

**ULUDAĞ' IN BAZI EPİFİTİK LİKENLERİNDEKİ
RADYONÜKLİD DAĞILIMININ İNCELENMESİ**

Ayşegül KAHRAMAN



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ULUDAĞ' IN BAZI EPİFİTİK LİKENLERİNDEKİ RADYONÜKLİD
DAĞILIMININ İNCELENMESİ**

Ayşegül KAHRAMAN

Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK
(Danışman)

DOKTORA TEZİ
FİZİK ANABİLİM DALI

BURSA-2012
Her Hakkı Saklıdır

TEZ ONAYI

Ayşegül KAHRAMAN tarafından hazırlanan "Uludağ' ın Bazı Epifitik Likenlerindeki Radyonüklid Dağılımının İncelenmesi" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı' nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK

Başkan : Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK
Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi
Fizik Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Orhan GÜRLER
Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi
Fizik Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Remziye ERGÜL
Uludağ Üniversitesi Eğitim Fakültesi
Fen Bilgisi Eğitimi Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Nil KÜÇÜK
Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi
Fizik Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Özcan GÜNDOĞDU
Kocaeli Üniversitesi Yıldız Bilge Barbaros Denizcilik Yüksekokulu

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Kadri ARSLAN
Enstitü Müdürü

.../.../2012

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

03.04/2012

A. Kahraman
İmza

Ayşegül KAHRAMAN

ÖZET

Doktora Tezi

Ayşegül KAHRAMAN

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Fizik Anabilim Dalı

ULUDAĞ' IN BAZI EPİFİTİK LİKENLERİNDEKİ RADYONÜKLİD DAĞILIMININ İNCELENMESİ

Danışman: Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK

Nükleer silah testleri, Chernobyl nükleer reaktör kazası vb. olaylar sonucunda çevreye yayılan radyoaktif parçacıklar dünyanın birçok bölgesinde kirliliğe neden olmuştur. Bu çalışmanın amacı Uludağ' dan toplanan çeşitli epifitik likenlerdeki radyoaktif düzeyi belirlemek ve buna bağlı olarak liken türlerinin soğurma yeteneğini incelemektir.

Araştırmanın ilk bölümünde, epifitik likenlerin spesifik beta aktiviteleri TENNELEC LB 1000-PW dedektörüyle ölçülmüş ve sonuçlar, $177 \pm 14 - 707 \pm 57$ Bq/kg aralığında bulunmuştur. Araştırmanın ikinci bölümünde Uludağ' ın Sarıalan bölgesinden toplanan üç farklı epifitik ve dalsı liken örneğinin spesifik beta aktiviteleri belirlenmiş ve en yüksek değer *Pseudevernia furfuracea* türünde gözlenmiştir.

Araştırmanın son bölümünde HPGe dedektörü ile liken örneklerindeki ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb ve ^7Be nin spesifik aktiviteleri yaş ve kuru ağırlık başına belirlenmiştir. Bu radyonüklidlerin kuru ağırlık başına aktivite değerleri sırasıyla 4,05 – 95,26, 86 – 211, MDA – 19,2, MDA – 14,0, 229 – 872, 72,1 – 220,0 Bq/kg aralıklarında bulunmuştur. ^{137}Cs için en iyi biyomonitör *Parmelia sulcata* olarak belirlenmiştir.

^{137}Cs ile ^{40}K spesifik aktiviteleri arasında Pearson korelasyon katsayısı (kuru ağırlık için $R=-0,323$, $P=0,222$) istatistiksel paket program kullanılarak (SPSS ver. 17.0) hesaplanmıştır. Ayrıca yıllık ortalama yağış ve sıcaklığın ^7Be spesifik aktivitesi üzerine etkisi çoklu regresyon analizi ile değerlendirilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Liken, Uludağ, Çevresel radyoaktivite, Chernobyl etkisi, Biyomonitör, Gamma spektroskopisi, Toplam β , Doğal radyonüklid
2012, xi+151 sayfa.

ABSTRACT

PhD Thesis

Ayşegül KAHRAMAN

Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Physics

INVESTIGATION OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTION IN SOME EPIPHYTIC LICHENS OF ULUDAĞ

Supervisor: Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK

Radioactive substances released into the environment as a result of nuclear weapon testings, and the accident in Chernobyl nuclear power plant etc. cause radioactive pollution in many parts of the world. The main objective of this study is to determine the level of radioactivity in various epiphytic lichens collected from Uludağ region and to investigate the adsorption capacity of some lichen species.

In the first part of the study, the specific beta activity was determined using TENNELEC LB 1000-PW detector and the results were found to be in the range between 177 ± 14 and 707 ± 57 Bq/kg. In the second part of the study, the specific beta activity in three different epiphytic and fruticose lichen species in Sarıalan was determined and the highest activity value was observed in *Pseudevernia furfuracea*.

In the last part of the study, specific activities of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb and ^7Be were determined using HPGe detector per dry and wet mass. The activity values of these radionuclides were found to be in the range of 4,05 – 95,26, 86 – 211, MDA – 19,2, MDA – 14,0, 229 – 872, 72,1 – 220,0 Bq/kg in dry weight, respectively. For ^{137}Cs , *Parmelia sulcata* was determined to be the best biomonitor.

