Gasó ve ark., 2000). Tablo 2.3 de; Çernobil sonrası bazı ülkelerin orman topraklarında saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları ve aktivite depozisyonları verilmiştir.

Tablo 2.3 Çernobil sonrası bazı ülkelerin orman topraklarında saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları ve aktivite depozisyonları (Karadeniz ve Yaprak, 2008 b) (^a bozulmamış, ^b orman)

Ülke	^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹) Aktivite konsantrasyonu	^{137}Cs (kBq.m ⁻²) Aktivite depozisyonu	Yıl	Kaynak
<i>Avrupa</i>				
Rusya ^a	31-225		1999	Pokarzhevskii ve ark., 2003
Rusya ^b		740-2220	1998	Korobova ve ark., 1998
İsveç ^b	1700-4900	16-61	1992	McGee ve ark., 2000
Fransa ^b	31,9-114,9		1992-1997	Kirchner ve ark., 1998
Yunanistan ^a	3,73-1307		1986-1997	Papastefanou ve ark., 1999
Finlandiya ^b		15-25	2000	Outola ve ark., 2003
Polonya ^b	30-3320		1991	Mietelski ve ark., 1994
Almanya ^b	81-1938	13,9-1,9	1986	Rühm ve ark., 1999
İtalya ^b		0,026-56,8	1989	Livens ve ark., 1991
Norveç ^a		0,065-40,5	1989	Livens ve ark., 1991
İskoçya ^a		0,035-9,32	1989	Livens ve ark., 1991
Türkiye ^b	8,29-445	0,63-11,6	2002-2003	Karadeniz ve Yaprak, 2008 b; 2011 a
<i>Asya</i>				
Kore ^a	9,7-23,4	0,47-0,18	1994-1995	Lee ve ark., 1997
Japonya ^b	34,8		1990	Yoshida ve ark., 1994
Ürdün ^a	7,5-576	0,15-11,17	2000	Al-Hamarneh, 2003
Suriye ^a		0,32-9,64	2000-2003	Al-Masri, 2006
<i>Afrika</i>				
Libya ^a	0,975-1,720	(1,3-2,25)10 ⁻³	2001	Shenber, 2001
Mısır ^a		0,1-18,1		El-Reefy ve ark., 2006
Cezayir ^a	15-35		1993	Noureedine ve ark., 1997
<i>Amerika (Kuzey)</i>				
Meksika ^b	8,2-29,5	0,29-1,97	1993-1997	Gasó ve ark., 1996,1998
Kanada ^a	0,2-212	0,70-5,06	1989-1990	Blagoeva ve Zikovsky, 1995
<i>Amerika (Güney)</i>				
Şili ^a	3,8-93	0,45-5,41	1996	Schuller ve ark., 2002
Avustralya ^a		(10-361)10 ⁻³		Doering ve ark., 2006

2.4 Orman Topraklarında ^{137}Cs 'nin Hareketi ve Etkileyen Faktörler

Radyosezyumun ekosistemlerdeki kalış süresini, yatay ve dikey dağılımlarını temel olarak radyoaktif yağışın doğası, toprak karakteristikleri ve atmosferik koşullar belirlemektedir. Alkali ve toprak alkali elementlerinin toprak adsorpsiyon özellikleri uzun süredir çalışılmakta ve kil minerallerinin (özellikle illitin) sezyumun tutulmasında önemli bir rol oynadığı bilinmektedir (Gri ve ark., 2000; Karadeniz, 2005).

Orman topraklarındaki radyonüklidlerin yatay dağılımını etkileyen en önemli faktör, yağış miktarı ve yağışın tipidir (Isaksson ve Erlandson, 1998; Karadeniz ve

Yaprak 2008 b). Diğer faktörler ise ağaç kanopileri ve yapı altı bitkileri tarafından radyonüklitlerin tutulmasıdır. Sözü edilen bu faktörler doğrudan depozisyon ile ilişkilidir. İkincil veya dolaylı depozisyon ise, havada asılı radyoaktif materyal, partikül ve aerosollere bağlı radyonüklidlerin rüzgar hareketi ile sistem içerisinde dağılması ile oluşmaktadır. Bu olaylar depozisyondan hemen sonra hızlı materyal kaybına yol açabileceği gibi, çevredeki kirletici varlığını uzatmada da önemli olabilmektedir.

Ormanlar gibi yapısal olarak karmaşık ekosistemlerde, radyoaktif depozisyonun sadece küçük bir kısmı hemen zemine ulaşmakta, oldukça büyük bir kısmı ise bitkiler tarafından tutulmaktadır. Yapraklar tarafından adsorbe edilen radyoaktivite yağış ve dal dökümü ile zemine inmekte ve litter'a (ölü örtü) ulaşmaktadır. Bu nedenle, orman bitki örtüsü radyonüklidlerin yatay hareketinde önemli olmaktadır.

Topraklardaki yatay radyonüklid dağılımını etkileyen bir çok fiziksel ve biyolojik olay bulunmaktadır. Fiziksel olaylar arasında en önemlisi topografyadaki değişimler ile atmosferik koşullardır (yağış, rüzgar). Orman altı bitki örtüsü (mantar, kara yosunu, liken ve litter), av hayvanlarının ve toprak altı hayvanlarının hareketi ise biyolojik faktörler olarak ele alınmaktadır (Nimis, 1996; Karadeniz, 2005).

Radyosezyumun topraktaki yatay dağılımından çok dikey dağılımı çalışılmıştır. Bunun temel nedeni; radyonüklidlerin dikey hareketinin, radyoaktif kontaminasyonun topraktan diğer ekolojik bölümlere hangi yollarla transfer edilebileceğinin anlaşılmasını sağlamasıdır. Dikey hareket yoluyla radyonüklidler bitki kökleri ile temas etmekte ve insan besin zincirine girmektedir. Ayrıca dikey hareket yoluyla, radyonüklidlerin yeraltı sularına ve en önemlisi içme sularına ulaşması mümkün olmaktadır (Nimis, 1996; Karadeniz, 2005).

Radyosezyumun topraktaki dikey dağılımını aşağıdaki temel faktörlere bağlıdır

Fiziksel faktörler:

- Depozisyonu takip eden yağışın şiddeti ve tipi
- Toprağın fizikokimyasal özellikleri

Biyolojik faktörler:

- Bitkiler tarafından absorpsiyon ve tekrar depozisyon
- Toprağın biyolojik karakteristikleri

2.3.1 Fiziksel Faktörler

Yağış: Çernobil kaynaklı radyosezyumun kuzey yarım küredeki depozisyonu yağ taşınım yoluyla olmuştur. Radyoaktif depozisyonun yağışla arttığı ve radyonüklidlerin topraktaki dikey hareketi üzerinde etkili olduğu bilinmektedir (Lee ve ark., 1997; Blagoeva ve Zikovsky, 1995).

Çernobil kazasını takip eden ağır yağış sonrasında, orman topraklarında radyonüklidlerin organik tabakalarda tutulmayıp hızlıca alt tabakalara nüfuz ettiği ve radyosezyumun %30' dan fazlasının orman topraklarının mineral tabakalarına kadar ulaştığı gözlenmiştir (Nimis, 1996).

Toprağın Fizikokimyasal Özellikleri: Farklı fiziksel ve kimyasal karakteristikler gösteren toprak horizonları, radyosezyumun toprak profili boyunca hareketini etkilemektedir.

Organik Horizonlar: Yapılan bir çok radyoekolojik çalışmada radyosezyum yüksek oranda organik tabakada tutulduğu (Yoshida ve Muramatsu, 1998; Ko ve ark., 2003) ve insanların aldığı radyasyon dozuna doğrudan katkıda bulunduğu bildirilmiştir. Orman topraklarında olduğu gibi yüksek organik madde içeriği, ¹³⁷Cs bulunabilirliğini (Drissner ve ark., 1998) ve ¹³⁷Cs mobilitesini artırmaktadır. Bunun yanında, asitli ve humusça zengin organik horizonlarda radyosezyumun biyolojik varlığını uzun süre sürdürdüğü bilinmektedir (Gasó ve ark., 1996). Çernobil öncesinde yapılan çoğu çalışma, organik horizonlarca zayıf olan tarım ekosistemlerinde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalarda radyosezyumun toprakta tutulması organik maddeye değil, toprağın kil içeriğine bağlanmıştır (Nimis, 1996). Organik toprak tabakaları, yüksek iyon değişim kapasitesi ile ¹³⁷Cs nin tutulmasını sağlamakta ve derin mineral tabakalarına doğru hareketini geciktirmektedir (Strebl ve ark., 1999). Bu nedenle organik madde içeriği, topraktaki radyoaktif serpinti

orjinli radyonüklidlerin dinamikleri üzerinde büyük etkisi olan karakteristik bir parametredir.

Mineral Horizonlar : Mineral horizonlardaki kum ve kil miktarları, toprak profili boyunca radyosezyumun hareket hızını etkilemektedir. Yüksek kil içeriği büyük iyon değişim kapasitesi ile radyosezyumun toprak profili boyunca yavaş hareket etmesine neden olmaktadır. Derin toprak horizonlarında, kil ve mika minerallerinin, özellikle illitin topraktaki radyosezyumun hızlı ve neredeyse geri dönülemez hareketsizliğine neden olduğu gözlenmiştir (Nimis, 1996; Takenaka ve ark., 1998). Kil içeriği çok düşük olsa bile ^{137}Cs 'nin illit materyaline kuvvetlice bağlandığı öne sürülmektedir (Nikolova ve ark., 2000). İllit ve vermiculit sezyum için yüksek sorpsiyon kapasitesi gösterirken, montmorillanit ve caolinit daha düşük sorpsiyon kapasitesine sahiptir.

Orman topraklarının, humusça zengin tabakalarında, ^{137}Cs temel olarak ilk 10 cm içinde dağılım göstermektedir (Nikolova ve ark., 2000). Ancak, nükleer silah denemelerinden kaynaklanan sezyumla, sıklıkla 10 cm'den daha derin toprak tabakalarında karşılaşılmaktadır.

2.3.2 Biyolojik Faktörler

Bitkiler Tarafından Absorbsiyon ve Yeniden Depozisyon: Orman toprağına ^{137}Cs 'nin girişi oldukça karmaşıktır. Öncelikle ağaçlarda durdurulan radyonüklidler (dallar, yapraklar, gövde) sonrasında yapı-altı (otlar, taneli bitkiler, çalılar, mantarlar) ve organik tabaka (litter, karayosunu ve liken) üzerinde depo edilmektedir. Ağaçlar ve yapı-altında tutulan radyonüklid miktarı, depozisyon sonrasında artarken, depozisyonu takip eden yıllarda yağış, taşınma ve yaprak dökümü nedeniyle keskin şekilde azalmaktadır (Gasó ve ark., 1998; Kruyts ve ark., 2004). Orman kanopisi içersinde tuzaklanan ^{137}Cs , yağmur ve dal dökümü yoluyla toprağı aktarılmakta veya doğrudan bitki dokusuna yerleşip sonrasında toprağı taşınmaktadır (Takenaka ve ark., 1998).

Topraklardaki Biyolojik Aktivite: Doğal bir ekosistemde, bitki türleri yer, ışık, su ve besin için diğer canlı türleri ile birlikte ve uyum içinde yaşamaktadır. Bitkiler

farklı toprak horizonları içinde kök sistemlerini geliştirmektedirler. Bu nedenle bitki radyoaktivitesinde gözlenen değişimler, farklı kök derinliklerine ve toprak profillerindeki radyosezyum dağılımının eşitsizliğine dayandırılmaktadır.

Radyosezyumun organik horizonlarda uzun dönem varlığını sürdürmesinin nedenlerinden biri de toprak mikroflorası ve mikrofaunasıdır. Mikroflora üst horizonlar içinde (ağaç köklerinin üzerinde) besinleri taşıyarak orman ekosisteminde radyosezyum döngüsünü hızlandırmaktadır. Mikroorganizmaların yanı sıra, organik horizonlarda bulunan sezyumun bir kısmı radyoekolojik ölçümlerde topraktan normal olarak ayrılmayan ince köklerde biyolojik olarak yerleşebilir (Nimis, 1996).

BÖLÜM ÜÇ

MATERYAL METOT

3.1 Çalışma Alanı ve Genel Jeolojik Yapısı

Coğrafi Konum: İlçe Ege Bölgesinde, Edremit Körfezi ile Kazdağı arasındaki sahaya yerleşmiştir. Kuzey Yarımkürede, Asya Kıtasının en batı ucu olan Bababurnu'ndan 85 km doğuda denizden 6 km içerde olup, 39 derece 35 dakika 30 saniye Kuzey Paraleli, 27 derece 2 dakika 48 saniye Doğu Meridyenlerinin üzerindedir. Batıda Ege Denizi ve Ayvacık ilçesi, kuzeyde Bayramiç ve Yenice ilçeleri, doğuda Havran ilçesi, güneyde Burhaniye ilçesi ile çevrilidir. Edremit Marmara Bölgesi'nin Güney Marmara Bölgesi içinde Balıkesir İline bağlı, yüzölçümü 708 km² olan Edremit'in 15 Mahallesi, 5 beldesi ve 20 köyü vardır. Kuzeyinde Kazdağı, Eybek Dağı ve Gürgen Dağı ile çevrilen şehir aynı adı taşıyan 10 km içeride kurulmuştur. İlçenin iskelesi Akçay Beldesinde olup şehre 9 km uzaklıktadır. Etrafı geniş zeytinliklerle kaplı olan Edremit İlçesi her şeyden önce bir tarım merkezidir. Kazdağları'ndan kaynağını alan çay ve dereler, özellikle yaz aylarında piknik sahası olarak iç turizmin canlanmasında önemli pay sahibidir. Sıcak ve kurak geçen yaz ayları boyunca kuruyan çay ve dereler, kış aylarında taşkınlara neden olabilmektedir. Önemli derecede jeotermal kaynağa sahip olup, İlçe merkezinde 2742 ev bu sistemle ısıtılmaktadır. İlçe merkezi deniz seviyesinden 16 metre yükseklikte olup, ilçe sınırları içinde en yüksek dağ olan Kazdağı'nın Sarıkız Tepesi 1767 metre yüksekliktedir. Edremit Körfezi ile efsaneler dağı olan Kazdağı etekleri arasında oldukça geniş sayılabilecek verimli ve bereketli, sulanabilir Edremit ovası vardır. İlçede nehir yoktur. Uzunluğu 6-10 km arasında değişen Edremit-Zeytinli, Kızılkeçili, Güre, Altınoluk ve Mıhlı Çayları mevcuttur.

İklim: Genel olarak, Türkiye'nin batı ve güney bölgelerinde, subtropikal karaların batı bölümlerinde oluşan, yazları sıcak ve kurak, kışları ılık ve yağışlı büyük Akdeniz iklimi egemendir. Coğrafi olarak Akdeniz ile Karadeniz iklimleri arasında bir geçiş özelliği taşıyan yöre iklimi, geleneksel sınıflandırmaya göre yarı nemli Marmara geçiş iklimine girer. Bu nemli durum ve arızalı topografyası,

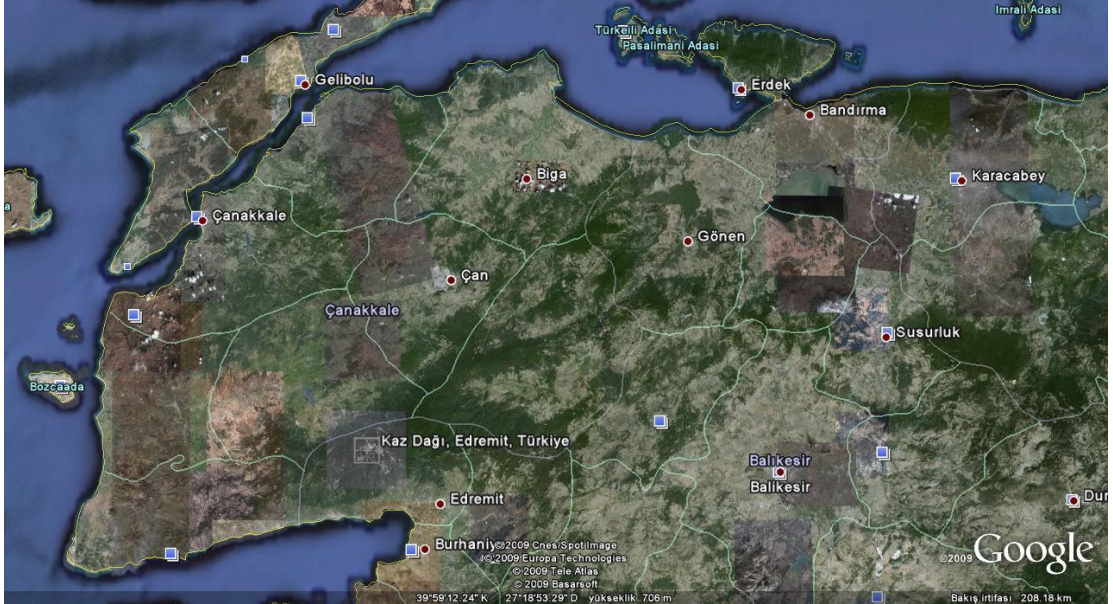
Kaz Dağları'nda çok güçlü bir orman ve endemik bitkiler karşımıza çıkarır ki; tarih boyunca hem halk tababeti, hem de gemi yapımı için kereste gereksinmesini sağlar Alpler'den sonra dünyanın en fazla oksijen üreten dağı Kaz Dağları'dır. Mitolojideki ismi İda olan Kaz Dağları'nın jeolojik konumu nedeniyle oluşmuş ilginç bitki örtüsü, iklim ve toprak yapısı sayesinde bu bölge devamlı olarak yüksek oranda oksijen üretmektedir. Ayrıca Ege Denizi'nin kıyılarına kadar inen Kaz Dağları'nda hem kara hem de deniz iklimi birlikte görülmektedir. Çanakkale Boğazı'ndan gelen hava akımları, karadan denize doğru oluşan bir oksijen hareketi oluşturmaktadır.

Bitki Örtüsü: Kazdağı, Avrupa-Sibirya, Akdeniz ve İran-Turan flora bölgelerinin de kesişim alanında yer almaktadır. Doğu-batı istikameti uzantısı içinde, güney-kuzey cephelerinde farklı coğrafi özellikler, çok farklı flora ve fauna karşımıza çıkar. Flora ve fauna bakımından, Biga yarımadası'nın en zengin alanıdır. Akdeniz ikliminin hâkim olduğu Çanakkale'de il alanının %54'ü orman alanları ile kaplıdır. Ormanların ağaç türlerini başta Kazdağı Göknarı (endemik) olmak üzere kayın, karaçam, kızılçam, bodur ardıç ve adi porsuk oluşturur. Akdeniz ikliminin kurak dönemi, ağaç topluluğu ortadan kalkmış alanlarla yeni ortam örtüsünün gelişmesine olanak vermez. Bu nedenle orman alanı içinde ve çevresinde yer yer maki toplulukları görülür. Kazdağı, Eğrikabaağaç, Katrandağı ve Gürgendağı çevrelerindeki ormanlar oldukça bakirdir. Kazdağı, endemik ve nadir bitki türlerini barındıran en önemli doğal yaşam alanıdır. Bu alanlar aynı zamanda gen koruma ve yönetim alanlarıdır. Dünya bankası katkılı çalışmalar halen devam etmektedir. Kazdağı'ndaki bitki örtüsünün zenginliği ve ormanların büyük alan kaplaması yaban hayatını da güçlendirmektedir.