The Pearson correlation coefficient ($R=-0.323$, $P=0.222$ for dry weight) between the activity concentrations of ^{137}Cs and ^{40}K were determined using SPSS package program (SPSS ver 17.0). Also the effect of mean precipitation on ^7Be specific activity was determined using multi regression analysis.

Keywords: Lichen, Uludağ Mountain, Environmental radioactivity, Chernobyl effect, Biomonitor, Gamma spectroscopy, Gross β , Natural Radionuclide
2012, xi+151 pages.

TEŞEKKÜR

Doktora tez alıőmam boyunca her trl maddi ve manevi desteği sağlayan, bilgi ve tecrbesinden yararlandığım ok değerli danışman hocam sayın Prof. Dr. Z. Gökay KAYNAK' a,

Tez İzleme Komitesi' nde bulunup yapıcı yorumlarıyla beni yönlendiren Doç. Dr. Orhan GÜRLER ve Yrd. Doç. Dr. Remziye ERGÜL' e,

Liken rneklerinin tür tayinini yaparak değerli zamanını bana ayıran Doç. Dr. Őule ÖZTÜRK' e,

Ankara Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü' nün kapılarını açarak laboratuvarlarından yararlanmamızı sağlayan Prof. Dr. Doğan BOR' a, analizler süresince bilgi ve tecrübesinden yararlandığım Prof. Dr. Haluk YÜCEL' e,

Arazi çalıőmalarım boyunca yanımda olup tez süresince desteklerini esirgemeyen Dr. Gizem AKKAYA ve Dr. RaŐen KAYA' ya,

Benim için çok kıymetli dostlarım Nesrin TEKİN, Duygu AYDOğDU, Ekin zge ÖZGÜR ve MürŐide ŐAFAK HACIŐSMAİLOęLU' na teŐekkürlerimi sunarım.

Evde yapmam gereken her türlü iŐi üstlenerek bana vakit kazandıran ablalarım Hayriye KAHRAMAN, Ümmühan KAHRAMAN, babam Mahmut KAHRAMAN' a ve evimizin neŐe kaynağı Asya YİğİT' e ne kadar teşekkür etsem azdır.

Bu tezi artık düŐüncelerini aktaramayacak kadar rahatsız olmasına rağmen varlığının her zaman yeterli olduğu annem Tülay KAHRAMAN' a atfediyorum.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
SİMGE ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER	4
2.1. Doğal Radyasyon Kaynakları	4
2.2. Nükleer Silah Testleri ve Chernobyl Nükleer Reaktör Kazasının Etkileri	9
2.3. Radyasyonun Madde ile Etkileşmesi	15
2.4. Gamma Işınlmasının Madde ile Etkileşmesi	15
2.4.1. Fotoelektrik olay	16
2.4.2. Compton saçılması	17
2.4.3. Çift oluşum	19
2.5. Ağır Yüklü Parçacıkların Madde ile Etkileşmesi	20
2.6. Elektronların Madde ile Etkileşmesi	21
2.7. Filyon	22
2.7.1. Kendiliğinden Filyon	22
2.7.2. Nükleer Filyon	26
2.8. ²³⁵ U ve ²³⁸ U için Nötron Tesir Kesitleri	27
2.9. Yarıiletken Detektörler	28
2.9.1. Katıların bant yapısı	28
2.9.2. HPGe dedektörleri	30
2.10. Sintilasyon Dedektörleri	36
2.10.1. Sintilasyon dedektörünün genel yapısı	36
2.10.2. Sintilasyon oluşumu	37
2.11. Biyolojik Materyallerle Çevre Kirliliğinin Araştırılması	38
2.12. Biyoizlemede Karşılaşılan Problemler	40
2.13. Likenlerin Genel Özellikleri	40
2.14. Atmosferik Kirliliği Belirlemede Likenlerin Kullanımı	42
2.15. Farklı Liken Türlerinde Radyonüklid Alım Süreci	44
2.16. Bazı Radyonüklidlerin Likenlerdeki Ekolojik Yarı Ömrü	59
2.17. Likenlerde ¹³⁷ Cs ve ⁴⁰ K Arasındaki İlişki	62
2.18. ⁷ Be, ²¹⁰ Pb, ⁴⁰ K, ¹³⁷ Cs ve ²³² Th Radyonüklidlerinin Atmosferik Depozisyonu	62
3. KAYNAK ÖZETLERİ	71
3.1. Türkiye’ de Chernobyl Kazası Sonrası Radyoaktivite Seviyesi	71
3.2. Likenlerde Belirlenen Radyonüklidler ve Spesifik Aktivite Değerleri	72
4. MATERYAL VE YÖNTEM	80
4.1. Uludağ	80
4.1.1. Uludağ’ ın coğrafik konumu ve topoğrafik yapısı	80
4.1.2. Uludağ’ ın jeomorfolojik özellikleri ve bazı kayaların doğal radyonüklidler açısından değerlendirilmesi	81
4.1.3. Uludağ’ ın iklimi	84