Bitki yapısı olarak Avrupa-Sibirya bölgesiyle, Doğu Akdeniz bölgesinin tam sınırını oluşturan Kazdağları'nda doğal olarak her iki bölgenin bitkisel özelliklerinin harmanlanmasıyla yeni bitki türleri kendini göstermiştir. Bu nedenle bölgede 21 çeşit bitki türü vardır ki, Dünya'da sadece Kazdağları'nda yetişmektedir. 'Kesin olarak korunması gerekir' ibaresi ile kayıtlara geçen Kazdağı Göknarı, bu 21 çeşit bitki arasında en önemlisidir. Kazdağları'ndaki köylerde bu ağacın kozalakları çaya katılmaktadır. Aynı şekilde köylülerin Kazdağı adaçayı dedikleri 'Sideris trojana', Kazdağı çiğdemi, dağ lalesi, beyaz ve kırmızı şakayık Kazdağları'nda yetişen

onlarca bitkiden birkaçıdır. Bölgede bulunan endemik, yani ‘Yayılışı sınırlı olan tür’ denilen bitki türleri üç grup altında sınıflandırılmaktadır. Dünya’da sadece Kazdağları’nda yetişen endemik türler birinci grubu, dünyada sadece Türkiye’de aynı zamanda Kazdağları’nda yetişen türler ikinci grubu, endemik olmayan ancak Türkiye’de sadece bu bölgede yetişen türler ise üçüncü grubu oluşturmaktadır. Dünya Bankası, ‘Türkiye’de Genetik Çeşitliliğin Yerinde Korunması Projesi’ için 5,1 milyon dolar ayırmıştır. Yedi yıl boyunca Kazdağları yedi bölgeye ayrılarak türleri saptanan bitkiler tek tek sınıflandırılmıştır.

Kazdağları’nın Ormanları: Kazdağlarındaki ormanlar 258190 hektarlık alan kaplamaktadır (Şekil 3.1). Bu ormanların 45500 hektarı Ayvacık sınırları içinde, 39600 hektarı Bayramiç sınırları içinde, 54400 hektarı Çan sınırları içinde, 36700 hektarı Kalkım sınırları içinde 26400 hektarı Yenice sınırları içinde ve 53600 hektarı da Edremit sınırları içindedir. 19800 hektarı güneydeki milli park sınırları içinde kalan bu ormanlar yarımadaadaki 526854 hektarlık tüm ormanların aşağı yukarı yarısını oluşturur. Bu ormanlardaki ağaçlar Karaçam, Kızılcım, Kızıllağaç, Kazdağı Göknaı, Kestane, Kayın, Yaban Eriğı, Meşe, Çınar gibi geniş ve zengin genetik çeşitlilik gösterir.



Şekil 3.1 Kazdağları ve Edremit ilçesinin uydu görüntüsü.

Su kaynakları: Akdeniz ve Ege denizinden gelen lodos rüzgârları Kazdağı'na her zaman yağış getirir. İşte bu nedenle yöre adeta su deposudur. Havran çayı, Edremit çayı, Zeytinli çayı, Kızılkeçili çayı, Manastır deresi, Şahin deresi ve mihli deresi Edremit körfezine dökülür. Kazdağı'nın kuzey yamaçlarından, Yenice'den akmaya koyulan üç sudan en doğudaki Gönen çayıdır; Erdek körfezine dökülür. Diğeri Kocabaş (Granikos) çayıdır ki, daha batıdadır. Bu çay, Karabiga'dan (Priyapos) denize kavuşur. En batıda bulunan ve Bayramiç ve Ezine'den geçen Karamenderes (Skamandros) çayı, Troia kenti ile Sigeum'un (kumtepe) yanından geçerek Çanakkale boğazı'nın Ege'ye açıldığı noktada denize kavuşur. Kazdağı; ayrıca yer altı suları (Pınarbaşı, Subaşı, Evciler) ve sıcak (termal) sular (Güre, Bostancı, Küçükçetmi, Külcüler, Tuzla, Hıdırlar,...vb.) bakımından da çok zengindir. Son on beş yıldır il sınırları içinde içme ve sulama amaçlı birçok gölet, rezervuar ve baraj yapılmaktadır. Bunları planlayanlar; yöre insanını sulu tarıma, hatta organik tarıma geçirerek yöre insanının gelir düzeyini ve yaşam kalitesini yükseltmeyi hedeflemektedirler. Bütün bu gölet ve barajların, kaynağı Kazdağı'dır.

Edremit Körfezi kuzeyi ve Kazdağ zirvesi çevresinin genel jeolojisi: Edremit körfezi ve Kazdağ zirvesi çevresinin genel jeolojisi Duru ve ark. (2007 a,b) çalışmalarından derlenmiştir. Güneyde Edremit Körfezi ile Kazdağlarına ait zirve çevresi "Kazdağ Masifi" olarak adlandırılmakta ve yüksek dereceli metamorfiklerden oluşmaktadır. Kazdağ metamorfiklerin, oluşturan istif alttan üste doğru Amfibollü gözlü gnay ve mermer ardalanmasından oluşan Fındıklı Formasyonu (TRf). Mermer seviyeleri Babadağ mermer üyesi (TRfb) ve Altınoluk mermer üyesi (TRfa) olarak ayırtlanmıştır. Kazdağ metamorfikleri tektonik bir dokanak ile Metaperidotit, ortoamfibolit, serpantinitten oluşan Tozlu Formasyonu (Mzt) tarafından üzerlenmektedir. Tipik lokasyonu Kazdağı kuzeyinde Tozlu yaylasındadır. Tozlu formasyonu uyumsuz olarak Sarıkız Mermeri (Mzs) tarafından üzerlenmektedir. Kazdağ metamorfiklerinin en üst seviyesini Metagranit(Gg) ve mermer (Csm) düzeyleri içeren Sillimanit gnays, granit gnays, mermer ve migmatit ten oluşan Sütüven formasyonu oluşturmaktadır. Alakeçi milonit zonu (AMZ) Kavaklar köyü çevresinde gözlenmektedir ve Kazdağ masifi etrafındaki sıyrılmaya aittir. Kazdağ masifinin genel istifi tektonik bir dokanakla Kalabak birimine

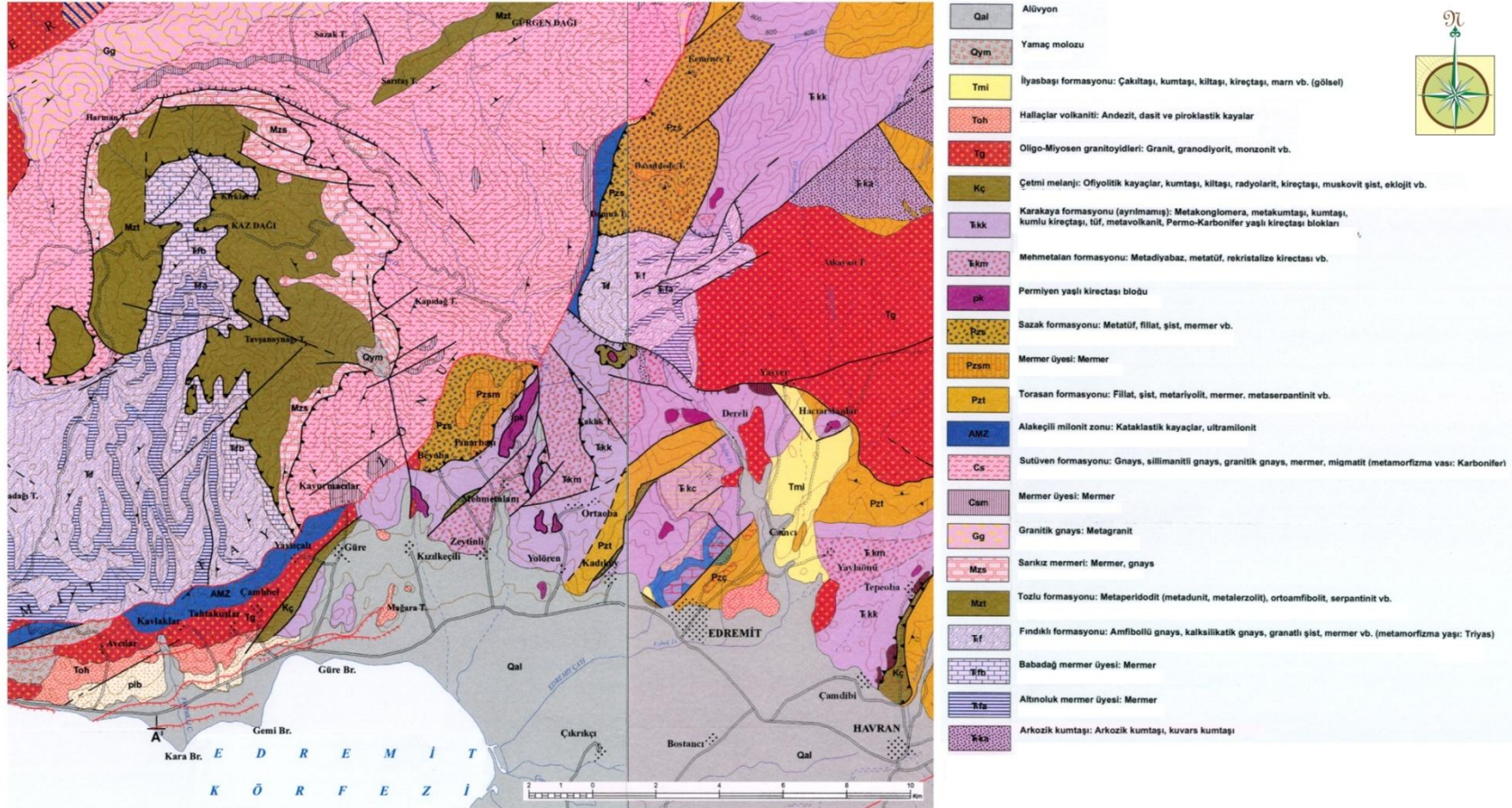
geçmektedir. Bu birim fillit, şişt, metariyolit, mermer, metaserpantinit den oluşan Torasan formasyonu (Pzt) ve metatüf, tremolit-aktinolit şişt, mermerden oluşan Sazak formasyonu (Pzs) dan meydana gelmektedir. Kazdağ istifi Karakaya Kompleksi ile devam etmektedir. Karakaya kompleksi altta metakonglomera, kumtaşı, tuf, metavolkanit, Permo-Karbonifer kireçtaşı blokları (pk) içeren Karakaya formasyonu (TRkk) ait stratigrafiden oluşmaktadır. Mehmetalan formasyonu (TRkm) Karakaya formasyonu üzerine bindirmeli tektonik hareketle gelmektedir ve metadiyabaz, metatüf ile kireçtaşından oluşmaktadır (Şekil 3.2).

Çetmi melanjı (Kç) grovak, fillit, mikaşist, eklojit, serpantinit, splitik bazalt, radyolarit ve karbonat düzeylerinin birbiri içerisinde tektonik dilimler halinde bulunduğu karmaşık bir kaya topluluğudur ve Kazdağ metamorfikleri olan dokanakları eğim atımlı normal faylıdır.

Biga yarımadası Edremit körfezi çevresinde Oligosen yaşlı magmatikleri, granitoidler (Tg) ve onların yüzey eşdeğerleri olan oligosen yaşlı andezit, bazaltik andezit bileşimli lavlar ve piroklastiklerinden oluşmaktadır.

Bölgedeki stratigrafiye ait İlyaslı formasyonu (Tmi) uyumsuz olarak tüm birimleri örtmekte ve gölsel çökellerden oluşmaktadır. Çökeller, marn, kireçtaşı, çamurtaşı, tuf, kumtaşı ve konglomeradan oluşan litolojiye sahiptirler.

Bölgedeki güncel oluşumları ise dere yataklarında, düzlüklerde ve yamaçlarda gözlenen Kuvaterner yaşlı Kamaç molozları (Qym) ile Alüvyon (Qal) oluşturmaktadır.

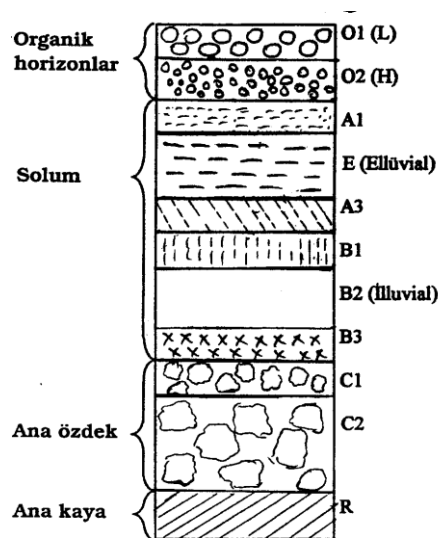


Şekil 3.2 Kazdağları-Edremit ile sınırlı bölgenin jeoloji haritası (Duru ve ark. 2007 a, b).

3.2 Toprak Horizonlarının Tanımlanması

Toprak yüzeyinden toprağı oluşturan ana özdeğe kadar olan bölüm profil olarak tanımlanır. Profil, toprağın dikey kesitidir ve toprak profili toprağı oluşturan ana özdeğin çeşitliliği ile çevre faktörlerinin etkisi sonucu ayrımlı ve çeşitli morfolojiyi içerir. Temelde toprak morfolojisi toprak gövdesini (solum) açıklamak için kullanılan bir kavramdır. Topraklar morfolojik olarak, birbiri üzerine sıralanmış ve genellikle birbirinden ayrımlı tabakaları içerir. Bu tabakalar toprak yüzeyinden toprak derinliğine doğru, 1. Organik Horizon, 2. Elluvial (yıkama) Horizon, 3. İlluvial (birikme) Horizon olarak tanımlanır. Başka bir anlatımla bir profil, organik madde tabakalarını, genetik horizonları ve ana özdeği içerir. Toprak horizonları, yeryüzeyinde az çok yatay olarak birbiri üzerine sıralanmış tabakalardır. Topraklar Şekil 3.3’de görüldüğü gibi 4 ana horizontan oluşmakla birlikte temelde bunlar kendi aralarında bir çok alt horizon içermektedir. Ancak bu tabakaları her toprak tipinde görme olasılığı yoktur (Altınbaş, 2000; Karadeniz, 2005).

Orman toprakları, farklı fiziksel, kimyasal, minerolojik biyolojik, morfolojik vb özellikler içeren toprak horizonlarından oluşmuştur. Çalışma alanı altındaki toprakların dikey profilleri alınarak belirlenen toprak horizonlarının genel tanımları aşağıda verilmiştir.



Şekil 3.3 Toprak profili (Altınbaş, 2000; Karadeniz, 2005)

Organik Horizonlar: Organik horizonlar organik kökenli maddelerin toprak yüzeyinde birikimleri sonucu oluşur. Bu horizonların temel kaynağını, orman, çayır ve kültüre edilmiş bitkilerin atık veya döküntüleri olan yaprak, dal, çiçek, meyve, sap, kök ve benzerleri ile kimi hayvansal atıklar oluşturur. Organik horizonlar organik kökenli maddelerin ayrışma derecelerine göre O1 (litter ya da ölü örtü tabakası) ve O2 (humus ve çürüntü tabakası) olarak tanımlanan 2 ana horizona ayrılır. Organik tabakalar, litter'in mikrobiyal bozunumu ve humik ve fulvik asitlerin varlığı nedeniyle kompleks organik kimyasallar içermektedir.

O1 veya O1 Horizonu: O1 horizonu toprak yüzeyinde veya O2 horizonu üzerinde veya toprağın inorganik bölümünü oluşturan A horizonu üzerinde bulunur. Bu organik horizon henüz ayrılmamış yaprak, dal, polen, meyve vb. ile diğer organik kökenli artıkları içerdiğinden bazen bu horizon O1 (litter- ölü örtü) tabakası olarak da tanımlanır.

O2 veya Oh Horizonu: Bu horizon humus tabakası olarak da tanımlanır. O2 horizonu, O1 horizonunun altında ve ona nazaran aşınmış ve yoğun ayrılmış organik maddeyi içermesiyle ayrılır ve bunun sonucu olarak daha koyu esmer veya siyah bir renk içerir ve genellikle A horizonu üzerinde yer alır (Altınbaş, 2000).

Mineral Horizonlar: Organik horizonların altında uzanan, değişik niceliklerde organik madde ile karışmış bu tabakaların temelini inorganik maddeler oluşturmaktadır. İnorganik horizonlar, oluşum derecelerine ve özelliklerine göre birçok tabaka içerirler. Bunlar temel olarak, A, E, B, C, R horizonlarından ibarettir.

A Horizonu: Kendisinden sonra gelen diğer inorganik horizonlara nazaran organik maddece zengin ve koyu esmer renktedir. Temelde ısı, sıcaklık, rutubet vb. çevresel koşullardan doğrudan etkilendiğinden mikroorganizma becerilerinin çok yoğun olduğu ve granüler yapı içeren inorganik bir horizondur. Topraklarda ana özdek üzerinde oluşan ilk tabakadır ve genellikle toprak yüzeyi veya yüzeye yakın yerlerde rastlanır. Organik madde birikim horizondur. Bu horizon kimi zaman kil, demir veya alüminyum kaybederken, kum veya mil taneleri iriliğindeki kuvars veya

diğer dayanıklı minerallerin içeriği yoğunlaşır. A horizonu A1, E, A3 vb. alt horizonlara ayrılır.

A1 Horizonu: İnorganik horizonların ilk basamağını oluşturur ve bu horizon organik maddenin yoğun içeriğinden dolayı koyu esmer veya siyahtır. Topraklardaki küçük canlıların barınak yeri bu horizontur. A1 horizonu A11, A12, A13, A14, A15 vb. daha alt horizonlara ayrılır.

B Horizonu: Genellikle A horizonu altında ve C, G, veya R horizonları üzerinde bulunan inorganik horizontur. B horizonu birikim horizontur, bu horizon gerek sulama ve gerekse yağışlarla mekaniksel taşınma sonucu toprak yüzeyinden taşınan kimi maddelerin bu tabakada birikimi ile oluşmuştur. B horizonunun içerdiği kil mineralleri yıkanmalar veya bu horizontdaki başkalaşımmlarla oluşur. B horizonunda organik maddelerin toprak yüzeyinden (A horizonu) yıkanarak ayrı veya bir arada birikimi söz konusu olabilir.

C Horizonu: C Horizonu toprağı oluşturan ana özdek olarak tanımlanır ve bu genellikle fiziksel olarak aşınmış bir ana kayadır. Her ne kadar alttaki ana kayanın bir aşınma ürünü ise de kendine özgü birçok fiziksel, kimyasal, minerolojik vb. özelliklerle alttaki kayadan ayrılır (Altınbaş, 2000).

3.3 Toprak Örneklerinde ¹³⁷Cs Radyonüklit Analizi

3.3.1 Örnekleme Yöntemi

Toprak örnekleme için, çalışma alanı içinde insan ve hayvan aktivitelerinin olmadığı, karayolundan nispeten uzakta bulunan noktalarda çalışılmıştır. Örnekleme sırasında, eğimsiz, taşsız ve kayalık olmayan bölgeler seçilmiştir. Ayrıca, örnekleme noktalarının domuz gibi yaban hayvanları tarafından eşelenmemiş, rüzgâr veya yağmur sebebiyle aşırı ölü örtü toplanmamış olmasına da dikkat edilmiştir.