4.2. Örneklerin Toplanması ve Ölçüme Hazırlanması	87
4.3. Beta Aktivitesinin Belirlenmesi	90
4.3.1. Phoswich sintilasyon dedektörü	90
4.3.2. Phoswich sintilasyon dedektörünün sayma elektronığı	92
4.3.3. Beta aktivitesi için sayma sisteminin kalibrasyonu	97
4.3.4. KCl' nin ve örneklerin beta aktivitelerinin hesaplanması	98
4.4. Likenlerde HPGe Gamma Spektrometresi ile Radyonüklid Analizi	100
4.4.1. HPGe Dedektörlerinin Özellikleri	100
4.4.2. Gamma spektrometresinde fotopik altındaki net sayımın belirlenmesi	102
4.4.3. Fotopik veriminin belirlenmesi	105
4.4.4. Minimum detekte edilebilen aktivite (MDA) hesabı	107
4.4.5. Radyonüklidlerin spesifik aktivitelerinin belirlenmesi	107
4.5. İstatistiksel Yöntemler	109
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	111
KAYNAKLAR	141
EKLER	148
EK 1	149
EK 2	150
ÖZGEÇMİŞ	151

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
P	Anlamlılık Düzeyi
Z	Atom numarası
T_e	Auger elektronunun kinetik enerjisi
N_A	Avogadro sayısı
$B(n, Z)$	Bağlanma enerjisi
η	Beta geçişinin ^{40}K bozunumundaki oranı
B	Compton saçılmaları nedeniyle fotopik altında oluşan toplam sayım
σ_{CS}	Compton soğrulma tesir kesiti
N_d	Compton sürekliliği çıkartılmış net doğal fon sayımı
N_p	Compton sürekliliği çıkartılmış net sayım
μ_{CS}	Compton zayıflama katsayısı
κ	Çift oluşum olayı tesir kesiti
δ	Çiftlenim enerji terimi
ε_d	Deformasyon parametresi
ε	Dielektrik sabiti – Verim
N_b	Doğal fon sayımı
t_d	Doğal fon sayım süresi
d	Duyar bölge kalınlığı
K	Düzeltilme faktörlerinin bileşimini veren bir katsayı
e	Elektron yükü
E_b	Elektronun bağlanma enerjisi
α	Elektronun durgun kütle enerjisi cinsinden foton enerjisi
E_e	Elektronun kinetik enerjisi
m_e	Elektronun kütlesi
Γ_f	Enerji seviyesinin genişliği
σ_f	Fisyon tesir kesiti
τ_f	Fisyon olayının meydana gelmesi için geçen süre
τ	Fotoelektrik olayın meydana gelme olasılığı
E_γ	Foton enerjisi
ν	Fotonun frekansı
G	Fotopik altında kalan toplam alan
B_2	Fotopik sağındaki Compton süreklilik bölgesindeki toplam sayım
B_1	Fotopik solundaki Compton süreklilik bölgesindeki toplam sayım
p	Fotopikteki kanal sayısı
f_γ	Gamma yayınlanma olasılığı
V	Gerilim
c	Işık hızı

D	KCl' nin kimyasal saflığı
h_a	^{40}K ' nin izotopik bolluğu
r_0	Klasik elektron yarıçapı
A_{Cl}	Klorun atom ağırlığı
A	Kütle numarası – Aktivite
\bar{N}	Ortalama sayma
E_{akt}	Ortama aktarılan enerji
n	Ortamın birim hacmindeki atom sayısı - fotopikin sağındaki ve solundaki Compton süreklilik bölgesindeki kanal sayısı
N_s	Örneğin net sayımı
C	Örnek içindeki potasyum derişimi
t_c	Örnek sayım süresi
λ	Parçalanma olasılığı
h, \hbar	Planck sabiti
A_K	Potasyumun atom ağırlığı
E_p	Pozitronun kinetik enerjisi
σ	Standart hata
σ_{tot}	Toplam tesir kesiti
ν_k	X-ışını frekansı
N_c	Yarıiletken malzemedeki safsızlık konsantrasyonu
ρ	Yoğunluk

Kısaltmalar

Açıklama

AMAP	Arctic Monitoring and Assessment Programme
ADC	Analog – Sayısal dönüştürücü (Analog to digital converter)
BDL	Deteksiyon limitinin altı (Below detection limit)
FWHM	Full width at half maximum
HPGe	Yüksek saflıkta germanyum dedektörü
MCA	Çok kanallı analizör
MDA	Minimum Detekte Edilebilen Aktivite
ND	Detekte edilmemiş (Non-Detection)
OFHC	Oxygen-free high conductivity
Ort.	Ortalama
SCOPE	Scientific Committee on Problems of the Environment
ŞBS	Şeffaf büyük silindir
PW	Phoswich
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Chernobyl nükleer reaktör kazasından sonra bölgeden alınan hava örneklerinde ^{95}Zr ve ^{131}I in spesifik aktiviteleri	11
Şekil 2.2. Chernobyl kazası sonrası radyoaktif bulutunun ilerleyişi	14
Şekil 2.3. Compton saçılmasının şematik gösterimi	17
Şekil 2.4. Gamma enerji dağılımı	18
Şekil 2.5. Sıvı damlası modeline göre küresel bir şekle sahip olan çekirdeğin simetrik fisyon süreci ile deformasyonu	24
Şekil 2.6. a) ^{235}U b) ^{238}U ile reaksiyona giren nötronlar için enerjiye bağlı olarak toplam tesir kesiti ve fisyon tesir kesiti	28
Şekil 2.7. Bant yapısı	29
Şekil 2.8. Tipik bir germanyum dedektörü ve sıvı azot kabı	32
Şekil 2.9. HPGe dedektörünün basit yapısı	33
Şekil 2.10. p-tipi düzlemsel yüksek saflıkta germanyum dedektörü	34
Şekil 2.11. (a) Tam koaksiyel dedektör (b) Kapalı uçlu koaksiyel dedektör	35
Şekil 2.12. (a) p-tipi koaksiyel geometri (b) n-tipi koaksiyel geometri	35
Şekil 2.13. Sintilasyon dedektörünün şematik görünümü	36
Şekil 2.14. Bir kristalde enerji bantları	38
Şekil 2.15. <i>Xanthoria parietina</i>	46
Şekil 2.16. <i>Parmelia sulcata</i>	48
Şekil 2.17. <i>Cetraria islandica</i>	48
Şekil 2.18. <i>Umbilicaria cylindrica</i>	50
Şekil 2.19. Epifitik ve epilitik likenlerde zamana bağlı olarak ^{137}Cs aktivite değişimi	51
Şekil 2.20. Dalsı, Kabuksu ve Yapraksı liken türlerinde ^{137}Cs ' nin zamana bağlı değişimi	52
Şekil 2.21. Yapraksı ve dalsı likenlerde ^{137}Cs ' nin zamana bağlı değişimi	52
Şekil 2.22. 1996 yılı yaz aylarında toplanıp, 2006 yılında filme kaplanan <i>Umbilicaria crustulosa</i> tallusu üzerindeki ^{137}Cs dağılımını gösteren otoradyograf	53
Şekil 2.23. 1996 yılı yaz aylarında toplanıp, 2006 yılında filme kaplanan <i>X. taractica</i> tallusu üzerindeki ^{137}Cs dağılımını gösteren otoradyograf	54
Şekil 2.24. <i>Pseudevernia furfuracea</i>	58
Şekil 2.25. 1987-2002 yılları arasında ocak aylarından alınan ^7Be konsantrasyonu	64
Şekil 2.26. 1987 -2001 yılları boyunca ölçülen ^7Be konsantrasyonunun aylık ortalamalar	64
Şekil 2.27. ^{210}Pb ' un 15 yıl boyunca elde edilen aylık ortalama konsantrasyonu	66
Şekil 2.28. 1987-2002 yılları arasında ocak aylarından alınan ^{210}Pb konsantrasyonu	67
Şekil 2.29. ^7Be ' nin ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi	68
Şekil 2.30. ^{210}Pb ' un ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi	69
Şekil 2.31. $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ oranının ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi	69
Şekil 4.1. Uludağ' ın jeolojik yapısı	82
Şekil 4.2. Uludağ Haritası	89
Şekil 4.3. PW dedektörünün doğal fonu düşürmek amacıyla kurşun bloklarla ortamdan yalıtılması	90
Şekil 4.4. PW dedektörünün şematik gösterimi	91

Şekil 4.5. Sayma sisteminin blok diyagramı	93
Şekil 4.6. Pulsların zaman kanallarına ayrılması	94
Şekil 4.7. Alfa, Beta karışması denetimi	96
Şekil 4.8. ^{40}K ' in bozunma şeması	97
Şekil 4.9. KCl'nin kütle sayma hızı grafiği	98
Şekil 4.10. Doğrusal fonksiyon ile süreklilik hesabı	104
Şekil 4.11. Basamak fonksiyonu ile süreklilik hesabı	104
Şekil 5.1. (a) Spesifik beta aktivitesine ait verilerin histogramla gösterimi (b) Spesifik beta aktivite değerleri için normal dağılım grafiği	114
Şekil 5.2. (a) Sarıalan' dan elde edilen spesifik beta aktivite değerlerinin histogramla gösterimi (b) Sarıalan' dan elde edilen spesifik beta aktivite değerlerinin normal dağılım grafiği	116
Şekil 5.3. (a) Yaş ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerlerinin histogram grafliği (b) Kuru ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği	118
Şekil 5.4. (a) Yaş ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği	119
Şekil 5.5. (a) Yaş ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerlerinin histogram grafliği (b) Kuru ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği	120
Şekil 5.6. (a) Yaş ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği	121
Şekil 5.7. ^{137}Cs sütun grafiği	126
Şekil 5.8. ^{40}K ile ^{137}Cs arasındaki ilişki	127
Şekil 5.9. ^{226}Ra ve ^{232}Th sütun grafiği	131
Şekil 5.10. (a) Yaş ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerlerinin histogram grafliği (b) Kuru ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği	133
Şekil 5.11. (a) Yaş ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği	134
Şekil 5.12. ^{210}Pb sütun grafiği	135
Şekil 5.13. (a) Yaş ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerlerinin histogram grafliği (b) Kuru ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği	137
Şekil 5.14. (a) Yaş ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği	137
Şekil 5.15. Yağış miktarı ile ^7Be arasındaki ilişki	139