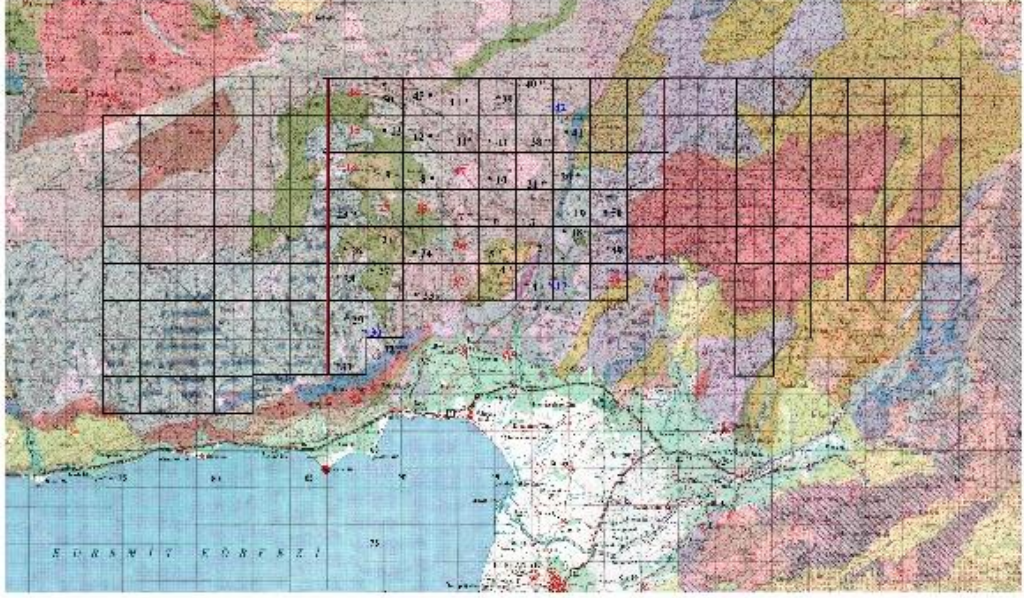


Şekil 3.4 Toprak profili açma kasası ve örnekleme.

Toprakta organik tabaka; ölü örtü, çürüntü ve humus tabakalarından oluşmaktadır. 50 cm × 50 cm boyutlarında çelik sacdan yapılmış özel bir toprak profili açma kasası örnek alınacak yere çekiç yardımıyla oturtulmuştur (Şekil 3.4). Burada diri örtü olarak bilinen canlı ot, çalı veya ağaç fidanı materyali dikkatli bir şekilde temizlenerek önce ölü örtü (O_L) kontaminasyona yol açmayacak şekilde polietilen poşetlere kürek yardımıyla doldurulmuştur. Ölü örtü tabakası alındıktan sonra çürüntü tabakasını örnekleme için henüz humuslaşmanın tamamlanmadığı ancak bitkinin hangi organı veya parçası olduğu belirlenemeyen materyal aranmıştır. Humus tabakası ise siyahlaşmış ve iyice ufalanmış bitki dokularının ayırt edilemediği materyalden toplanmıştır. Bu amaçla imal edilen çelik kasanın içindeki ölü örtünün altındaki materyal küçük çapa ve küçük kürekle hassas bir şekilde hafifçe kazılarak örnekler toplanmıştır. Ölü örtü, çürüntü ve humus tabakası olarak organik tabakaların kalınlıkları 30 cm' lik cetvel ile mm hassasiyetinde ölçülerek kayıt edilmiştir.

Ege ve Akdeniz bölgelerinde orman ekosistemlerindeki ölü örtünün ayrışma hızı daha nemli ve daha az güneş alan bölgelerle kıyaslandığında daha yüksek olup humus formları genellikle mul ve çürüntülü mul tipi humustur. Bu yüzden ormanda toprak örnekleme çukurunda çürüntü ve humus tabakasını birbirinden ayırt etmek imkânsızdır. Bu amaçla çürüntü ve humus materyali birlikte alınmıştır. Alınan ölü örtü, çürüntü, humus ve toprak (sadece A horizonu) örneklerinin tamamı sahada örnekleme esnasında etiketlenerek polietilen poşetlere konmuştur. Ayrıca saha ile ilgili GPS (Global Position System) yardımı ile alınan koordinat verileri (coğrafi mevki bilgileri), rakım ve saha ile ilgili bakı, meşcere tipi vb. diğer bilgiler kayıt edilmiştir.

Kaz dağları'nda örnekleme noktalarında (Şekil 3.5) daha önce söz edilen koordinatlar, denizden yükseklik, meşcere tipi, toprak horizonlarının kalınlıkları vb. bilgiler aşağıda detaylı bir şekilde gösterilmiştir.



Şekil 3.5 2 km x 2 km karelağı yapılan çalışma alanına ait Edremit haritası

- * Ulaşılamayan istasyonlar
- * Örnek alınan istasyonlar
- * Tam kareye girilemeyip yaklaşık konumdan alınan örnekler

Örnek Alınan İstasyon Verileri

İstasyon 1:

Yükseklik: 360 m

Koordinatlar: 35 S 0496271 ; UTM 4388993

Saha Tarihi: Toprak sığ ve taşlı. Ölü örtü ayrışması çok yavaş. Kızılcım ormanı. Alt tabakada saçlı meşe ve tespih çalısı. Orman müdahale görmemiş.

İstasyon 2:

Yükseklik: 448 m

Koordinatlar: 35 S 0496789 ; UTM 4390793

Saha Tarifi: Kızılcım ormanı. Alt tabakada mazi meşesi , laden ve melengiç. Sahada ana kaya muhtemelen kalker. Taşlılık çok fazla. Toprak çok sığ. Ormanda bol miktarda kesik ağaç artıkları (kalın dallar ve iğneler) mevcut. Saha kuzey-kuzeydoğu bakı. Toprak kırmızımsı kahverengi.

İstasyon 3:

Yükseklik: 493 m

Koordinatlar: 35 S 0496177 ; UTM 4392182

Saha Tarifi: Arazi çok eğimli. Kapalı bir orman. Alt tabakada saçlı meşe ağaçları mevcut. Kızılcım ormanı. Toprak kahverengi. Orta seviyede taşlılık var. Ormanda bol miktarda devrik ölü ağaç enkazı mevcut. Saha yaklaşık doğu bakı.

İstasyon 4:

Yükseklik: 611 m

Koordinatlar: 35 S 0495968 ; UTM 4389890

Saha Tarifi: Saha güney bakı. Arazi eğimli. Yaşlı kızılcım meşceresi. Alt tabakada saçlı meşe, tespih çalısı mevcut. Yüzeyde ana kaya parçaları var. Sahada bol miktarda kuru dal, kuru gövde ve ağaç kütükleri mevcut. Toprak sığ ve kahverengi.

İstasyon 5:

Yükseklik: 770 m

Koordinatlar: 35 S 0495059 ; UTM 4390273

Saha Tarifi: Yaşlı karaçam ormanı. Bol miktarda devrik ölü kuru karaçam ağaç dalları ile birlikte ağaç gövdeleri mevcut. Saha nispeten düz ve batı-kuzeybatı bakı. Alt tabakada saçlı meşe, tespih çalısı, eğrelti otu, böğürtlen ve az miktarda diğer otlar mevcut. Yer yer sık orman. Toprak kahverengi, nemli ve az taşlı.

İstasyon 6:

Yükseklik: 1161 m

Koordinatlar: 35 S 0494109 ; UTM 4392305

Saha Tarifi: Yaşlı karaçam ormanı. Alt tabakada bol miktarda eğrelti otu, yer yer yeni karaçamlar mevcut. Fermente katman ve ölü örtü çok kalın ancak arazi domuzlar tarafından eşelenmiş. Bol miktarda kuru kalın dal ve ölü örtü mevcut.

Saha doğu bakı ve hafif eğimli. Taşlılık az miktarda. Tipik karaçam ormanı. Toprak esmer kahverengi ve derin.

İstasyon 7:

Yükseklik: 1277 m

Koordinatlar: 35 S 0493566 ; UTM 4392307

Saha Tarihi: Yaşlı karaçam orman. Çok eğimli arazi. Yolun sol üst tarafı kuru dere yakın yamacı. Ölü örtü birikmesi çok fazla. Domuzlar sahanın büyük miktarda bölümünü eşelemiş. Çalı katında saçlı meşe, karaçam ve bol miktarda eğrelti otu, böğürtlen mevcut. Toprak kahverengi ve derin. Nemli yetişme ortamı.

İstasyon 8:

Yükseklik: 1289 m

Koordinatlar: 35 S 0491609 ; UTM 4394401

Saha Tarihi: Yaşlı karaçam meşceresi. Çok miktarda ölü ağaç gövdesi ve dalları mevcuttur. Ölü örtü kalın ve domuzlar tarafından eşelenmiş. Alt tabakada titrek kavak. Eğrelti otu bol miktarda mevcuttur. Sahanın bazı yerlerinde buğdaygil otları, böğürtlen mevcut. Yetişme ortamı nemli. Toprak derin ve siyahımsı kahverengi. Çok dik bir arazi. Sarıkız mevkiine çıkarken yolun alt tarafı.

İstasyon 9:

Yükseklik: 1485 m

Koordinatlar: 35 S 0490019 ; UTM 4395727

Saha Tarihi: Çok nemli yetişme ortamı. Eğimli arazi. Yolun alt tarafı. Yaşlı karaçam ormanı. Alt tabakada genç karaçamlar ve eğrelti otları mevcut. Ayrıca bol miktarda buğdaygil çayır otu ve böğürtlen çalısı mevcut. Toprak çok koyu kahverengi ve derin. Taşlılık az miktarda. Sahadaki ölü örtü domuzlar tarafından eşelenmiş.

İstasyon 10:

Yükseklik: 721 m

Koordinatlar: 35 S 0494448 ; UTM 4394527

Saha Tarifi: Karaçam-meşe karışık ormanı. Karaçamlar yaşlı. Meşeler baltalık sürgününden gelişme. Alt tabakada saçlı meşe ve tek tük muhtelif otlar mevcut. Saha aşırı taşlı. Yüzeyde 10 cm çapından büyük taşlar bol miktarda mevcut. Toprak koyu kahverengi. Nemli yetişme ortamı. Ayrıca alt tabakada kestane ağaçları da mevcut.

İstasyon 11:

Yükseklik: 1015 m

Koordinatlar: 35 S 0493236 ; UTM 4396527

Saha Tarifi: İnce direkli ve sıklık çağındaki karaçamlarla beraber yaşlı karaçamların olduğu bir saha. Alt tabakada akça ağaç, saçlı meşe, böğürtlen, çayır bitkileri ve muhtelif otlar mevcut. Dik eğimli arazi, domuzlar tarafından eşelenmiş. Saha doğu-kuzeydoğu bakı.

İstasyon 12:

Yükseklik: 1169 m

Koordinatlar: 35 S 0491377 ; UTM 4397019

Saha Tarifi: Orman yaşlı karaçam ormanı. Alt tabakada titrek kavak, böğürtlen bulunmaktadır. Ormandaki boşluklarda genç karaçam fidanları ve titrek kavaklar mevcut. Ot tabakasında çayır ve eğrelti bulunmaktadır. Ölü örtü kalın ve zengin. Nemli bir yetişme ortamı. Saha kuzeybatı bakı. Dik eğimli arazi.

İstasyon 13:

Yükseklik: 1194 m

Koordinatlar: 35 S 0489120 ; UTM 4397448

Saha Tarifi: Karaçam ve Kazdağı göknarı karışık ormanı. Meşcere muhtelif yaşlarda. Taban arazi dere kenarına yakın. Arazi çok nemli yetişme ortamı. Etrafta çayır otları ve böğürtlen çalısı mevcut. Toprak kahverengi ve derin. Alt tabaka da titrek kavaklar mevcut.

İstasyon 17:

Yükseklik: 169 m

Koordinatlar: 35 S 0497439 ; UTM 4389966

O_F-OH Alnamamasının Sebebi: Çürüntü ve humus tabakası yok denecek kadar incedir. Yer yer bu tabakalara rastlanmasına rağmen örnekleme yapacak miktarda materyal temin edilememiştir.

Saha Tanımı: Kızılçam ormanı. Alt tabakadaki türler; mazı meşesi, tespih çalısı, tek tük çayır bitkisi. Yetiştirme ortamı nemli. Eğimli yamaç. Toprak açık kahverengi ve nemli. Ölü örtü kalın değil ve domuzlar eşelemiş. Toprak alt tabakalar doğru taşlılık artıyor.

İstasyon 18:

Yükseklik: 316 m

Koordinatlar: 35 S 0498223 ; UTM 4391987

Saha Tanımı: Kızılçamlar yaşlı. Kızılağaçlar boylu. Kirse alanı çıkarken yolun solu, derenin karşısı. Alt tabakada kızılçam, çınar, saçlı meşe, kızıl ağaç, tespih çalısı mevcut.

İstasyon 19:

Yükseklik: 553 m

Koordinatlar: 35 S 0498497 ; UTM 4392765

Saha Tanımı: Karaçam kızılçam karışık ormanı. Yaşlı bir meşcere. Alt tabakada saçlı meşe, yer yer çayır bitkileri, yoğun liken mevcut. Ölü örtü kalınlığı iyi. Domuzlar tarafından eşelenmiş. Piknik alanı olarak kullanılan çeşmeye 200 metre uzaklıkta. Yamaçta bakı doğu. Toprak açık kahverengi ve orta derinlikte. Yüzeyde taşlılık az. Derinlere inildikçe taşlılık artıyor. Nemli bir toprak örtüsü var.

İstasyon 20:

Yükseklik: 480 m

Koordinatlar: 35 S 0499437 ; UTM 4394467

Saha Tarifi: Saf karaçam ormanı. Alt tabakada orman sarmaşığı, eğrelti otu, çayır bitkileri, yabancı erik mevcut. Az eğimli bir arazi. Toprak açık kahverengi, az taşlı ve nemli.

İstasyon 21:

Yükseklik: 688 m

Koordinatlar: 35 S 0497333 ; UTM 4394099

Saha Tarifi: Meşe ormanı. Eski baltalık. Saf saçlı meşe. Alt katman az miktarda muhtelif otlar mevcut. Toprak nemli. Ölü örtü yeterli. Ayrışma hızı yüksek. Eğim çok dik. Saha güney güneydoğu bakı.

İstasyon 22:

Yükseklik: 1313 m

Koordinatlar: 35 S 0491322 ; UTM 4392354

Saha Tarifi: Ağaçlık çağında karaçam meşçeresi. Tek tük saçlı meşe var. Alt tabakada eğrelti, çayır bitkileri, böğürtlen mevcut. Çok dik yamaç ortası ve sık kapalı orman. Saha güney bakı. Bol miktarda kuru ağaç enkazı var. Toprak nemli kalın, koyu kahverengi. Taşlılık mevcut.

İstasyon 23:

Yükseklik: 1477 m

Koordinatlar: 35 S 0487972 ; UTM 4392940

Saha Tarifi: Sarıkızdan Çamlıbel'e inerken yolun sol alt tarafı. Dikim yoluyla oluşmuş karaçam ormanı. Orman ilk aralama (sıklık) çalışması yapılmış. Alt ve üst tabakada yer yer titrek kavak ağaçları bulunmaktadır.

İstasyon 24:

Yükseklik: 1369 m

Koordinatlar: 35 S 0488369 ; UTM 4391315

Saha Tarifi: Yaşlı karaçam, saçlı meşe karışık ormanı. Alt tabakada bol miktarda çayır bitkisi ve eğretiler mevcut. Böğürtlen ve yabancı nane de bulunmakta. Toprak çok nemli, siyahımsı kahverengi. Aşırı taşlılık mevcut. Çok çok dik yamaç.

İstasyon 26:

Yükseklik: 1154 m

Koordinatlar: 35 S 0486843 ; UTM 4390433

Saha Tarifi: Dikim yoluyla oluşmuş yaklaşık 30 yaşında karaçam meşceresi. Geçen yıl aralama (sıklık) bakımı yapılmış. Zeminde kesim artıkları (kalın dallar) mevcut. Ölü örtü çok kalın, domuzlar tarafından eşelenmiş. Alt tabakada akça ağaç ve yaban eriği mevcut. Eğrelti ve böğürtlen mevcut. Toprak kahverengi ve derin. Nemlilik çok fazla. Saha orta eğimli ve güney bakı.

İstasyon 27:

Yükseklik: 1065 m

Koordinatlar: 35 S 0488073 ; UTM 4390093

Saha Tarifi: Doğal muhtelif yaşlı meşe ile karışık karaçam meşceresi. Alt tabakada saçlı meşe, zeminde eğrelti otları mevcut. Toprak koyu kahverengi ve çok taşlı. Ölü örtü zengin. Eğim çok dik.

İstasyon 28:

Yükseklik: 985 m

Koordinatlar: 35 S 0488542 ; UTM 4389046

Saha Tarifi: Yaşlı karaçam ormanı. Dik meyilli arazi. Ölü örtü kalınlığı fazla. Toprak açık kahverengi. Alt tabakada eğrelti otları ve böğürtlen mevcut. Saha batı bakı.

İstasyon 29:

Yükseklik: 817 m

Koordinatlar: 35 S 0488737 ; UTM 4387243

Saha Tarifi: Meşe baltalık ormanı. 20 yaş üstü ağaçlar. Kızılçamla karışık saçlı meşe ormanı. Alt tabakada çayır bitkileri böğürtlen ve papatya, muhtelif otlar. Eğim orta seviyede. Taşlılık fazla. Toprak kahverengi. Derine doğru inildikçe taşlılık artıyor.

İstasyon 30:

Yükseklik: 695 m

Koordinatlar: 35 S 0488014 ; UTM 4386338

Saha Tanımı: Kızılçam ormanı. Alt tabakada saçlı meşe, laden ve sumak bulunuyor. Çayır bitkileri ve muhtelif otlar mevcut. Çok dik bir arazi. Saha güneybatı bakı. Toprak çok taşlı, kırmızımsı kahverengi ve nemli.

İstasyon 31:

Yükseklik: 332 m

Koordinatlar: 35 S 0488461 ; UTM 4384713

Saha Tanımı: Kızılçam ormanı. Eğim dik. Taşlılık çok fazla. B horizonu teşekkülü var. A horizonu grimsi kahverengi. B horizonu kırmızımsı kahverengi. Alt tabakada genç kızılçamlar, mazı meşesi, tek tük çayır otları, İzmir kekiği ve ahlat mevcuttur.

İstasyon 32:

Yükseklik: 409 m

Koordinatlar: 35 S 0487673 ; UTM 4384510

O_F-O_H Alınmamasının Sebebi: Ölü örtü çok kalın. Humus ve çürüntü tabakası çok ince. Örnek alınamadı.

Saha Tanımı: Saf kızılçam ormanı. Ağaçlık çağında. Muhtelif yaşlı bir meşcere. Alt tabakada mazı meşesi, delice, tespih çalısı, çayır otları, süpürge çalısı ve laden mevcut.

İstasyon 33:

Yükseklik: 375 m

Koordinatlar: 35 S 0490797 ; UTM 4386808

Saha Tanımı: Yaşlı kızılçam meşceresi. Alt tabakadaki boşluklarda yer yer kızılçam, süpürge otu, laden, tespih çalısı, İzmir kekiği mevcut. Toprak aşırı taşlı ve açık kahverengi. Domuzlar tarafından eşelenmiş. Orta nemli. Dik eğimli arazi.