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Bazı doğal radyoaktif izotoplar	5
Çizelge 2.2. Kozmojenik radyonüklidler	7
Çizelge 2.3. Dünya çapında doğal kaynaklardan alınan yıllık efektif doz	8
Çizelge 2.4. Chernobyl reaktör kazası sonrası çevreye yayılan bazı radyonüklidlerin aktivite değerleri	11
Çizelge 2.5. Chernobyl kazası sonucu çevreye yayılan radyonüklidler	12
Çizelge 2.6. Farklı ortamlarda ölçülen bazı fisyon ürünlerinin aktivite değerleri	14
Çizelge 2.7. Gamma dedektörleri için uygun bazı yarıiletken malzemeler	30
Çizelge 2.8. Yoğunluk sınıfına bağlı olarak <i>Xanthoria parietina</i> ' da ¹³⁷ Cs aktivitesinin kuru ağırlık ve birim yüzey alanı başına değerleri	46
Çizelge 4.1. Bazı kayaçlarda Th/U oranı	84
Çizelge 4.2. Yeşilkonak (Uludağ) istasyonuna ait meteorolojik veriler	84
Çizelge 4.3. Sarıalan (Uludağ Milli Parkı) istasyonuna ait meteorolojik veriler	85
Çizelge 4.4. Zirve (Uludağ Milli Parkı) istasyonuna ait meteorolojik veriler	85
Çizelge 4.5. İnegöl ilçesine ait meteorolojik veriler	85
Çizelge 4.6. Keles ilçesine ait meteorolojik veriler	86
Çizelge 4.7. Bursa iline ait meteorolojik veriler	86
Çizelge 4.8. Uludağ' ın iklim özellikleri	87
Çizelge 4.9. Örneklerin alındığı bölgelerin koordinatları, yükseklikleri ve örnek alma tarihleri	88
Çizelge 4.10. PW dedektöründe bulunan sintilatörlerin ve quartz tabakanın bazı fiziksel ve optiksel özellikleri	91
Çizelge 4.11. Phoswich dedektörünün doğal fon sayma değerleri	92
Çizelge 4.12. p-tipi HPGe dedektörünün bazı özellikleri	101
Çizelge 4.13. n-tipi HPGe dedektörünün bazı özellikleri	102
Çizelge 4.14. Standart kaynaktaki radyonüklidlerin aktiviteleri	106
Çizelge 4.15. Liken örneklerinin yaş ve kuru ağırlıkları (ŞBS geometri)	108
Çizelge 4.16. Liken örneklerinin yaş ve kuru ağırlıkları (Marinelli geometri)	108
Çizelge 5.1. Liken örneklerinin spesifik beta aktivite sonuçları	111
Çizelge 5.2. Spesifik beta aktivite sonuçları için istatistiksel veriler	113
Çizelge 5.3. Sarıalan' dan toplanan bazı liken türlerindeki spesifik beta aktivite değerleri	114
Çizelge 5.4. Sarıalan verileri için istatistiksel sonuçlar	115
Çizelge 5.5. Liken örneklerindeki ¹³⁷ Cs spesifik aktivite değerleri	117
Çizelge 5.6. ¹³⁷ Cs spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler	117
Çizelge 5.7. Liken örneklerindeki ⁴⁰ K spesifik aktivite değerleri	119
Çizelge 5.8. ⁴⁰ K spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler	120
Çizelge 5.9. Türkiye' den toplanan liken örneklerindeki ¹³⁷ Cs ve ⁴⁰ K spesifik aktiviteleri	122
Çizelge 5.10. ⁴⁰ K ile ¹³⁷ Cs arasındaki Pearson Korelasyon katsayıları	127
Çizelge 5.11. Dünyanın bazı bölgelerinden toplanan liken örneklerindeki ¹³⁷ Cs ve ⁴⁰ K spesifik aktiviteleri	128
Çizelge 5.12. Liken örneklerindeki ²²⁶ Ra spesifik aktivite değerleri	129
Çizelge 5.13. Liken örneklerindeki ²³² Th spesifik aktivite değerleri	130
Çizelge 5.14. Liken örneklerindeki ²¹⁰ Pb spesifik aktivite değerleri	132

Çizelge 5.15. ^{210}Pb spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler	132
Çizelge 5.16. Liken örneklerindeki ^7Be spesifik aktivite değerleri	136
Çizelge 5.17. ^7Be spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler	136
Çizelge 5.18. Literatürde likenlerden elde edilen bazı radyonüklidlerin spesifik aktivite sonuçları	140

1. GİRİŞ

Doğa, oluşumundan bu yana doğal radyasyon ile karşı karşıyadır. Çevremizin doğal elemanı olan radyoaktif maddeler nedeniyle tüm canlı sistemler radyasyonun etkisi altındadır (Öztürk ve ark. 1987). Enerji gereksinimini karşılamak için yapılan nükleer santraller, nükleer silah testleri ve nükleer denemeler doğadaki radyasyon miktarını arttırmaktadır. İngiltere ve Fransa' nın denemeleri dışında kuzey yarımkürede 383 atmosferik nükleer silah testi yapılmıştır (Godoy ve ark. 1998). 26 Nisan 1986' da meydana gelen Chernobyl nükleer reaktör kazasından sonra dünyanın birçok bölgesinde radyasyon oranlarında artışlar gözlenmiştir. Benzer bir reaktör kazası Japonya' da 11 Mart 2011' de ki depremin ardından Fukuşıma nükleer santralinde meydana gelmiştir. Bu nedenlerle radyoaktif kirlenme konusundaki çalışmalar güncelliklerini yitirmemektedir. Radyoaktif çevre kirliliğiyle ilgili ölçümler yapılmakta ve bu bağlamda biyomonitörlerle de çalışılmaktadır. Radyoaktif kirlenmenin yoğun gözlendiği biyomonitörlerin başında likenler ve karayosunları yer almaktadır (Sloof ve Wolterbeek 1992, Celik ve ark. 2009).

Likenler yeryüzünde geniş bir yayılım alanına sahiptirler. Hem kentsel hem de endüstriyel alanlarda yaşamlarını sürdürebilen likenler radyoaktif ve kimyasal hava kirliliğini kalitatif ve kantitatif saptamada özel yeri olan biyolojik organizmalardır (Sloof 1993). Likenlerle gözlenen özellikle radyoaktif madde ve ağır metal bulguları, bölgelerin ya da tüm ülkenin radyasyon veya ağır metal kirlilik düzeylerini gösteren haritaların elde edilmesinde anlamlı yer tutmaktadır. Organik kirleticilerin belirlenmesinde de biyomonitör olarak kullanılan likenler hava kirliliğine karşı hassas olduklarından dolayı bu tür bölgelerde sayıca azalır veya gözlenmezler. *Evernia prunastri*, *Lobaria pulmonaria* ve *Pseudevernia furfuracea* gibi liken türlerinden elde edilen usnik asit türevi koku ve iyi bir fiksatif olma açısından kozmetik alanda parfüm endüstrisinde kullanılırlar. Bunun yanı sıra likenler tekstil alanında ipek ve yün boyamada, alkol üretiminde, hayvan ve insanlar için besin kaynağı olarak, ilaç endüstrisinde tonik ve pastil içeriğinde yerlerini alırlar (Öztürk 1995, Aydın ve Kınalıoğlu 2010). Dünyada yaklaşık olarak 20 000 liken türü bilinmektedir.

Çevresel radyoaktivite belirlenirken araziye uygun cihazların kullanımı anlık bilgi vermektedir. Biyolojik monitörlerle bu tür çalışmaların yapılması ise uzun bir dönemi kapsayacağından daha güvenilir sonuçlar sağlamaktadır. Likenler çevresel kirlilik düzeyini belirlemede literatürde kullanılan en yaygın biyolojik monitörlerdir. Likenlerde ağır metal ve radyonüklid düzeyinin belirlenmesi amacıyla tarafımızdan yapılan ilk çalışma Gökçeada bölgesindedir (Kahraman ve ark. 2009). Bu çalışmada *Ramalina pollinaria* türünden elde edilen ^{137}Cs aktivitesinin Doğu Karadeniz Bölgesi'nden elde edilen bazı değerlere yakın olması tez kapsamındaki araştırmaları Bursa İli'ndeki radyonüklidlerin aktivite değerlerini belirlemeye yöneltmiştir. Farklı liken türleri değişik morfolojik özellikleri nedeniyle bünyelerinde farklı seviyelerde radyonüklid biriktirirler. Bu nedenle türler arasında kıyaslamaya giderek hangi türün diğerlerine göre verimli bir biyomonitör olduğunu belirlemek oldukça önemlidir.

Ayrıca likenlerde deniz seviyesinden olan yükseklikle birlikte ^{137}Cs 'nin spesifik aktivite değerinin arttığı saptanmıştır (Heinrich ve ark. 1999). Uludağ, hem liken çeşitliliği ve bolluğu açısından, hem de yükseklikle radyonüklidlerin aktivite değerlerinin değişimini değerlendirme açısından oldukça ideal bir bölgedir.

Uludağ' dan toplanan toplam 60 adet epifitik (ağaç üstünde yetişen) liken örneğinin beta spesifik aktiviteleri belirlenmiştir. Ayrıca Uludağ' ın Sarıalan bölgesinden toplamda 20 adet üç farklı epifitik ve dalsı liken türü toplanarak bu örneklerin beta sayımları alınmış ve spesifik aktiviteleri hesaplanmıştır. Bu aktivite değerleri incelenerek hangi türün diğerine göre daha verimli bir biyolojik monitör olduğu değerlendirilmiştir. Örneklerin beta spesifik aktiviteleri TENNELEC LB 1000-PW dedektör sistemi ile belirlenmiştir. Bu dedektör zırh özellikleri nedeniyle özellikle düşük aktiviteli örnekler için ideal bir sayma sistemidir.

Ankara Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü' nde seçilen 16 adet liken örneğinin gamma spektrumları Canberra ve Ortec marka HPGe dedektörleri ve bunlara bağlı sayma sistemleri kullanılarak alınmıştır. Bu spektrumlar ile likenlerdeki ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb ve ^7Be spesifik aktiviteleri belirlenerek bazı radyonüklidler açısından hangi türün diğerlerine göre daha verimli bir biyomonitör olduğu değerlendirilmiştir.

Bu alışma, Bursa İli' nde çevresel radyoaktif düzeyin likenler aracılığıyla incelendiği ilk kapsamlı araştırmadır. Çalışma, kullanılan türler arasında en verimli biyomonitr sunarak literatüre katkı sağlayarak araştırmacıları yönlendirecektir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Doğal Radyasyon Kaynakları

Yeryüzü ve güneş sistemimizin diğer gezegenleri yaklaşık $4,5 \times 10^9$ yıl önce meydana gelmiştir. Büyük patlamadan güneş sisteminin yoğunlaşmasına kadar geçen 10×10^9 yılda hidrojen ve helyum, novalar ve süper novalardaki ağır elementleri oluşturmuşlardır (Krane 2001). Bu şekilde oluşan elementlerin çoğu radyoaktif olup bir kısmı bu süre boyunca kararlı çekirdeklere bozunmuşlardır. Bu nedenle doğal radyasyonun en önemli kaynağı yeryüzünün başlangıcından bu yana var olan radyonüklidlerdir.