İstasyon 34:

Yükseklik: 445 m

Koordinatlar: 35 S 0490550; UTM 43388050

Saha Tarifi: Muhtelif yaşlı kızılçam meşçeresi. Alt tabakada genç kızılçamların yanında laden, saçlı meşe, tespih çalısı, nadir çayır otları mevcut. Saha çok dik ve çok taşlı. Toprak nemli ve açık kahverengi.

İstasyon 38:

Yükseklik: 835 m

Koordinatlar: 35 S 0487660 ; UTM 4396663

Saha Tarifi: Yaşlı karaçam ormanı. Alt tabakada kayın, akça ağaç, saçlı meşe, eğrelti ve çayır bitkileri, böğürtlen, yabani nohut, ve adi orman sarmaşığı mevcut. Arazi dik eğimli ve aşırı taşlı. Toprak nemli ve siyahımsı kahverengi. Ölü örtü kalın. Domuzlar tarafından eşelenmiş. Saha güney bakı.

İstasyon 39:

Yükseklik: 1072 m

Koordinatlar: 35 S 0495761 ; UTM 4398993

Saha Tarifi: Karaçam kayın karışık ormanı. Alt tabakada yer yer genç kayınlar bulunmaktadır. Toprak vejetasyonu; eğrelti otları ve kayın fidanları. Toprak çok nemli ve derin. Taşlılık çok fazla ve siyahımsı kahverengi. Taşbaşı ve Şahmelik yol ayrımı. Saha güneydoğu bakı.

İstasyon 40:

Yükseklik: 1052 m

Koordinatlar: 35 S 0496168 ; UTM 4399048

Saha Tarifi: Kayın karaçam karışık ormanı. Muhtelif yaşlı. Alt tabakada kayın fidanları ve eğrelti otları, az miktarda çayır bitkileri mevcut. Toprak üzerinde fazla miktarda kozalak bulunmakta. Toprak siyahımsı kahverengi ve çok nemli. Saha güneybatı bakı ve çok dik eğimli.

İstasyon 41:

Yükseklik: 1153 m

Koordinatlar: 35 S 0498536 ; UTM 4397493

Saha Tarihi: Karaçam Göknar karışık ormanı. Alt tabakada kayın-göknar, meşe bulunmaktadır. Toprak yüzeyinde bol miktarda eğrelti, böğürtlen, çayır bitkisi ve muhtelif otlar mevcut. Saha doğu bakı. Toprak esmer kahverengi. Toprak yüzeyi yer yer dikenlerle kaplı.

İstasyon 42:

Yükseklik: 1158 m

Koordinatlar: 35 S 0497753 ; UTM 4398283

Saha Tarihi: Karaçam Kayın karışık ormanı. Yaşlı kayın ağacı yanı. Alt tabakada bol miktarda eğrelti ve böğürtlen mevcut. Nemli yetişme ortamı ve dik arazi. Saha güney bakı. Toprak koyu kahverengi, çok nemli ve derin.

İstasyon 43:

Yükseklik: 1349 m

Koordinatlar: 35 S 0494892 ; UTM 4397787

Saha Tarihi: Saf karaçam ormanı. Yer yer açıklıklar var. Aşırı taşlı ve toprak üzerinde bol miktarda ölü ağaç kalıntıları var. Alt tabakada eğrelti, çayır otları, böğürtlen mevcut. Toprak rengi siyahımsı kahverengi. Toprak nemli fakat çok derin değil. Düz bir arazi ve bakı yok.

İstasyon 44:

Yükseklik: 1295 m

Koordinatlar: 35 S 0493356 ; UTM 4398957

Saha Tarihi: Yaşlı karaçam meşçeresi. Alt tabakada kayın ağaçları mevcut, nadir göknar ağaçları bulunmakta. Ot katmanında eğrelti ve böğürtlen mevcut. Toprak koyu kahverengi ve nemli. Arazi düz.

İstasyon 45:

Yükseklik: 1248 m

Koordinatlar: 35 S 0491438 ; UTM 4399195

Saha Tarihi: Beyınarı mevki. Yaşlı karaçam ormanı. Eğim çok az. Saha doğu bakı. Alt tabakada eğreltiler mevcut. Toprak koyu kahverengi ve sığ.

İstasyon 46:

Yükseklik: 424 m

Koordinatlar: 35 S 0500478 ; UTM 4388379

Saha Tarihi: Yaşlı kızılçam ormanı. Alt tabakada tek tük genç kızılçam fidanları, laden, İzmir kekiği mevcut. Toprak sert ve çok taşlı. Açık kahve-boz renkli. Arazi çok dik eğimli. Yer yer büyük kayalar mevcut ve arazi çok taşlı.

İstasyon 49:

Yükseklik: 464 m

Koordinatlar: 35 S 0500665 ; UTM 4390572

Saha Tarihi: Yaşlı aralama yapılmış kızılçam ormanı. Alt tabakada saçlı meşe, laden mevcut. Arazi çok çok dik. Toprak kırmızımsı kahverengi. Taşlılık çok fazla. Saha batı bakı.

İstasyon 50:

Yükseklik: 371 m

Koordinatlar: 35 S 0500779 ; UTM 4391795

Saha Tarihi: Aralama görmüş yaşlı kızılçam ormanı. Alt tabakada saçlı meşe. Çalı olarak laden, çitlembik mevcut. Ot katmanında yer yer İzmir kekiği ve muhtelif otlar mevcut. Saha güney bakı. Dik eğimli bir arazi. Toprak kahve-kırmızımsı kahverengi. Taşlılık fazla. Az miktarda üretim artıkları mevcut.

3.3.2 Örnek Hazırlama

Araziden alınan toprak örnekleri açık havada birkaç gün bırakıldıktan sonra etüvde 70 °C' de sabit ağırlığa varıncaya kadar (24-48 saat) kurutulmuş büyük taş

parçaları elle ayıklanmış, 2 mm' lik elekten geçirilmiş, yaş ve kuru ağırlıkları kaydedilmiş ve 1 Litre' lik Marinelli Beaker kaplara yerleştirilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6 Gama spektroskopik ölçümler için hazırlanan toprak örneği

3.3.3 Gama Spektrometre Sistemiyle Radyonüklit Analizi

Gama spektroskopisi günümüzde çok çeşitli analiz işlemlerinde başarıyla ve çoğu zaman diğer analitik yöntemlere, hatta bazen diğer nükleer analiz yöntemlerine dahi tercih edilerek kullanılmaktadır. Bu analiz tekniğinin en önemli özellikleri şu şekilde özetlenebilir (Yener ve Yaprak, 1988):

- (i) Gama spektroskopisi bir örneğin içinde bulunan radyoaktif atomların yayınladığı gama ışınlarını enerjilerine göre ayırarak dedeksiyon esasına dayanır ve örneklerin hiçbir işleme tabi tutulmadan yani bozulmadan analizi mümkün olur.
- (ii) Gama ışınları yüksek enerjili elektromagnetik dalga olduğundan madde içinden geçerken şiddetlerinin azalması çok az olur, dolayısıyla örnek içindeki self-absorbsiyon ihmal edilecek kadar önemsizdir. Bu nedenle sayım istatistiğinin iyi olması ve analiz süresinin kısaltılması amacıyla örnek miktarı büyük tutulabilir.

- (iii) Bir ölçümle, bir örnek içinde bulunan birçok elemente ait gama verici izotoplar aynı anda gözlemlenebilir.

Bir gama spektrumunda bir fotopikin altındaki alan, gama dedektörünün o enerjide algıladığı gama ışını sayısına eşittir ve bu sayı örnek içinde, o enerjide gama ışını veren radyoaktif atom sayısı ile orantılıdır. Fotopikin altındaki sayıdan, sistemin geometri faktörü, dedektörün seçilen gama enerjisindeki verimi, spektrometrenin ölü zamanı, gamanın çekirdekten çıkış intensitesi gibi faktörler dikkate alınarak ve uygun standartlar kullanılarak örnekteki aktivite ve radyoaktif atom sayısı bulunur.

Bir örnek veya standarda ait spektrumda, seçilen gama piki altındaki alan örnek veya standarttaki o gamayı veren radyoaktif atom sayısı ile orantılıdır. Aynı şartlarda alınan örnek ve standart spektrumlardaki pik alanlarının karşılaştırılması suretiyle örnek içindeki radyoizotop konsantrasyonuna geçilir.

3.3.3.1 Çalışmada Kullanılan Gama Spektrometre Sistemi

Toprak örneklerindeki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu yüksek rezülasyona sahip HPGe gama ışını spektrometre sistemiyle ölçülmüştür (Şekil 3.7). Bu sistem aktif hacmi 197 cm^3 olan koaksiyel p-tipi HPGe (AMETEC-ORTEC GEM40P4) dedektör ve elektronik ekipmandan (ORTEC, Model 672 spektroskopi amplifikatörü ve ASPEC-927 model 16 K MCA) oluşmaktadır. HPGe dedektör, 3" x 3" silindirik NaI(Tl) dedektörüne göre %40 rölatif verime sahip olup enerji rezülasyonu ^{60}Co 'ın 1332,5 keV gama enerjisi için 1,85 keV ve ^{57}Co 'nin 122 keV gama enerjisi için 0,87 keV, pik-Compton oranı 64:1 ve çalışma voltajı 3500 V' tur. Dedektör kaçak akımları ve yük taşıyıcılarının mobilitelerini azaltmak için sıvı nitrojen sıcaklığında tutulmaktadır. Kozmik ve karasal orjinli fotonları zırlamak için dedektör 10 cm kalınlığında, %99,9 saflıkta silindirik kurşun zırh ile çevrelenmiş, zırhın çevresi 9,5 mm kalınlığında karbon-çelik alaşımıyla kaplanmıştır. Zırhın iç yüzeyi kurşunun karakteristik X-ışını radyasyonunu önlemek için 1,5 mm kalay ve 1,6 mm kalınlığında bakır tabaka ile kaplanmıştır. Gama Spektrum analizlerinde (pik tarama, enerji tayini, veri toplama ve depolama) Maestro-32 çok kanallı analizör yazılım programı kullanılmıştır.



Şeki.3.7 Çalışmada kullanılan gama spektrometre sistemi

3.3.3.2 Analitik Kalite Kontrolü

Mutlak aktivite ölçümleri, dedektör verimi ve geometri hesapları kullanılarak yapılmaktadır. Fakat doğal örneklerin düşük spesifik aktiviteleri nedeni ile çoğunlukla, maksimum sayım hızı için büyük hacimli örnek ve yakın sayım geometrisi tercih edildiğinden geometri ve verim hesaplarında temel fiziksel parametrelerin tam olarak bilinmesi güçleşmektedir. Bu nedenle ilgili geometri için mutlak aktivite ölçümleri yerine sertifikalı standartların kullanıldığı rölatif ölçümleri ele almak daha doğru bir yaklaşım olmaktadır (Yaprak, 1995).

Çalışmada kullanılan Gama Spektrometre Sisteminin enerji kalibrasyonunda 0-3000 keV enerji aralığında ^{60}Co ve ^{137}Cs standart nokta kaynakları (PASCO) kullanılmıştır. Sistemin analitik kalite kontrolü IAEA (International Atomic Energy Agency) kaynaklı toprak referans materyali ile yapılmıştır. Buna göre, IAEA-375 referans materyali aktivitesi 354 Bq kg^{-1} olacak şekilde %99,9 saflıkta SiO_2 ile aşağıdaki bağıntı uyarınca seyreltilmiş, örneklerle benzer matris ve geometride (1 L Marinelli-Beaker) ^{137}Cs standardı hazırlanmıştır:

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2 \quad (3.1)$$

C_1 : Stok ^{137}Cs standardının aktivite konsantrasyonu (Bq kg^{-1})

C_2 : Hazırlanan ^{137}Cs standardının aktivite konsantrasyonu (Bq kg^{-1})

V_1 : Stok ^{137}Cs standardından alınması gereken miktar (g veya litre)

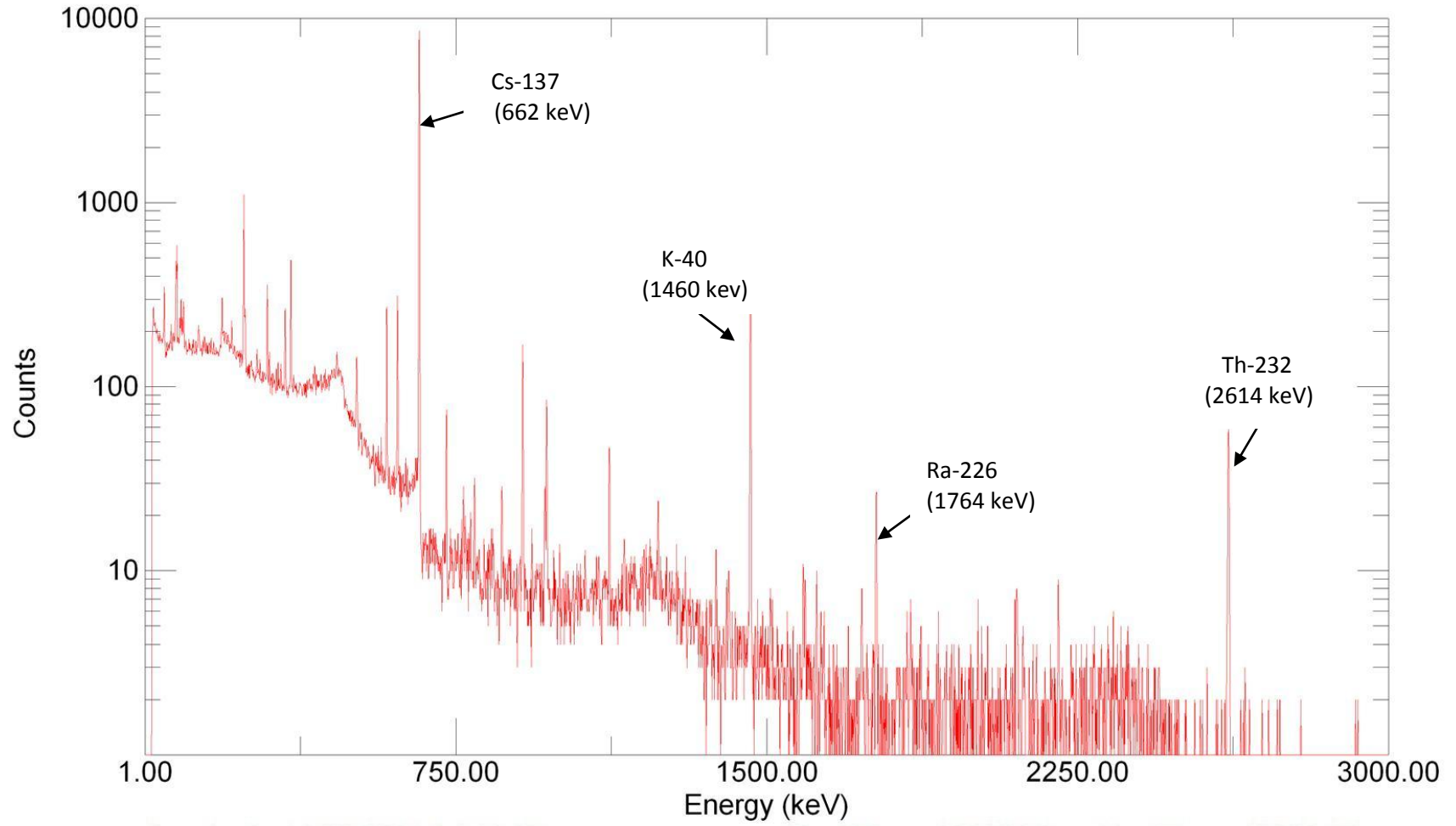
V_2 : Hazırlanan ^{137}Cs standardının kütlesi veya hacmi (g veya litre)

3.3.3.3 Gama Spektrometre Sistemiyle ^{137}Cs Radyonüklitinin Analizi

Toprak örneklerinin gama spektrumları, radyometrik sayım hatası %10 dan (1σ) küçük olacak şekilde 10000 s - 20000 s için alınmıştır (Şekil 3.8). Dedektör çevresindeki doğal radyonüklitlerden kaynaklanan art ortam düzeyini belirlemek için, boş Marinelli kabı kullanılmıştır. Hafta sonu boyunca (100000 s) alınan art ortam ölçümleri, ^{137}Cs radyonüklitin net pik alanından çıkartılmıştır.

Cs-137 aktivitesi 661,6 keV lik gama enerjisi kullanılarak saptanmıştır. İstatistiksel hatalar sadece sayım hatalarını içermektedir. Minumum dedekte edilebilen aktiviteler (MDA) Curie (1968) kriterleri kullanılarak, $\frac{2.71 + 3.29\sqrt{BG}}{K}$

eşitliği uyarınca hesaplanmıştır. Buna göre 10000 s ve 20000 s lik sayım süreleri için, ^{137}Cs MDA değerleri; $0,05 \text{ Bq kg}^{-1}$ ve $0,03 \text{ Bq kg}^{-1}$ olarak saptanmıştır. Toprak örneklerinin ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarına, örnekleme ve ölçüm tarihleri dikkate alınarak radyoaktif bozunum düzeltilmesi yapılmıştır.



Şekil 3.8 3. bölgeden örneklenen toprak örneğinin 10000 s süre ile alınan gama spektrumu

BÖLÜM DÖRT

DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA

Edremit-Kazdağları orman alanlarında gerçekleştirilen bu çalışma kapsamında, ^{137}Cs radyonüklitinin orman topraklarındaki aktivite konsantrasyonu/yüzeysel depozisyonu ve bu radyonüklitten kaynaklanan karasal gama doz hızı incelenmiştir.

4.1 Toprak Örneklerinin ^{137}Cs Aktivite Konsantrasyonu ve Yüzeysel Depozisyonu

Edremit orman alanlarına ait 41 bölgenin O_L , O_F+O_H ve A horizonlarından alınan toprak örneklerinde gama spektroskopik olarak saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları Tablo 4.1 de verilmiştir. Buna göre, çalışma alanında toprakların ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının; O_L horizonu için 13 Bq kg^{-1} ortalama ile $2 \text{ Bq kg}^{-1} - 36 \text{ Bq kg}^{-1}$ aralığında, O_F+O_H horizonu için 254 Bq kg^{-1} ortalama ile $23 \text{ Bq kg}^{-1} - 555 \text{ Bq kg}^{-1}$ aralığında, A horizonu için 50 Bq kg^{-1} ortalama ile $2 \text{ Bq kg}^{-1} - 185 \text{ Bq kg}^{-1}$ aralığında değiştiği görülmektedir. O_F+O_H horizonlarında gözlenen yüksek ^{137}Cs aktivite konsantrasyon içerikleri, Çernobil kazasından 25 yıl sonra bile ^{137}Cs radyonüklitinin organik horizonlarda tutulduğuna ve orman topraklarındaki dikey hareketinin çok yavaş olduğuna işaret etmektedir.