Doğal radyoaktif izotopların birçoğu ağır elementlerdir. Bu ağır elementler üç seride toplanmaktadır. Bunlar toryum (^{232}Th), uranyum (^{238}U) ve aktinyum (^{235}U) serileridir. Bu serilerde ana çekirdeklerin yarı ömürleri ürün çekirdeklerin yarı ömürlerine kıyasla çok daha uzundur. Bu üç seriden farklı olarak neptinyum serisi olarak adlandırılan bir radyoaktif seri daha vardır. Neptinyum serisindeki en uzun ömürlü radyoaktif elementin yarı ömrü, dünyanın yaşıyla kıyaslandığında çok kısa olduğu için bugün doğal olarak gözlenmemektedir (Hodgson ve ark. 1997).

Uranyum ve toryum bozunma zincirindeki radyonüklidlerin çevrede (toprak, nehir vb.) yaklaşık olarak radyoaktif dengede olduğu kabul edilmektedir. Uranyum zinciri, ^{238}U ' in ($t_{1/2} = 4,4 \times 10^9$ yıl) alfa bozunumu yapmasıyla başlar. Bu zincirde ^{234}U ($t_{1/2} = 2,4 \times 10^5$ yıl) oluşana kadar meydana gelen diğer radyonüklidlerin yarı ömürleri en fazla gün mertebesindedir (bkz. Ek 1). Bu radyonüklidlerin ortamda kimyasal ve fiziksel davranışları farklıdır. Bu nedenle toprakta, denizde ve nehirlerde ^{234}U aktivitesi, ^{238}U aktivitesi ile aynı olmayabilir. Bu bozunma zincirinde yer alan bir diğer radyonüklid ^{226}Ra ' dır. ^{226}Ra aktivitesi de ^{238}U aktivitesinden biraz farklılaşabilir. Bunun başlıca iki nedeni olabilir: Kendisini oluşturan ana çekirdeklerin ($^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra}$) kimyasal veya fiziksel davranışlarındaki farklılık ve ^{226}Ra ' nın mobilitesinin yüksek olmasıdır. ^{226}Ra alfa bozunumu yaparak radona (^{222}Rn) dönüşür. Radon, uranyum serisindeki asal gaz olup ortamdaki kaçma olasılığı yüksektir.

(UNSCEAR 2000a). Taş kömüründe bulunan ^{238}U ve ^{232}Th nedeniyle, özellikle kömür yakıtlı elektrik santrallerinden çevreye bol miktarda bu radyonüklidlerin bozunma ürünleri yayılmaktadır (Flues ve ark. 2002). Kayalıkların derinliklerinde radon oluştuğu zaman yüzeye çıkıp atmosfere karışma olasılığı çok azdır. Yer kürenin hareketliliğinin bir göstergesi kaya çatlaklarından radon gazı kaçmasıdır. Bu nedenle son yıllarda radon gazı çıkışının arttığı bölgelerin deprem riski taşıdığı düşünülmektedir. 3,82 gün yarı ömre sahip ^{222}Rn ' nin uzun ömürlü iki tane bozunma ürünü vardır. Bu radyoizotoplar ^{210}Pb ($t_{1/2}=22,3$ yıl) ve ^{210}Po ($t_{1/2}=138$ gün)' dur. Doz değerlendirmelerinde büyük öneme sahip olan bu radyonüklidler bitki yüzeyine aerosoller ile çökerler. Havada ^{210}Pb konsantrasyonunun artmasının başlıca nedeni fosfor, demir ve çelik endüstrileridir (UNSCEAR 2000b, Uğur ve ark. 2003).

Toryum bozunma zincirinde de (bkz. Ek 2) uranyum bozunma zincirine benzer olarak radyoaktif dengenin bozulma olasılığı vardır. Ancak radyoaktif denge uranyum bozunma zincirine göre daha çabuk kurulacaktır. Bunun nedeni toryum bozunma zincirindeki radyonüklidlerin yarı ömürlerinin en fazla birkaç yıl mertebesinde olmasıdır (Unscear 2000a).

Doğal radyoaktif seriler dışında kalan bazı doğal radyoaktif izotoplar Çizelge 2.1' de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Bazı doğal radyoaktif izotoplar (Krane 2001)

Radyoizotop	Yarı ömür (yıl)
^{40}K	$1,28 \times 10^9$
^{87}Rb	$4,28 \times 10^{10}$
^{113}Cd	9×10^{15}
^{115}In	$4,4 \times 10^{14}$
^{138}La	$1,3 \times 10^{11}$
^{176}Lu	$3,6 \times 10^{10}$
^{187}Re	5×10^{10}