Zirai alanlarda gübreleme, işleme gibi aktiviteler nedeniyle toprağın yoğunluğu, fiziksel ve kimyasal özellikleri derinliğe göre homojen bir dağılım sergilemektedir. Herhangi bir insan aktivitesi bulunmayan orman topraklarında ise toprak derinlik ile yoğunluk, fiziksel ve kimyasal özellikler bakımından birbirinden belirgin olarak ayrılmış tabakalardan (horizonlar) oluşmuştur. Topraklarda radyonüklitlerin depozisyonu, hareketi ve bitki sistemlerine geçişi, toprak özelliklerine bağlı olduğu için, orman topraklarında radyonüklit aktivite konsantrasyonları da derinlik ile büyük değişim göstermektedir. Özellikle toprak horizonları arasındaki organik madde ve kil içeriğine bağlı yoğunluk farkı, radyonüklit aktivite konsantrasyon düzeylerini etkilemektedir. Toprak tabakalarında gözlenen bu kalınlık ve yoğunluk farkı nedeniyle ^{137}Cs aktiviteleri hem aktivite konsantrasyon (Bq kg^{-1}) hem de aktivite depozisyon (kBq m^{-2}) ifadeleriyle verilmiştir. Cs-137 aktivite depozisyonları, toprak horizonlarına ait kütle derinlikleri (kg m^{-2}) ve aktivite konsantrasyonları (Bq kg^{-1})

kullanılarak bulunmuştur. Her bir toprak horizonu için kütle derinlikleri, toprak yoğunluğu (kg m^{-3}) ile ilgili horizonun orta noktasının toprak yüzeyine olan mesafesinin çarpımından elde edilmiştir.

Çalışılan ormanlık alanlara ilişkin ^{137}Cs yüzey aktivite depozisyonlarının; O_L horizonu için $0,04 \text{ kBq m}^{-2}$ ortalama ile $0,01 \text{ kBq m}^{-2} - 0,25 \text{ kBq m}^{-2}$ aralığında, O_F+O_H horizonu için $3,03 \text{ kBq m}^{-2}$ ortalama ile $1,18 \text{ kBq m}^{-2} - 9,29 \text{ kBq m}^{-2}$ aralığında, A horizonu için $9,83 \text{ kBq m}^{-2}$ ortalama ile $0,58 \text{ kBq m}^{-2} - 28,42 \text{ kBq m}^{-2}$ aralığında değiştiği görülmektedir.

Her bir örnekleme noktasında tanımlanan derinlik katmanları (O_L , O_F+O_H ve A horizonları) boyunca ortalama aktivite konsantrasyonlar bulunurken, bu üç horizonun yoğunlukları hesaba katılmaktadır. Buna göre (Rühm ve ark., 1999; Karadeniz ve Yaprak, 2008 a; 2011 a), O_L , O_F+O_H ve A horizonları için ölçülen aktivite konsantrasyonlarının bu katmanlara karşılık gelen kütle derinlikleri üzerinden ağırlıklı ortalamaları alınmıştır. Dikey katmanlar boyunca yüzey aktivite depozisyonları, her bir horizon için ölçülen aktivite depozisyon verilerinin toplanması ile elde edilmiştir. Dikey katmanlar boyunca saptanan ortalama aktivite konsantrasyonlar ve yüzey aktivite depozisyonları Tablo 4.1' in 7. ve 8. sütunlarında verilmiştir. İlgili tablodan görüldüğü üzere, aktivite konsantrasyonları 177 Bq kg^{-1} ortalama ile $31 - 458 \text{ Bq kg}^{-1}$ aralığında, yüzey aktivite depozisyonları ise 15 kBq m^{-2} ortalama ile $2 - 39 \text{ kBq m}^{-2}$ aralığında saptanmıştır.

Tablo 4.1 Çalışılan alanların toprak örneklerinde saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları ve yüzey aktivite depozisyonları.

No	Yükseklik (m)	Horizon (cm)	Kütle Derinlik (kg m^{-2})	^{137}Cs (Bq kg^{-1})	^{137}Cs (kBq m^{-2})	Ortalama Aktivite Konsantrasyonu (Bq kg^{-1})	Yüzey Aktivite Depozisyonu (kBq m^{-2})
1	360	OL (0 - 2)	2	10±1	0,02±0,001	147±8	19±1
		OF+OH (2 - 5.5)	13	172±2	2,25±0,023		
		A (5.5 - 27.5)	140	122±1	17,19±0,16		
2	448	OL (0 - 1.5)	2	23±1	0,03±0,002	162±8	31±1
		OF+OH (1.5 - 4.5)	15	156±2	2,28±0,024		
		A (4.5 - 29.5)	154	185±1	28,42±0,20		
3	493	OL (0 - 3.5)	4	70±1	0,25±0,005	436±10	39±1
		OF+OH (3.5 - 8.5)	23	555±3	12,82±0,070		
		A (8.5 - 33.5)	196	132±1	25,91±0,21		
4	611	OL (0 - 2)	3	14±1	0,04±0,002	403±18	37±2
		OF+OH (2 - 6.5)	19	493±3	9,52±0,052		
		A (6.5 - 31.5)	165	167±1	27,56±0,20		
5	770	OL (0 - 2)	2	8±1	0,01±0,001	219±17	21±2
		OF+OH (2 - 5.5)	14	269±2	3,69±0,031		
		A (5.5 - 27.5)	178	98±1	17,44±0,16		
6	1161	OL (0 - 2.5)	3	21±1	0,06±0,002	129±5	20±1
		OF+OH (2.5 - 7.5)	45	167±2	7,43±0,050		
		A (7.5 - 32.5)	189	64±1	12,17±0,14		
7	1277	OL (0 - 2.5)	2	18±1	0,04±0,002	337±13	18±1
		OF+OH (2.5 - 6.5)	18	393±3	6,92±0,022		
		A (6.5 - 31.5)	186	59±1	10,91±0,10		
8	1289	OL (0 - 3)	4	12±1	0,04±0,002	195±9	25±1
		OF+OH (3 - 8.5)	27	240±2	6,35±0,043		
		A (8.5 - 28.5)	146	130±1	18,97±0,19		
9	1485	OL (0 - 2)	3	12±1	0,03±0,002	42±3	8±1
		OF+OH (2 - 6.5)	23	54±1	1,24±0,063		
		A (6.5 - 29.5)	186	34±1	6,23±0,08		
10	721	OL (0 - 2.5)	3	15±1	0,04±0,002	169±9	26±1
		OF+OH (2.5 - 7)	22	211±2	4,69±0,041		
		A (7 - 32)	208	103±1	21,44±0,19		
11	1015	OL (0 - 3)	4	15±1	0,05±0,002	458±36	10±1
		OF+OH (3 - 8)	18	478±4	8,46±0,051		
		A (8 - 30)	208	6±1	1,24±0,08		
12	1169	OL (0 - 3)	4	15±1	0,06±0,002	138±6	22±1
		OF+OH (3 - 9.5)	22	172±2	3,7±0,041		
		A (9.5 - 34.5)	197	95±1	18,7±0,19		
13	1194	OL (0 - 2.5)	3	7±1	0,02±0,002	213±23	37±4
		OF+OH (2.5 - 6.5)	22	249±2	5,43±0,051		
		A (6.5 - 33.5)	190	168±1	32,03±0,25		

Tablo 4.1 devam ediyor

No	Yükseklik (m)	Horizon (cm)	Kütle Derinlik (kg m ⁻²)	¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (kBq m ⁻²)	Ortalama Aktivite Konsantrasyonu (Bq kg ⁻¹)	Yüzey Aktivite Depozisyonu (kBq m ⁻²)
17	169	OL (0 - 2)	2	6±1	0,01±0,001	70±6	11±1
		A (2 - 24)	144	75±1	10,75±0,11		
18	316	OL (0 - 2.5)	3	2±1	0,01±0,001	41±7	12±2
		OF+OH (2.5 - 7)	20	23±1	0,45±0,016		
		A (7 - 28)	232	51±1	11,77±0,15		
19	553	OL (0 - 2.5)	2	3±1	0,01±0,001	224±27	11±1
		OF+OH (2.5 - 5.5)	14	256±2	3,69±0,03		
		A (5.5 - 25.5)	192	40±1	7,73±0,11		
20	480	OL (0 - 2.5)	3	4±1	0,01±0,001	61±7	18±1
		OF+OH (2.5 - 7)	28	56±1	1,59±0,026		
		A (7 - 31)	240	68±1	16,37±0,17		
21	688	OL (0 - 2.5)	3	32±1	0,09±0,002	256±9	12±1
		OF+OH (2.5 - 6)	22	300±2	6,72±0,049		
		A (6 - 30)	209	26±1	5,37±0,11		
22	1313	OL (0 - 5)	4	7±1	0,03±0,002	90±6	21±1
		OF+OH (5 - 10)	41	104±1	4,26±0,048		
		A (10 - 35)	218	78±1	16,92±0,18		
23	1477	OL (0 - 4.5)	5	13±1	0,07±0,003	236±11	17±1
		OF+OH (4.5 - 8.5)	32	276±2	8,88±0,061		
		A (8.5 - 32.5)	204	41±1	8,43±0,12		
24	1369	OL (0 - 3.5)	3	28±1	0,09±0,002	257±9	19±1
		OF+OH (3.5 - 7)	30	309±2	9,29±0,088		
		A (7 - 32)	201	45±1	9,13±0,13		
26	1154	OL (0 - 4.5)	4	7±1	0,03±0,003	99±7	16±1
		OF+OH (4.5 - 10)	75	121±1	9,1±0,064		
		A (10 - 33)	242	29±1	7,13±0,11		
27	1065	OL (0 - 4)	5	12±1	0,05±0,002	152±8	12±1
		OF+OH (4 - 8.5)	39	177±2	6,91±0,056		
		A (8.5 - 31.5)	227	20±1	4,58±0,09		
28	985	OL (0 - 5.5)	4	10±1	0,04±0,002	85±7	3±1
		OF+OH (5.5 - 10.5)	18	95±2	1,69±0,046		
		A (10.5 - 36.5)	284	3±1	0,95±0,08		
29	817	OL (0 - 3.5)	3	19±1	0,06±0,001	260±12	12±1
		OF+OH (3.5 - 6.5)	28	289±2	8,22±0,033		
		A (6.5 - 30.5)	238	16±1	3,7±0,09		
30	695	OL (0 - 4)	3	6±1	0,02±0,002	177±18	6±1
		OF+OH (4 - 8.5)	25	187±2	4,58±0,046		
		A (8.5 - 34.5)	285	5±1	1,44±0,08		

Tablo 4.1 devam ediyor

No	Yükseklik (m)	Horizon (cm)	Kütle Derinlik (kg m ⁻²)	¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (kBq m ⁻²)	Ortalama Aktivite Konsantrasyonu (Bq kg ⁻¹)	Yüzey Aktivite Depozisyonu (kBq m ⁻²)
31	332	OL (0 - 2.5)	2	5±1	0,01±0,001	144±13	11±1
		OF+OH (2.5 - 6)	22	175±1	3,93±0,033		
		A (6 - 20)	131	55±1	7,19±0,09		
32	409	OL (0 - 4.5)	4	36±1	0,13±0,003	31±1	2±1
		A (4.5 - 27.5)	197	9±1	1,85±0,06		
33	375	OL (0 - 4)	4	4±1	0,02±0,001	62±12	2±1
		OF+OH (4 - 7.5)	23	68±1	1,58±0,026		
		A (7.5 - 32.5)	283	2±1	0,53±0,09		
34	445	OL (0 - 3)	3	7±1	0,02±0,001	116±11	4±1
		OF+OH (3 - 6)	20	126±1	2,54±0,029		
		A (6 - 31)	248	5±1	1,21±0,08		
38	835	OL (0 - 2.5)	3	4±1	0,01±0,001	85±10	5±1
		OF+OH (2.5 - 5.5)	18	99±1	1,83±0,025		
		A (5.5 - 31.5)	196	17±1	3,29±0,09		
39	1072	OL (0 - 4.5)	4	7±1	0,02±0,002	179±15	10±1
		OF+OH (4.5 - 10)	25	201±2	4,99±0,051		
		A (10 - 36)	228	20±1	4,59±0,12		
40	1052	OL (0 - 3)	3	12±1	0,03±0,002	82±5	8±1
		OF+OH (3 - 8)	29	103±1	3±0,037		
		A (8 - 35)	217	22±1	4,69±0,11		
41	1153	OL (0 - 3.5)	4	5±1	0,02±0,001	242±21	15±1
		OF+OH (3.5 - 8)	24	274±2	6,45±0,052		
		A (8 - 35)	220	39±1	8,54±0,14		
42	1158	OL (0 - 2.5)	3	7±1	0,02±0,002	38±4	6±1
		OF+OH (2.5 - 6.5)	24	49±1	1,18±0,023		
		A (6.5 - 34.5)	244	20±1	4,83±0,11		
43	1349	OL (0 - 2)	2	26±1	0,06±0,002	183±8	9±1
		OF+OH (2 - 5.5)	26	216±2	5,67±0,023		
		A (5.5 - 27.5)	2	18±1	3,03±0,11		
44	1295	OL (0 - 2.5)	21	12±1	0,03±0,002	252±16	14±1
		OF+OH (2.5 - 8)	170	294±1	6,12±0,043		
		A (8 - 29)	3	47±1	8,07±0,08		
45	1248	OL (0 - 3)	2	6±1	0,02±0,002	182±19	8±1
		OF+OH (3 - 7)	178	204±2	4,49±0,044		
		A (7 - 26)	4	22±1	3,9±0,12		
46	424	OL (0 - 3)	18	2±1	0,01±0,002	57±13	5±1
		OF+OH (3 - 7.5)	280	67±1	1,21±0,022		
		A (7.5 - 36.5)	3	14±1	3,78±0,11		

Tablo 4.1 devam ediyor

No	Yükseklik (m)	Horizon (cm)	Kütle Derinlik (kg m ⁻²)	¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (kBq m ⁻²)	Ortalama Aktivite Konsantrasyonu (Bq kg ⁻¹)	Yüzey Aktivite Depozisyonu (kBq m ⁻²)
49	464	OL (0 - 3)	2	9±1	0,03±0,002	357±21	10±1
		OF+OH (3 - 7)	19	378±3	7,11±0,049		
		A (7 - 30)	215	14±1	3±0,07		
50	371	OL (0 - 2.5)	2	11±1	0,02±0,001	196±12	5±1
		OF+OH (2.5 - 7)	14	213±2	2,96±0,027		
		A (7 - 40)	274	8±1	2,11±0,04		

Önceki bölümlerde ifade edildiği gibi, Türkiye'deki çevresel radyoaktivite çalışmaları çoğunlukla bozulmamış alanlar, granit alanlar, sahiller, şehirler ve zirai alanlara odaklanmıştır. Oysa, doğal ve yarıdoğal ekosistemlerde, radyosezyumun toprakta kalma süresinin, diğer sistemler ile kıyaslandığında daha uzun olduğu birçok çalışmada ifade edilmiştir (Yoshida ve Muramatsu, 1998; Gaso ve ark., 1998). Tablo 4.2 de Türkiye'nin çeşitli bölgelerinde yapılan araştırmalardan derlenmiş ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyon verileri sunulmuştur. İlgili tablodan da görüleceği üzere, çalışılan orman alanlarındaki ortalama ¹³⁷Cs aktiviteleri diğer ekosistemlerdeki aktivitelerden yüksektir. Ayrıca, bu çalışmada saptanan ¹³⁷Cs yüzey aktivite depozisyonunun Küçük Menderes Havzası tarımsal alanlarında gözlenen ortalama 1,5 kBq m⁻² yüzey aktivite depozisyonundan 10 kat daha yüksek olduğu bulunmuştur (Yaprak ve ark., 2004).

Tablo 4.2 Türkiye'nin çeşitli bölgelerinde yapılan çevresel radyoaktivite çalışmaları (^a: bozulmamış, ^b: granit alanda kayaç, ^c: sahil kumu, ^d: şehir, ^e: granit alan, ^f: zirai, ^g: orman)

Bölge	¹³⁷ Cs Aktivite Konsantrasyonu (Bq kg ⁻¹)	Literatür
<i>Doğu Anadolu</i>		
Kars, Iğdır	7,00–52,0	Topçuoğlu ve ark., 2003
Şanlıurfa ^a	4,47–20,3	Bozkurt ve ark., 2007
<i>Akdeniz</i>		
Adana ^a	0,10–30,6	Degerlier ve ark., 2008
<i>Karadeniz</i>		
Kastamonu ^a	0,75–16,9	Kam ve Bozkurt, 2007
Rize	19,0 – 232	Kurnaz ve ark., 2007
<i>Marmara</i>		
İstanbul ^a	1,76–50,5	Karahan ve Bayulken, 2000
Çanakkale ^a	0,37–36,0	Merdanoğlu ve Altınsoy, 2006
Çanakkale ^b	0,11–50,5	Örgün ve ark., 2007
Çanakkale ^c	0,60–5,90	Örgün ve ark., 2007
Kocaeli ^d	2,00–25,0	Karakelle ve ark., 2002
<i>Ege</i>		
K.Menderes	2,81–20,8	Aslani ve ark., 2003
K.Menderes ^f	0,59–23,7	Yaprak ve ark., 2004
İzmir ^g	8,29–445	Karadeniz ve Yaprak, 2011

Dünya literatürü incelendiğinde (Tablo 2.3), Edremit-Kazdağları ormanlık alanında gerçekleştirilen bu çalışmada bulunan ortalama 15 kBq m⁻² lik ¹³⁷Cs yüzey aktivite depozisyonu, farklı ülkelerin orman topraklarında gözlenen aktivite depozisyon verileri ile uyumludur.

4.2 Cs-137 Aktivite Düzeylerinin Frekans Dağılımları

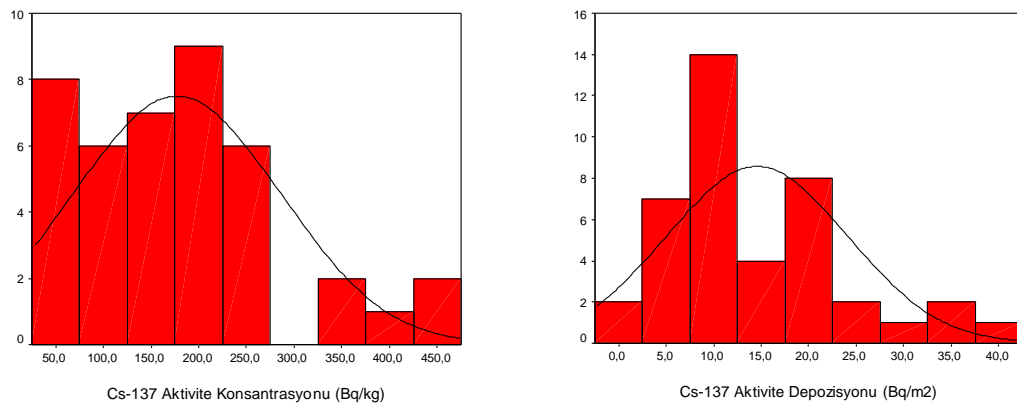
Toprak örneklerinde gama spektroskopik olarak saptanan ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyon ve yüzey aktivite depozisyonlarına ilişkin, aritmetik ortalama, medyan, geometrik ortalama, minimum ve maksimum değerler, standart sapma ve aktivite konsantrasyon değişim katsayıları (%CV ve %GCV) SPSS 8.0 istatistik programı kullanılarak derlenmiştir (Tablo 4.3). Ayrıca, toprak örneklerinde saptanan radyonüklit aktivitelerinin frekans dağılımları elde edilerek (Şekil 4.1) bu dağılımların normal ve log-normal dağılım fonksiyonları ile uygunluğu tartışılmıştır.

Tablo 4.3 Toprak örneklerine ilişkin ^{137}Cs aktivite konsantrasyon ve yüzey aktivite depozisyon verilerinin istatistiksel analizi (*; aritmetik ortalamının standart hatası)

	^{137}Cs (Bq kg^{-1})	^{137}Cs (kBq m^{-2})
Medyan	169	12
Aritmetik Ortalama \pm OSH*	177 \pm 17	15 \pm 1
Standart Sapma	109	10
Geometrik Ortalama	144	12
CV%	62	67
GCV%	76	83
Menzil	31 – 458	2 – 39
Skewness	0,871	1,024
Kurtosis	0,437	0,653
Frekans Dağılımı	Normal	Log-normal

Frekans dağılımlarının normal ve log-normal dağılım fonksiyonları ile karşılaştırılmasında, Kolmogorov-Smirnov normalite testi yanında kullanılan daha basit bir yöntem, dağılımların aritmetik ortalaması, medyan ve geometrik ortalamasının karşılaştırılmasıdır (Karadeniz ve Yaprak, 2008 b; Camgöz ve Yaprak, 2009). Normal dağılımlarda aritmetik ortalama ile medyan benzer iken, log-normal dağılımlarda geometrik ortalama ile medyan birbirine benzer olmaktadır (Blagoeva ve Zikovssky 1995; Al-Hamarneh ve ark., 2003).

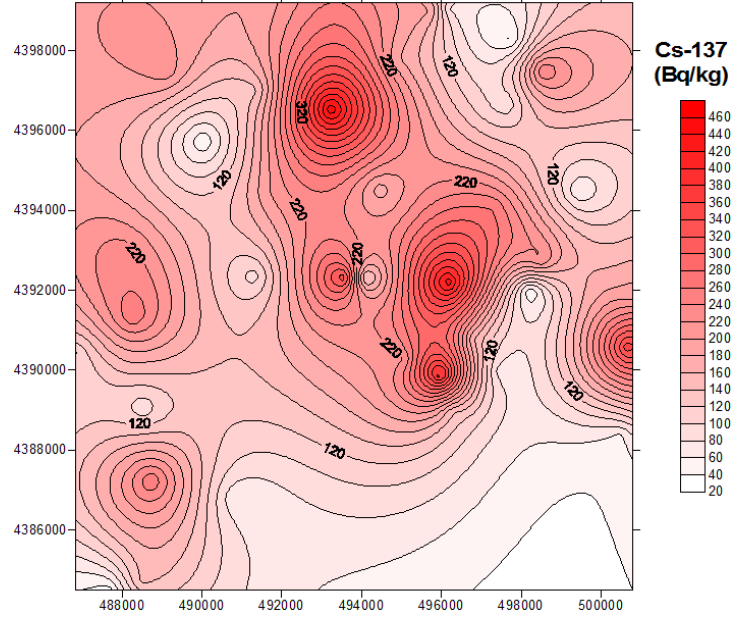
Bu çalışmada toprak örneklerinde saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları dağılımına uygulanan normalite testi ve gözlenen aritmetik ortalama, medyan ve geometrik ortalama değerleri ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının her iki dağılımı da reddetmediğini (Şekil 4.1) ancak normal dağılıma daha yakın olduğunu, ^{137}Cs yüzey aktivite depozisyonunun ise log-normal dağılıma uyduğunu göstermiştir.



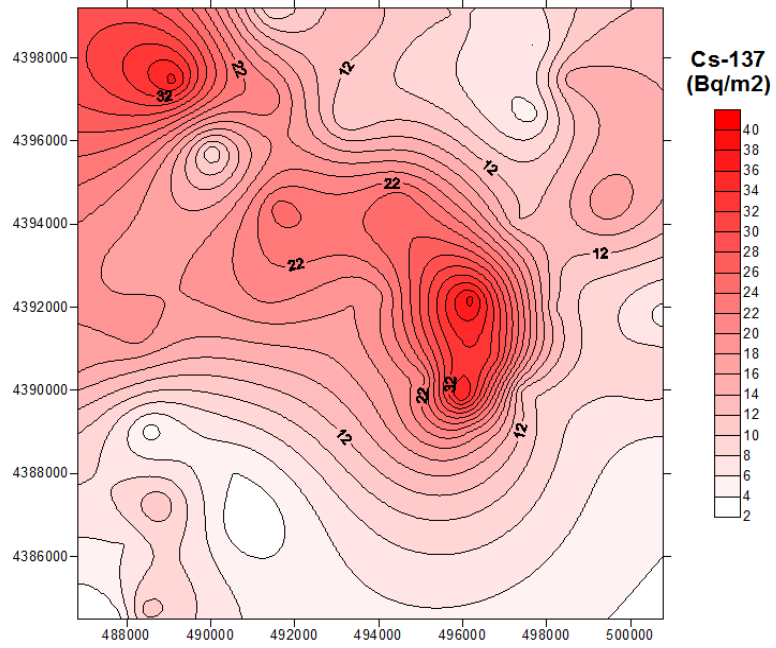
Şekil 4.1 Orman topraklarında saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyon ve yüzey aktivite depozisyon frekans dağılımları

4.3 Radyonüklit Dağılımların Haritalanması

Çalışmada saptanan radyosezyumun aktivite konsantrasyon (Bq kg^{-1}) ve yüzey aktivite depozisyon (kBq m^{-2}) verileri kullanılarak Surfer 8.0 programı yardımıyla radyonüklit dağılım haritaları oluşturulmuş ve Şekil 4.2 ve Şekil 4.3 de verilmiştir.



Şekil 4.2 Edremit orman topraklarında ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyon dağılımı (Bq kg^{-1})



Şekil 4.3 Edremit orman topraklarında ¹³⁷Cs yüzey aktivite depozisyon dağılımı (kBq m^{-2})

4.4 Cs-137 Radyonüklitinin Uzaysal Değişimi

Bossew ve Strebl'e (2001) göre çevresel radyoaktivite çalışmalarında örnekleme ve ölçüm işlemleri çeşitli belirsizlikler içermektedir. Buna göre, sayım ve örnekleme kapsayan toplam realistik belirsizlik %20 olarak öngörülmektedir. Tablo 4.2 de verilen CV% değeri toplam belirsizliği yani ölçüm ve örneklemeden kaynaklı hataya ek olarak uzaysal değişimden kaynaklı toplam hatayı vermektedir. Tablo 4.2 de verilen CV% değeri ve 4.1 bağıntısı kullanılarak, çalışılan bölge için ^{137}Cs aktivitesinin uzaysal değişimi (kBq m^{-2}) kabaca %59 ($0.59 = \sqrt{0.67^2 - 0.20^2}$) olarak hesaplanmıştır.

$$(CV)^2 = (SV)^2 + (0,20)^2 \quad (4.1)$$

Burada, SV; uzaysal değişimi, CV; toplam belirsizliği ifade etmektedir.

4.5 Toprak Örneklerinde ^{137}Cs ' den Kaynaklanan Karasal Gama Doz Hızı

İnsanların maruz kaldığı yıllık ortalama doza (2,7 mSv) en büyük katkı karasal radyonüklitlerden gelmektedir (UNSCEAR, 2000). Yerden 1m yükseklik için tahmin edilen dozlar toprakta bulunan radyonüklitlerin konsantrasyonlarına bağlıdır. Karasal gama doz hızı ilgilenilen radyonüklitin topraktaki aktivite konsantrasyonu ve uygun doz dönüşüm katsayılarının kullanılmasıyla bulunmaktadır. Bu nedenle, doz tahminlerinde en önemli parametre uygun doz dönüşüm katsayılarıdır. Birim kütle veya birim alan başına farklı derinlik dağılımlarından (homojen, eksponansiyel, gausyen) yola çıkarak yerden 1 m yüksekteki doz oranı için doz dönüşüm katsayıları birçok yazar tarafından hesaplanmıştır (Karadeniz ve Yaprak, 2008 a).

Beck ve Planque (1968) polinom uzantılı matris denklemlerini kullanarak ilk doz dönüşüm katsayısı hesaplamaları yapmışlardır. Chen (1991), Monte Carlo algoritmi geliştirirken, Kocher ve Sjoren (1985) point-kernel integrasyonunu kullanmışlardır. Saito ve Moriuchi (1985) Monte Carlo kodlarını kullanarak foton taşınım denklemleriyle doz dönüşüm faktörlerini hesaplamışlardır. CERN'de bulunan Yazılım Uygulamaları Grubu ve Las Alamos Ulusal Laboratuvarı'nda doz dönüşüm faktörleri hesapları için GEANT ve MCNP kodları geliştirilmiştir. Likar ve ark. (1998) topraktaki foton salınımının homojen ve eksponansiyel dağılımı için yerden

1 m yüksekteki gama doz hızı hesabını GEANT kod programlarını kullanarak yapılımıştır.

Toprak profilinde homojen dağılım sergileyen ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U radyonüklitlerinden kaynaklanan karasal gama doz hızının hesaplanmasında UNSCEAR 2000 raporunda önerilen doz dönüşüm katsayıları kullanılmaktadır. Bu katsayılar farklı Monte Carlo kodları kullanan araştırmacıların türettikleri katsayılar ile benzerlik göstermektedir (Saito ve Jacob, 1995; Likar ve ark., 1998; Chen S. Y. 1991; Clouvas ve ark., 2000). Tablo 4.4 te doğal radyonüklitler (^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U) ve ^{137}Cs nin topraktaki homojen dağılımı için yukarıda adı geçen çeşitli yazarlar tarafından hesaplanan doz dönüşüm faktörleri verilmiştir.

Tablo 4.4 Toprakta foton yayınlayan radyonüklitlerin homojen dağılımı için doz dönüşüm katsayıları (Al-Masri, 2006)

Monte Carlo Kodu	Doz Dönüşüm Katsayısı (nGyh ⁻¹ /Bqkg ⁻¹)				Toprak Yoğunluğu (g cm ⁻³)
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{137}Cs	
MC	0,037	0,376	0,547	0,123	1,3
MCNP	0,037	0,369	0,541	0,119	1,3
GEANT	0,038	0,388	0,568	0,126	1,3
Likar	0,042	0,434	0,611	0,149	1,8
Chen	0,043	0,439	0,627	0,148	
Kocher	0,043	0,446	0,636	0,151	1,4
Saito	0,044	0,453	0,654		
Beck	0,042	0,430	0,666		
Mustapha	0,040	0,391	0,533		1,4
UNSCEAR(2000)	0,042	0,462	0,604		

Toprak profilinde homojen dağılım sergileyen doğal radyonüklitlerin aksine, ^{137}Cs radyonüklitinin derinlik ile genellikle eksponansiyel dağılım sergilediği belirtilmektedir (Karadeniz ve Yaprak, 2008 a). Bu öngörüye dayanarak, doz dönüşüm katsayılarına ilişkin çok sayıda tablo yukarıda bahsi geçen yayınlarda mevcuttur. Diğer taraftan topraklardaki ^{137}Cs dağılımının eksponansiyel dağılımdan saptığı durumlarda Likar ve ark. (1998) nin önerdiği metodoloji, ^{137}Cs 'nin herhangi bir dağılımı için doz hızının tahmininde kolaylık sağlamaktadır. Bu metodolojiye göre, topraklardaki ^{137}Cs dağılımının eksponansiyel dağılımdan saptığı durumlarda, toprağın farklı derinliklerine ait düzlem kaynaklar için verilen doz dönüşüm faktörleri kullanılmaktadır.

Cs-137 nin 662 keV foton enerjisine göre düzlem kaynaklar için hesaplanmış doz dönüşüm katsayılarının z toprak derinliğine göre değişimi Tablo 4.5 te görülmektedir. Bu katsayılar $(nGyh^{-1})/(Bq/cm^2)$ biriminde verilmiştir.

Tablo 4.5 Cs-137 fotonlarının düzlem dağılımı için doz dönüşüm katsayılarının z derinliği ile değişimi (Likar ve ark., 1998)

z (cm)	dD/dt $(nGyh^{-1})/(Bq/cm^2)$
0,00	29,79
0,25	21,11
0,50	17,76
0,75	15,71
1,00	14,12
1,25	13,04
1,50	12,12
1,75	11,34
2,00	10,64
2,50	9,43
3,00	8,41
3,50	7,59
4,00	6,90
4,50	6,36
5,00	5,85
6,00	5,00
7,00	4,29
8,00	3,66
9,00	3,18
10,00	2,72
12,00	2,10
14,00	1,59
16,00	1,22
18,00	0,90
20,00	0,706
22,00	0,536
24,00	0,413
26,00	0,321
28,00	0,243
30,00	0,193

Topraktaki ^{137}Cs radyonüklitinin herhangi bir dağılımı için karasal gama doz hızı, Tablo 4.5 de verilen doz dönüşüm katsayıları ile z derinliğindeki $A(z)$ spesifik aktivitesinin çarpımının basit nümerik integrasyonundan elde edilir. Bu integrasyon denklem (4.2) de verilmiştir.

$$D = \int_{\infty}^0 C(z) dA_s \quad (4.2)$$

burada D ; doz hızı, $C(z)$; doz dönüşüm katsayısı, dA_s ; z derinliğindeki spesifik aktivitedir. İlgili tabloda $C(z)$ doz dönüşüm katsayıları belirli noktalar için

verildiğinden, herhangi bir z derinliğine ait katsayılar bulunurken interpolasyon algoritmalarının kullanılması tavsiye edilmektedir.

Topraktaki ^{137}Cs ' nin farklı derinlik dağılımları için aktivite konsantrasyonları uygun derinlik dağılım fonksiyonları kullanılarak elde edilir. Derinlik dağılımı Gaussien dağılıma uyuyorsa, aktivite konsantrasyonu;

$$dA_s = A_0 \exp[-(z - z_0)^2 / 2\sigma^2] dz \quad (4.3)$$

ile verilmektedir. Burada, dA_s ; z derinliğinde spesifik aktivite, A_0 ; toprak tabakasının en üst katmanının Bq kg^{-1} biriminde spesifik aktivitesi ve z ; derinliktir. σ ve a eksponensiyel dağılım parametreleridir.

Derinlik dağılımı eksponansiyel dağılıma uyuyorsa, aktivite konsantrasyonu;

$$dA_s = A_0 + a[1 - \exp(-az)] dz \quad (4.4)$$

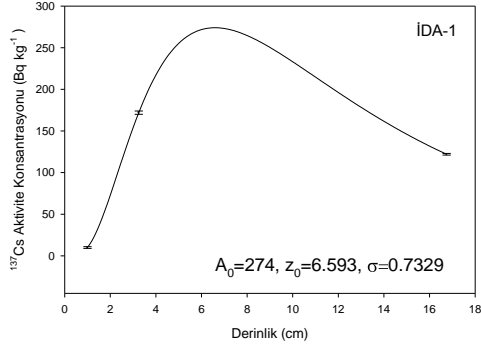
ile verilmektedir. Burada, dA_s ; z derinliğinde spesifik aktivite, A_0 ; toprak tabakasının en üst katmanının Bq kg^{-1} biriminde spesifik aktivitesi ve z ; derinliktir. σ ve a eksponensiyel dağılım parametreleridir.

Eğer derinlik dağılım log-normal dağılıma uyuyorsa, aktivite konsantrasyonu;

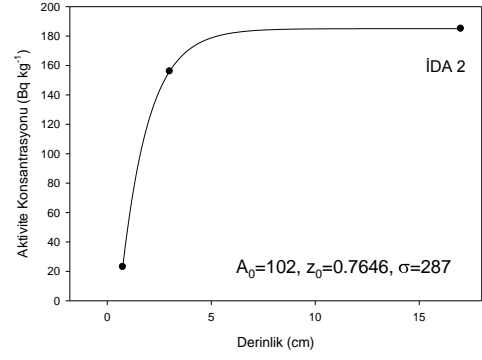
$$dA_s = A_0 \exp \left\{ -0,5 \times [\ln(z/z_0)]^2 / \sigma^2 \right\} dz \quad (4.5)$$

ile verilmektedir. Burada, dA_s ; z derinliğinde spesifik aktivite, A_0 ; toprak tabakasının en üst katmanının Bq kg^{-1} biriminde spesifik aktivitesi ve z ; derinliktir. σ ve a eksponensiyel dağılım parametreleridir.

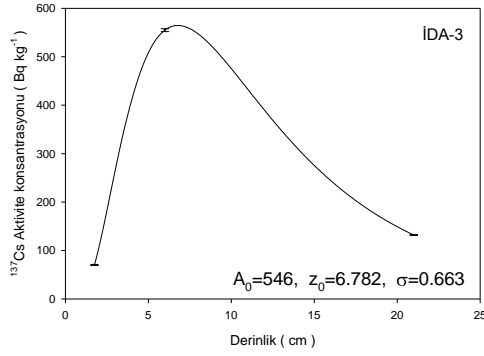
Kaz dağları-Edremit orman alanlarından alınan toprak örneklerinde derinliğe bağlı aktivite konsantrasyon dağılımları Sigma Plot 10.0 programı kullanılarak grafiklendirilmiş ve Şekil 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 de verilmiştir.



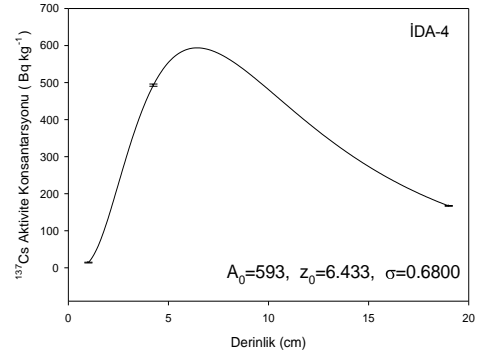
(a)



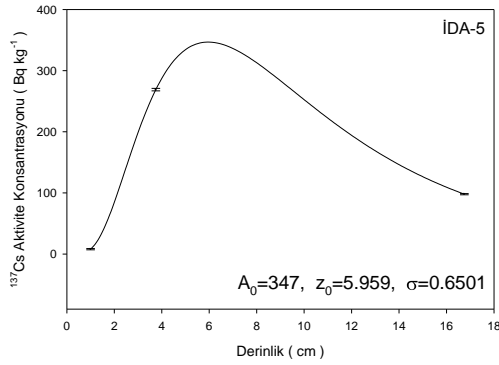
(b)



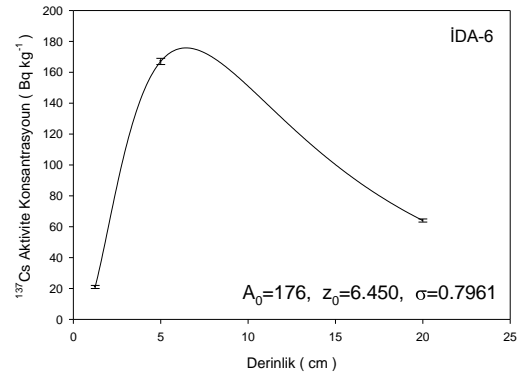
(c)



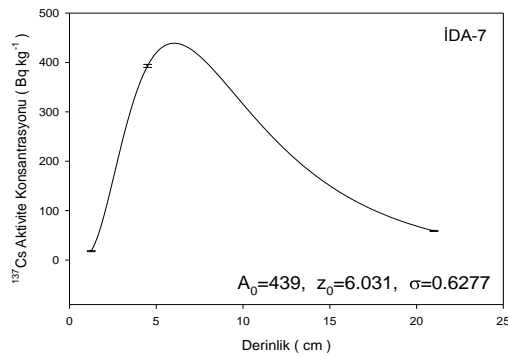
(d)



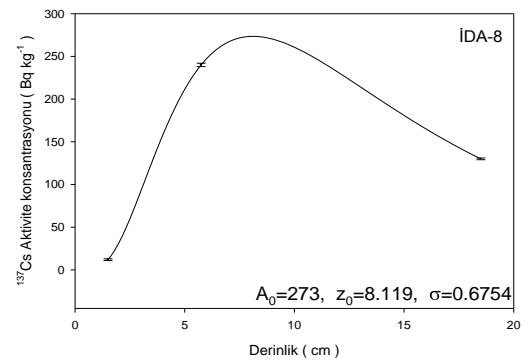
(e)



(f)

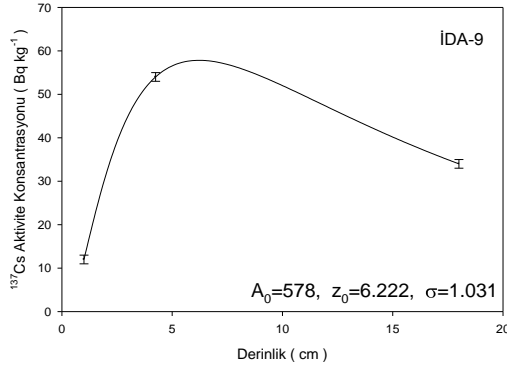


(g)

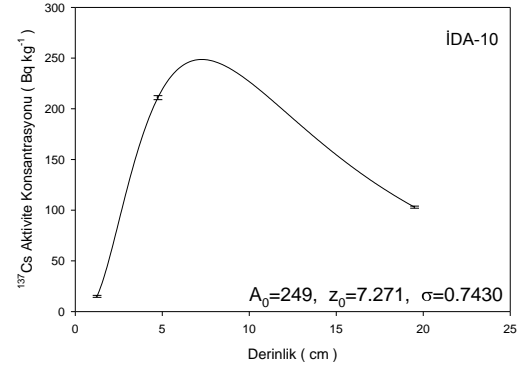


(h)

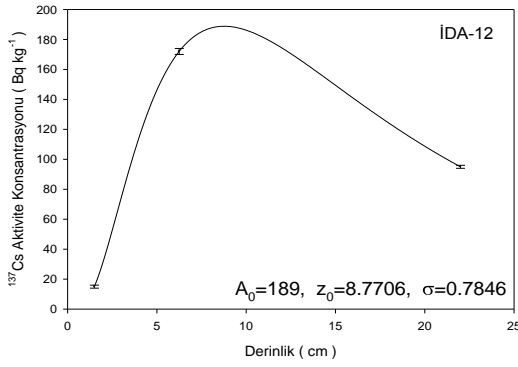
Şekil 4.4 Aktivite konsantrasyonlarının derinlik dağılımı ((a) 1. örnek noktası (b) 2. örnek noktası (c) 3. örnek noktası (d) 4. örnek noktası (e) 5. örnek noktası (f) 6. örnek noktası (g) 7. örnek noktası (h) 8. örnek noktası)



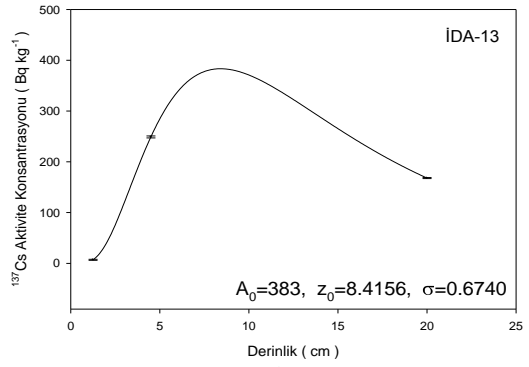
(a)



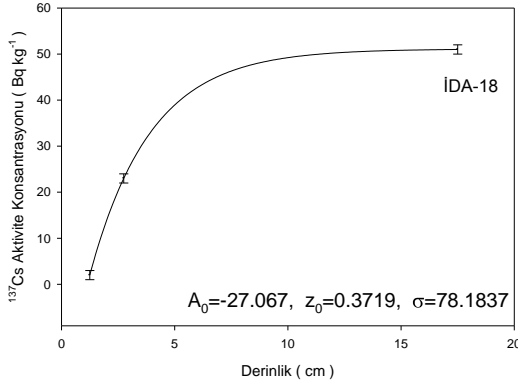
(b)



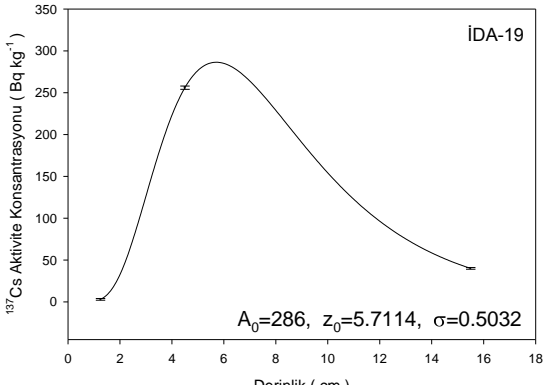
(c)



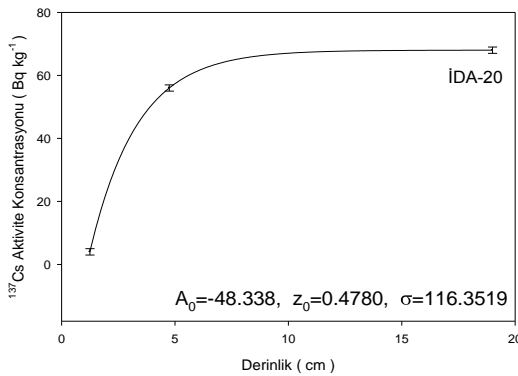
(d)



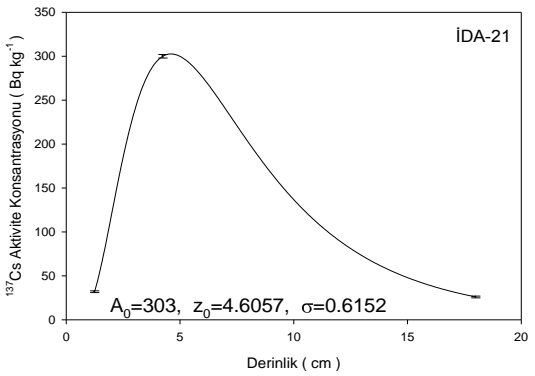
(e)



(f)

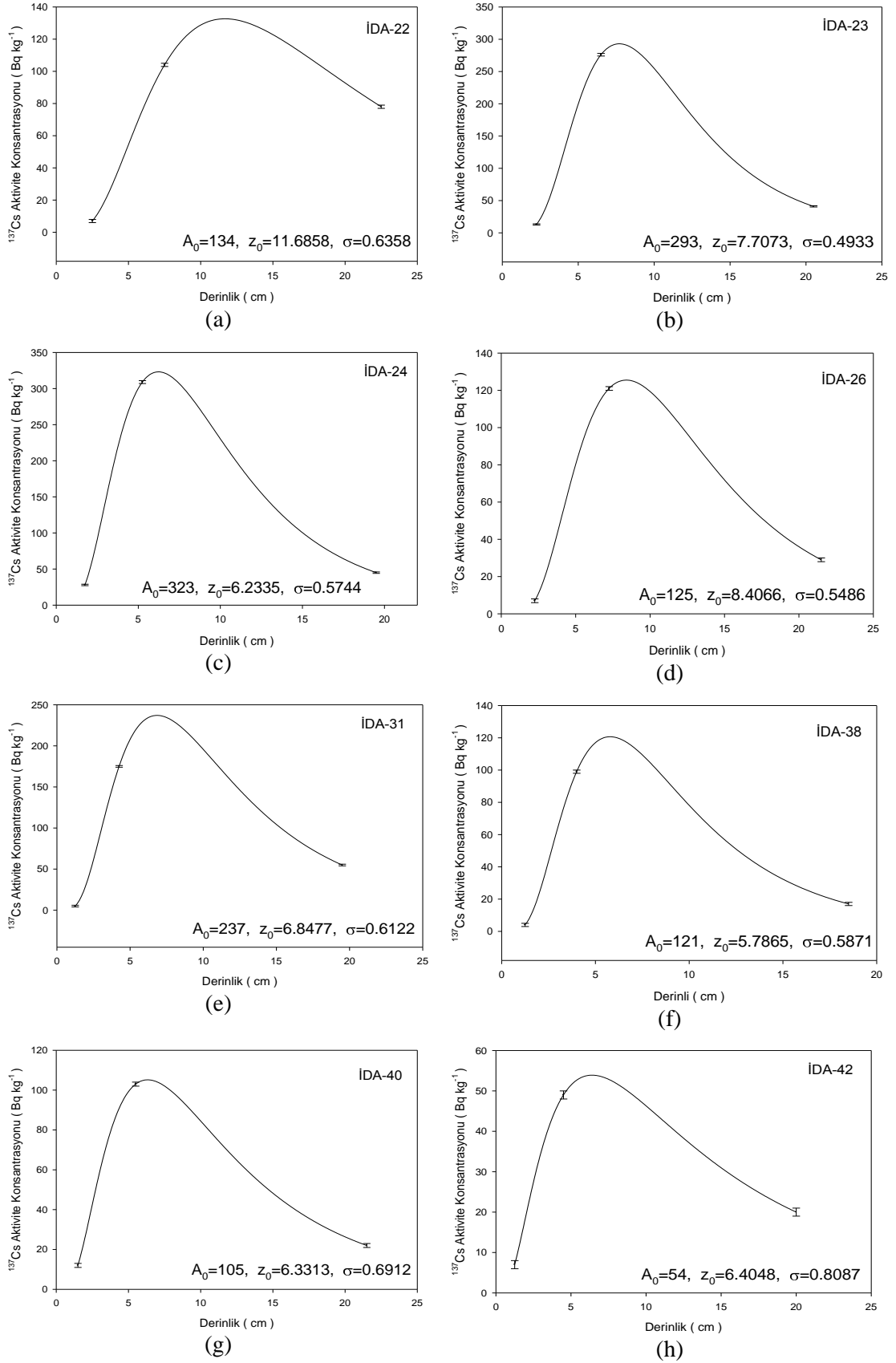


(g)

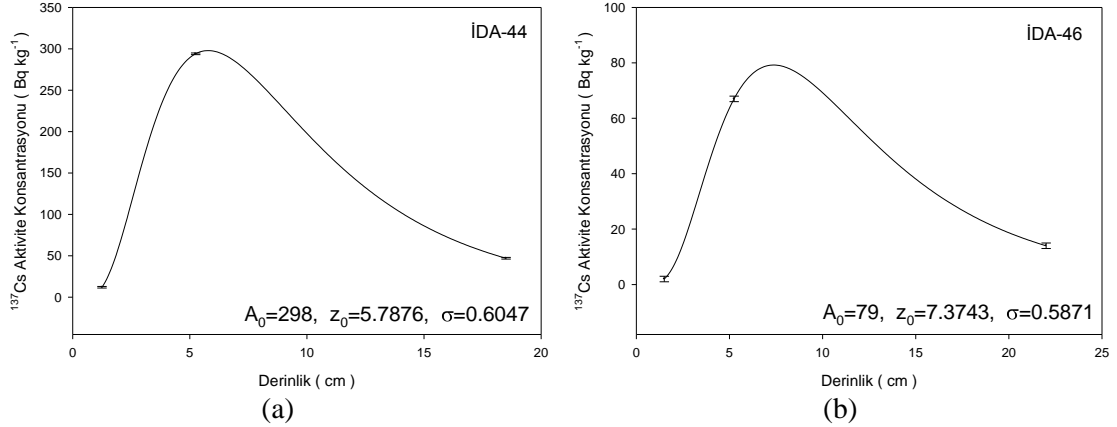


(h)

Şekil 4.5 Aktivite konsantrasyonlarının derinlik dağılımı ((a) 9. örnek noktası (b) 10. örnek noktası (c) 12. örnek noktası (d) 13. örnek noktası (e) 18. örnek noktası (f) 19. örnek noktası (g) 20. örnek noktası (h) 21. örnek noktası)



Şekil 4.6 Aktivite konsantrasyonlarının derinlik dağılımı ((a) 22. örnek noktası (b) 23. örnek noktası (c) 24. örnek noktası (d) 26. örnek noktası (e) 31. örnek noktası (f) 38. örnek noktası (g) 40. örnek noktası (h) 42. örnek noktası)



Şekil 4.7 Aktivite konsantrasyonlarının derinlik dağılımı ((a) 44. örnek noktası (b) 46. örnek noktası)

Çalışma alanındaki 2., 18. ve 20. örnekleme noktalarının derinlik dağılımları eksponansiyel (3 parametrelili) dağılıma uyum sağlarken, diğer örnekleme noktalarının log-normal dağılıma uyum gösterdiği Şekil 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 deki grafiklerden görülmektedir. Aktivite konsantrasyonunun derinliğe bağlı dağılımı eksponansiyel olan örnekleme noktalarında doz oranı Likar ve ark. (1998) önerdiği metodolojiye göre;

$$D = C(z) \times A_0 + a \times [1 - \exp(-\sigma z)] \times \rho \quad (4.6)$$

ifadesi ile hesaplanır. Burada D ; doz hızı (nG y^{-1}), $C(z)$; doz dönüşüm katsayısı ($\text{nG y}^{-1}/(\text{Bq cm}^{-2})$), ρ ; kütle derinliği (kg m^{-2}), A_0 ; en üst toprak katmanının spesifik aktivitesi (Bq kg^{-1}), z ; her bir horizonun orta noktasının yüzeye olan uzaklığıdır (cm).

Log-normal dağılım gösteren örnekleme noktalarının doz hesabı;

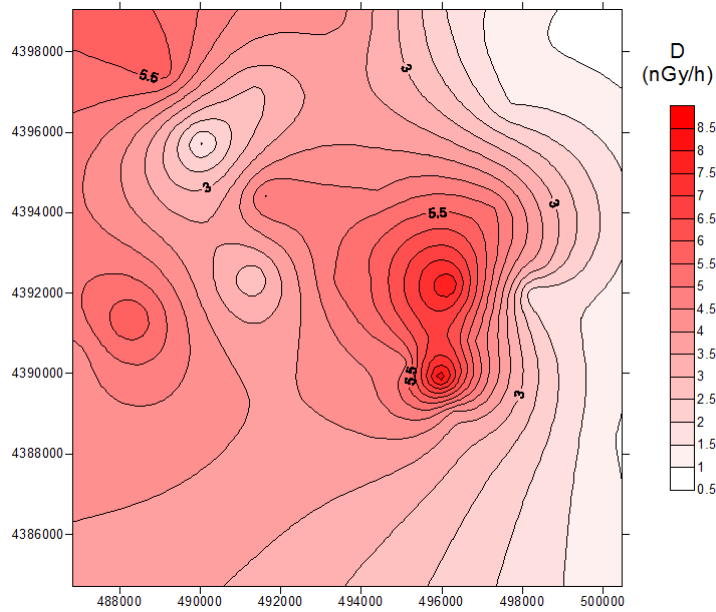
$$D = C(z) \times A_0 \times \rho \times \exp\left\{-0,5 \times [\ln(z/z_0)]^2 / \sigma\right\} \quad (4.7)$$

burada D ; doz hızı (nG y^{-1}), $C(z)$; doz dönüşüm katsayısı ($\text{nG y}^{-1}/(\text{Bq cm}^{-2})$), ρ ; kütle derinliği (kg m^{-2}), A_0 ; en üst toprak katmanının spesifik aktivitesi (Bq kg^{-1}), z ; her bir horizonun orta noktasının yüzeye olan uzaklığıdır (cm).

Tablo 4.6 Cs-137 radyonükliti için tahmin edilen karasal gama doz hızları ve yıllık etkin doz eşdeğerleri

No	D (nGy h ⁻¹)	DE (μSv y ⁻¹)
1	3,73	4,57
2	5,05	6,19
3	8,00	9,81
4	8,46	10,38
5	4,73	5,80
6	5,35	6,56
7	5,26	6,45
8	5,03	6,17
9	1,44	1,77
10	4,51	5,53
12	2,89	3,54
13	5,73	7,03
18	1,66	2,04
19	3,29	4,03
20	2,29	2,81
21	5,01	6,14
22	2,58	3,16
23	4,70	5,76
24	6,04	7,41
26	4,17	5,11
31	3,75	4,60
38	1,52	1,86
40	1,95	2,39
42	1,12	1,37
44	4,21	5,16
46	0,92	1,13

Çalışma kapsamında, örnekleme noktalarında ¹³⁷Cs radyonüklitinin topraklardaki dikey dağılım fonksiyonları göz önüne alınarak denklem (4.6) ve (4.7) uyarınca O_L, O_F+O_H ve A horizonları için ayrı ayrı gama doz hızları belirlenip toplanarak ilgilenilen bölgeye ilişkin toplam doz oranı tahmini yapılmıştır. Bu doğrultuda, çalışma alanında ¹³⁷Cs radyonükliti için tahmin edilen karasal gama doz hızlarının ortalama 3.98 nGy h⁻¹ ile 0,92 - 8,46 nGy h⁻¹ aralığında değiştiği gözlenmiştir (Tablo 4.6). Bölgeye ilişkin gama doz hızı Surfer 8.0 programı kullanılarak haritalandırılmıştır (Şekil 4.8).



Şekil 4.8 Radyosezyumdan kaynaklanan tahmini karasal doz hızı dağılımı

İncelenen alanda ^{137}Cs radyonüklitinden kaynaklanan karasal gama doz hızlarına ilişkin temel istatistiksel veriler Tablo 4.7 de verilmiş, bölgeye ait karasal gama doz hızı dağılımının normal dağılım ile uygunluk gösterdiği görülmüştür.

Tablo 4.7 Radyozeyumdan kaynaklanan tahmini karasal gama doz hızı istatistiksel analizi (*; ortalamanın standart hatası)

	D (nGy h ⁻¹)
Medyan	4,19
Aritmetik Ortalama ± OSH*	3,98±0,38
Standart Sapma	1,98
Geometrik Ortalama	3,44
CV%	2,01
GCV%	1,74
Menzil	0,92 –8,46
Skewness	0,367
Kurtosis	-0,099
Frekans Dağılımı	Normal

4.6 Toprak Örneklerinde ^{137}Cs ' den Kaynaklanan Yıllık Etkin Doz Eşdeğerleri

UNSCEAR 2000 raporunda $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ katsayısı, orta gama enerjilerine maruz kalma için havada absorbe edilen dozu etkin doz eşdeğerine dönüştürmede kullanılmıştır. Bu sonuç UNSCEAR 1982 Raporu'ndaki analizlere ve bu katsayının yetişkinler için geçerliliğini ispatlayan güncel hesaplamalara dayandırılmıştır. Ancak,

Monte Carlo kodları kullanılarak yapılan yeni hesaplamalar bebekler ve çocuklar için daha yüksek değerlerin kullanılması gerektiğini ortaya koymuştur. Bu katsayılar, bebekler için $0,8 \text{ Sv Gy}^{-1}$, çocuklar için $0,9 \text{ Sv Gy}^{-1}$ dir. Bina dışı kullanım faktörü 0,2 alınarak, bina dışı yıllık etkin doz eşdeğeri ($\mu\text{Sv y}^{-1}$) aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır:

$$\text{DE } (\mu\text{Sv y}^{-1}) = D \text{ (nG y}^{-1}) \times 8760 \text{ (h y}^{-1}) \times 0,2 \text{ (kullanım süresi)} \quad (4.8)$$

$$\times 0,7 \text{ Sv Gy}^{-1} \text{ (dönüşüm katsayısı)} \times 10^{-3}$$

Buna göre, çalışma alanında ^{137}Cs radyonükliti için tahmin edilen yıllık etkin doz eşdeğerleri ortalama $4,87 \mu\text{Sv y}^{-1}$ olup $1,13 \mu\text{Sv y}^{-1}$ ile $10,38 \mu\text{Sv y}^{-1}$ aralığında değişmektedir (Tablo 4.6).

BÖLÜM BEŞ

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Edremit-Kazdağları ormanlık alanlarında gerçekleştirilen bu radyoekolojik gözlem programı kapsamında, Çernobil kaynaklı radyosezyumun orman topraklarındaki aktivite konsantrasyon ve yüzey aktivite depozisyon düzeyleri saptanmış, ^{137}Cs radyonüklitinden kaynaklanan karasal gama doz hızları tahmin edilmiştir. Çalışma kapsamında 41 bölgeden toprak örneği alınarak, bu örneklerdeki ^{137}Cs radyonüklitinin aktivite konsantrasyonu/yüzey depozisyonu saptanmıştır. Buna göre, toprak örneklerinin ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun 177 Bq kg^{-1} ortalama ile 31 Bq kg^{-1} ile 458 Bq kg^{-1} aralığında, yüzey aktivite depozisyonlarının ise 15 kBq m^{-2} ortalama ile $2 - 39 \text{ kBq m}^{-2}$ aralığında değiştiği görülmüştür. Bu veriler farklı ülkelerde ormanlık alanlarda yapılan benzer çalışmalar ile uyumlu bulunmuştur.

Ülkemiz’de granit alanlar, sahiller, şehirler ve zirai alanlarda yapılan benzer çalışmalar ile karşılaştırıldığında, Edremit-Kazdağları ormanlık alanlarının ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının diğer ekosistemlerden oldukça yüksek olduğu, Çernobil kazasından 25 yıl sonra bile ^{137}Cs radyonüklitinin orman topraklarının organik horizonlarında tutulduğu ve orman topraklarında ^{137}Cs radyonüklitinin dikey hareketinin çok yavaş olduğu tespit edilmiştir.

Toprak örneklerinde saptanan ^{137}Cs aktivite konsantrasyon/yüzey depozisyonlarına uygulanan normalite testi ve temel istatistik parametreler ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu dağılımının normal ve log-normal dağılımı reddetmediğini ancak normal dağılıma daha yakın olduğunu, ^{137}Cs yüzey aktivite depozisyon dağılımının log-normal dağılıma uyduğunu göstermiştir.

Çalışma alanında, ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının toprak horizonları boyunca derinlik dağılımlarının; 3 parametrelili eksponansiyel fonksiyona ve log-normal fonksiyona uyduğu görülmüş, örnekleme noktalarına özel bu dağılımlar ve doz dönüşüm katsayıları kullanılarak ^{137}Cs ’ den kaynaklanan karasal gama doz hızları tahmin edilmiştir. Buna göre, çalışma alanında karasal gama doz hızlarının ortalama 3.98 nGy h^{-1} ile $0.92 - 8.46 \text{ nGy h}^{-1}$ aralığında değiştiği gözlenmiştir. Cs-137 radyonükliti için tahmin edilen bu doz hızı düzeyleri, UNSCEAR (2000) raporunda

normal alanlar için karasal orjinli doğal radyonüklitlerden (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) kaynaklanan ortalama doz hızları (60 nGy h^{-1}) ile karşılaştırıldığında oldukça düşüktür.

Cs-137 radyonüklitinden kaynaklanan doz hızları ve UNSCEAR (2000) raporunda verilen model kullanılarak yıllık etkin doz eşdeğerleri tahmin edilmiş, ortalama $4,87 \mu\text{Sv y}^{-1}$ olmak üzere $1,13 \mu\text{Sv y}^{-1}$ ile $10,38 \mu\text{Sv y}^{-1}$ aralığında değiştiği görülmüştür. Bu düzeyler UNSCEAR (2000) raporunda normal alanlar için doğal radyonüklitlerden (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) kaynaklanan ortalama yıllık etkin doz eşdeğerinden ($70 \mu\text{Sv y}^{-1}$) oldukça düşüktür. Bu bulgular, insanların bina dışı ortamlarda maruz kaldığı karasal gama dozlarına en büyük katkının doğal radyonüklitlerden geldiğini bir kez daha ortaya koymuştur.

Edremit ilçesi ile sınırlı Kazdağları ormanlık alanlarında gerçekleştirilen bu çalışma, 1960 lardan bu yana Kuzey yarımkürede yapılan nükleer silah denemeleri ve nükleer reaktör kazaları sebebiyle kontamine olan orman topraklarımızın ^{137}Cs aktivite içeriklerinin hala yüksek olduğuna işaret etmektedir. Toplumun maruz kaldığı dışsal gama doz hızlarına ^{137}Cs radyonüklitinden küçük bir katkı geldiği görülse de, bu radyonüklitin potasyuma benzerliği nedeniyle bitki sistemlerine kolayca geçmesi insanların aldığı içsel dozlara büyük katkı getirebilmektedir. Bu anlamda, özellikle ormanlık alanlarda bölgeye özel verilerin oluşturulması radyokorunum amaçları için gereklidir.

KAYNAKLAR

- Al Hamarneh, I., Wreikat, A. ve Toukan, K. (2003). Radioactivity concentrations of ^{40}K , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ radionuclides in Jordanian soil samples. *Journal of Environmental Radioactivity*, 67 (1), 53-67.
- Al-Masrı, M. S. (2006). Vertical distribution and inventories of ^{137}Cs in the Syrian soils of the eastern Mediterranean region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 86 (2), 187-198.
- Altınbaş, Ü., (2000). *Toprak Genetiği ve Sınıflaması*, Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, No:540, ISBN: 975-483-437-7, İzmir.
- Aslani, M. A. A., Aytas, S., Akyil, S., Yaprak, G., Yener, G. ve Eral, M. (2003). Activity concentration of caesium-137 in agricultural soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65 (2), 131–145.
- Beck, H.L. ve Planque, G. (1968). The radiation field in the air due to distributed gamma ray sources in ground. New York: U.S. *Environmental Measurements Lab.*, HASL-195.
- Blagoeva, R. ve Zikovsky, L. (1995). Geographic and vertical distribution of Cs-137 in soils in Canada. *Journal of Environmental Radioactivity*, 27 (3), 269-274.
- Bossey, P. ve Strebl, F. (2001). Radioactive contamination of tropical rainforest soils in Southern Costa Rica. *Journal of Environmental Radioactivity*, 53 (2), 199-213.
- Camgöz, Y.I. ve Yaprak, G., (2009). Küçük menderes havzası tarım topraklarında doğal radyonüklit seviyesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 18 (70), 74-80.

- Camgöz, B. (2010). Radyoekoloji. *Ekoloji Magazin* 27. Sayı Temmuz 2010
<http://www.ekolojimagazin.com/?s=magazin&id=540>
- Chen, S.Y. (1991). Calculation of effective dose-equivalent responses for external exposure from residual photon emitters in soil. *Health Physics*, 60 (3), 411-426
- Ciuffo, L.E.C., Belli, M., Pasquale, A., Menegon, S. ve Velasco, H.R. (2002). ^{137}Cs and ^{40}K soil-to-plant relationship in a seminatural grassland of the Giulia Alps, Italy. *The Science of The Total Environment*, 295, 69-80.
- Clouvas, A., Xanthos, S. ve Antonopoulos-Domis, M. (2000). Monte Carlo calculation of dose rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil. *Health Physic*, 78 (3), 295-302
- Currie, L. A. (1968). Limits for qualitative detection and quantitative determination. *Analytical Chemistry*, 40 (3), 586–593.
- Doering, C., Akber, R. ve Heijnis, H. (2006). Vertical distributions of ^{210}Pb excess, ^7Be and ^{137}Cs in selected grass covered soils in Southeast Queensland, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 87 (2), 135-147.
- Drissner, J., Bürmann, W., Enslin, F., Heider, R., Klemt, E., Miller, R., Schick, G. ve Zibold, G. (1998). Availability of caesium radionuclides to plants-classification of soils and role of mycorrhiza. *Journal of Environmental Radioactivity*, 41 (1), 19-32.
- Duru, M., Pehlivan, Ş., Ilgar, A., Dönmez, M. ve Akçay, A.E. (2007a). *1:100 000 ölçekli Türkiye Jeoloji Haritaları. Balıkesir-İ18 Paftası. No:97. Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü Jeoloji Etütleri Dairesi, Ankara.*

- Duru, M., Pehlivan, Ş., Ilgar, A., Dönmez, M. ve Akçay, A.E. (2007b). *1:100 000 ölçekli Türkiye Jeoloji Haritaları. Ayvalık-İ17 Paftası. No:98*. Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü Jeoloji Etütleri Dairesi, Ankara.
- El-Reefy, H. I., Sharshar, T., Zaghoul, R. ve Badran, H. M. (2006). Distribution of gamma-ray emitting radionuclides in the environment of Burullus Lake: I. Soils and vegetations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 87 (2), 148–169.
- Eral, M., Yener G., Aytaş, Ş., Yaprak, G., Akyıl, S. ve Aslani, M.A.A. (1999). *Büyük Menderes Tarım Alanlarında Sezyum-137 Dağılımının İncelenmesi*. YDABÇAG Proje No: 197Y092.
- Fesenko, S.V., Soukhova, N.V., Sanzharova, N.I., Avila, R., Spiridonov, S.I., Klein, D. ve Badot, P.M. (2001). ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems. *The Science of The Total Environment*, 269, 87-103.
- Gaso, M.I., Cervantes, M.L., Segovia, N. ve Salazar, S. (1996). Soil-fungi radiocesium transfer in forest ecosystems in Mexico. *Environment International*, 22 (1), 365-368.
- Gaso, M.I., Segovia, N., Morton, O., Cervantes, M.L., Godinez, L., Pena, P. ve Acosta, E. (2000). ^{137}Cs and relationships with major and trace elements in edible mushrooms from Mexico. *The Science of The Total Environment*, 262, 73-89.
- Gaso, M.I., Segovia, N., Perez-Silva, E., Cervantes, M.L., Quintero, E., Palacios, J. ve Acosta, E. (1998). Radiocesium accumulation in edible wild mushrooms from coniferous forests around the nuclear centre of Mexico, *The Science of The Total Environment*, 223, 119-129.

- Gri, N., Stammose, D., Guillou, P. ve Genet, M. (2000). Mobility of ^{137}Cs related to speciation studies in contaminated soils of the Chernobyl area. *Journal of Radioanalytical And Nuclear Chemistry*, 246 (2), 403-409.
- Isaksson, M. ve Erlandsson, B. (1998). Models for the vertical migration of ^{137}Cs in the ground – a field study. *Journal of Environmental Radioactivity*, 41(2), 163-182
- Johanson, K.J., Bergström, R., (1989). Radiocaesium from Chernobyl in Swedish Moose. *Environmental Pollution*, 61 (3), 249–260.
- Karadeniz, Ö. (2005). *Orman ekosisteminde ^{137}Cs 'nin topraktaki hareketi ve mantardaki depozisyonu*. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2007 a). Distribution of radiocesium and natural gamma emitters in pine needles in coniferous forest sites of Izmir. *Applied Radiation and Isotopes*, 65 (12), 1363-1367.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2007 b). Dynamic equilibrium of radiocesium with stable cesium within the soil-mushroom system in Turkish pine forest. *Environmental Pollution*, 148 (1), 316-324.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2008 a). Vertical distributions and gamma dose rates of ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U and ^{137}Cs in the selected forest soils in Izmir, Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*, 131 (3), 346-355.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2008 b). Geographical and vertical distribution of radiocesium levels in coniferous forest soils in Izmir. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 277 (3), 567-577.

- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2010). ^{137}Cs , ^{40}K , alkali-alkaline earth element and heavy metal concentrations in wild mushrooms from Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 285, 611–619.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2011 a). Activity concentrations of natural radionuclides and ^{137}Cs in soils of coniferous forest sites in West Anatolia. *European Journal of Forest Research*, 130, 271–276.
- Karadeniz, Ö. ve Yaprak, G. (2011 b). Soil-to-mushroom transfer of ^{137}Cs , ^{40}K , alkali-alkaline earth element and heavy metal in forest sites of Izmir, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 288 (1), 261-270.
- Kirchner, G. ve Daillant, O. (1998). Accumulation of ^{210}Pb , ^{226}Ra and radioactive cesium by fungi. *The Science of The Total Environment*, 222, 63-70.
- Ko, S., Aoki, T., Ohnishi, H., Takada, J. ve Katayama, Y. (2003). Distribution and circulation of radionuclides originating from fallout in a forest. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 255 (2), 347-349.
- Kocher, D.C. ve Sjoreen, A.L. (1985). Dose-rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil. *Health Physics*, 48 (2), 193-205
- Korobova, E., Ermakov, A. ve Linnik, V. (1998). ^{137}Cs and ^{90}Sr mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl Accident. *Applied Geochemistry*, 13 (7), 803-814.
- Kruyts, N., Titeux, H. ve Delvaux, B. (2004). Mobility of radiocesium in three distinct forest floors. *The Science of the Total Environment*, 319, 241–252.

- Külahçı, F. ve Şen, Z. (2008). Multivariate statistical analyses of artificial radionuclides and heavy metals contaminations in deep mud of Keban Dam Lake, Turkey. *Applied Radiation and Isotopes* 66, 236–246
- Lee, M.H., Lee, C.W. ve Boo, B.H. (1997). Distribution and characteristics of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the soil of Korea. *Journal of Environmental Radioactivity*, 37 (1), 1-16.
- Likar, A., Vidmar, T. ve Pucelj, B. (1998). Monte Carlo determination of gamma-ray dose rate with Geant System. *Health Physics*, 75 (2), 165-169.
- Livens, F. R., Horrill, A. D. ve Singleton, D. L. (1991). Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Physics*, 60 (4), 539–545.
- McGee, E. J., Johanson, K. J., Keatinge, M. J., Synnott, H. J. ve Colgan, P. A. (1996). An evaluation of ratio systems in radioecological studies. *Health Physics*, 70 (2), 215-221.
- McGee, E. J., Synnott, H. J., Johanson, K. J., Fawaris, B. H., Nielsen, S. P., Horrill, A. D. ve diğerleri (2000). Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48 (1), 59-78.
- Mietelski, J.W., Macharski, P., Jasinska, M. ve Broda, R. (1994). Radioactive contamination of forests in Poland. *Nuclear Analytical Methods in the Life Sciences*, 715-723.
- Nikolova, I., Johanson, K.J. ve Clegg, S. (2000). The accumulation of ^{137}Cs in the biological compartment of forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 47, 319-326.

- Nimis, P.L. (1996). Radiocesium in plants of forest ecosystem. *Studia Geobotanica*, 15, 3- 49 p.
- Noureddine, A., Baggoura, B., Larosa, J. J. ve Vajda, N. (1997). Gamma and alpha emitting radionuclides in some Algerian soil samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 48, 1145-1148.
- Outola, I., Pehrman, R. ve Jaakkola, T. (2003). Effect of industrial pollution on the distribution of ^{137}Cs in soil and the soil-to- plant transfer in a pine forest in SW Finland. *The Science of The Total Environment*, 303, 221-230.
- Pokarzhevskii, A.D., Uspenskaya, E.Y., ve Filimonova, Z.V. (2003). Global radioactive contamination background in terrestrial ecosystems 13 years after the Chernobyl Accident. *Russian Journal of Ecology*, 34 (2), 34–73.
- Papastefanou, C., Manolopoulou, M., Stoulos, S., Ioannidou, A. ve Gerasopoulos, E. (1999). Soil-to-plant ransfer of ^{137}Cs , ^{40}K and ^7Be . *Journal of Environmental Radioactivity*, 45, 59-65.
- Rafferty, B., Brennan, M., Dawson, D. ve Dowding, D. (2000). Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48 (2), 131-143.
- Rühm, W., Yoshida, S., Muramatsu, Y., Steiner, M. ve Wirth, E. (1999). Distribution patterns for stable ^{133}Cs and their implications with respect to the long-term fate of radioactive ^{134}Cs and ^{137}Cs in a semi-natural ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*, 45 (3), 253-270.
- Saito, K. ve Moriuchi, S. (1985). Development of a Monte Carlo code for the calculation of gamma ray transport in the natural environment. *Radiation Protection Dosimetry*, 12 (1), 21-28

- Saito, K. ve Jacob, P. (1995). Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. *Radiation Protection Dosimetry*, 58 (1), 29-45
- Schuller, P., Voight, G., Handl, J., Ellies, A. ve Oliva, L. (2002). Global weapons' fallout ^{137}Cs in soils and transfer to vegetation in South-Central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity*. 62 (2), 181–193.
- Shenber, M.A. (2001). Fallout ^{137}Cs in soils from north western Libya. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 250 (1), 193-194.
- Strebl, F., Gerzabek, M.H., Bossew, P. ve Kienzl, K. (1999). Distribution of radiocesium in an Austrian forest stand. *The Science of The Total Environment*, 226, 75-83.
- Takenaka, C., Onda, Y. ve Hamajima, Y. (1998). Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon. *The Science of The Total Environment*, 222, 193-199.
- UNSCEAR, (1982). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Biological Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York.
- UNSCEAR, (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources And Biological Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York.
- Vinichuk, M. (2003). *Radiocaesium in the fungal compartment of forest ecosystems*. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.

- Yaprak, G. (1995). *Radyoaktif mineral içeren örneklerin gama spektroskopik analizlerinde matris etkisi ve self absorpsiyon için bir düzeltme yönteminin geliştirilmesi*. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü.
- Yaprak, G., Köktürk, U., Gür, F. ve Yılmaz, H. (2003). Tarımsal topraklardaki kil ve organik madde içeriğinin radyosezyum davranışı üzerine etkisi. XI. *Ulusal Kil Sempozyumu*, 315-321, İzmir-Türkiye.
- Yaprak, G., Gür, F., Camgöz, B., Candan, O. ve Köseoğlu, K. (2004). *Küçük Menderes bölgesinde ¹³⁷Cs dağılımının incelenmesi*, Ege Üniversitesi Rektörlüğü, Araştırma Fonu. Proje No: 2000 NBE 006.
- Yener, G. ve Yaprak, G. (1988). *Granit ve granodiyorit kayaçlarda ve erozyon bölgelerindeki topraklarda gama spektroskopisi ile uranyum ve toryum analizleri*. Ege Üniversitesi Rektörlüğü Araştırma Fonu. Proje No: 004/1985.
- Yoshida, S. ve Muramatsu, Y. (1994). Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 22 (2), 141-154.
- Yoshida, S. ve Muramatsu, Y. (1998). Concentrations of alkali and alkaline earth elements in mushrooms and plants collected in a Japanese pine forest, and their relationship with ¹³⁷Cs. *Journal of Environmental Radioactivity*, 41 (2), 183-205.
- Yoshida, S., Muramatsu, Y., Dvornik, A. M., Zhuchenko, T. A. ve Linkov, I. (2004). Equilibrium of radiocesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 75 (3), 301-313.