İnsan vücudunun aldığı doza Çizelge 2.1' de verilen radyoizotoplardan ^{40}K dışındakilerin katkısı oldukça azdır. Potasyum yumuşak bir metaldir ve rengi gümüş ile beyaz olabilir. Yer kabuğunda en çok bulunan elementlerin sıralamasında yedinci olan

potasyumun çözülmüş halde bulunan formu, okyanuslarda bolluk açısından altıncı sırada yer almaktadır. ^{40}K ' in izotopik bolluğu % 0,0117' dir. Potasyumun ^{40}K ' tan başka birkaç radyoaktif izotopu daha vardır. Bu radyoaktif izotopların yarı ömürleri bir günden daha azdır. Okyanuslarda, yer kabuğunda ve bütün organik materyallerde bulunan ^{40}K ' in yer kabuğundaki spesifik aktivitesi yaklaşık 13 pCi/g' dır. Mineral sularında, tuzlu sularda ve değişik minerallerde de bulunan potasyum, verimli toprakların önemli bir bileşenidir. Azot ve fosforla birlikte beyaz katı haldeki potasyumsülfat ve potasyumklorür suni gübre olarak kullanılır. ^{40}K , çevrede diğer potasyum izotopları gibi davranarak biyolojik süreçlerle bitki ve hayvan metabolizmasına girer. Potasyum insanlar için de basit kalp ve damar fonksiyonlarının korunması için önemli bir elektrolittir. İnsan vücudundaki bütün doku, organ ve hücreler için gerekli bir mineral olan potasyum, et çeşitleri, bazı balık türleri ve sebzeler vb. yiyeceklerde de yer almaktadır. ^{40}K ' in sütteki spesifik aktivitesi yaklaşık olarak 2 000 pCi/L' dir (<http://www.ead.anl.gov/pub/doc/potassium.pdf>).

Atmosferin üst yüzeyine gelen kozmik ışınların % 98' i nükleonik bileşenlerden, kalan % 2 ' si de elektronlardan meydana gelir. Nükleonik bileşenlerin % 88' ini protonlar, % 11' ini alfa parçacıkları, % 1' ini ise ağır çekirdekler oluşturur. Kozmik parçacıkların enerji aralıkları 10^8 eV ile 10^{20} eV arasında değişmektedir. Bu yüklü parçacıklar galaktik manyetik alanda sürekli olarak yollarından saparlar. Kozmik ışınların diğer bir kaynağı, güneşin yüzeyinde manyetik fırtınalar nedeniyle oluşan parçacıklardır. Bu parçacıklar, çoğunlukla enerjileri 100 MeV' den daha küçük olan protonlardan oluşmaktadır. Nadir olarak bu enerji 10 GeV' in üzerinde olabilir. 11 yıl arayla meydana gelen güneşteki aktivite değişimleri, dünyaya ulaşan kozmik parçacıkların yoğunluğunu değiştirmektedir. Periyodik olarak meydana gelen bu değişimlerden güneş rüzgârları da etkilenir. Güneş rüzgârları, güneş atmosferinin üst tabakasından fırlatılan yüklü parçacıkların oluşturduğu akıntıdır. Güneş rüzgârları, güneş manyetik alanının etkisiyle değiştiğinden dolayı, kozmik radyasyon miktarı da manyetik alan kuvvetinden etkilenecektir (UNSCEAR 2000a, Leppänen ve ark. 2010). Bunun sonucunda dünya yakınında kozmik ışın artışı, güneş manyetik aktivitesi minimum olduğu zaman ortaya çıkacaktır (Vainio ve ark. 2009). Yerin manyetik alanı bir dereceye kadar kozmik ışınların hareketlerini etkiler ve bir tür kalkan görevi yaparak bazı kozmik ışınların

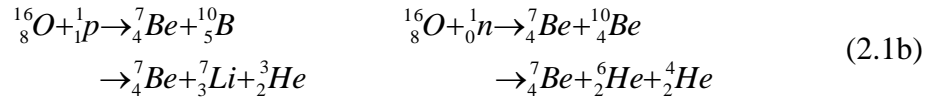
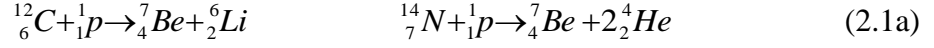
atmosfere girmesine engel olur. Yerin manyetik alanının karakteristiği nedeniyle, sadece yüksek enerjili parçacıklar, oldukça düşük jeomanyetik etkiye sahip olan bölgelerde yüksek etkiye neden olurlar (UNSCEAR 2000a, Leppänen ve ark. 2010). Kozmik ışınlar, doğal radyasyonun diğer bir kaynağı olup yoğunluğu, yüksek rakımlı bölgelerde daha fazladır. Kozmik ışınların atmosferde yaptığı nükleer reaksiyonlar sonucunda bir dizi radyonüklid oluşmaktadır. Bunlar arasında en yaygın olarak bilinen radyonüklidler ^3H , ^7Be , ^{22}Na ve ^{14}C tür. Bu yolla oluşan radyonüklidlerden yarı ömrü 1 günden fazla olanlar Çizelge 2.2' de verilmiştir (UNSCEAR 2000a). Bu radyonüklidlerden ^{14}C , organik maddelerin yaşını tayin etmede kullanılır. Kozmik ışınlar sürekli yayımlandığı için yaşayan bir organizma, devamlı olarak ^{14}C radyoizotopunu depolar. Böylece, ^{14}C ' ün, gram başına aktifliği bulunarak organik maddenin yaşı hesaplanabilir (Krane 2001). Kozmik radyasyondan kaynaklı efektif doz ^{14}C için $12 \mu\text{Sv}$, ^{22}Na için $15 \mu\text{Sv}$, ^3H için $0.01 \mu\text{Sv}$, ^7Be için $0.03 \mu\text{Sv}$ olarak belirlenmiştir (UNSCEAR 2000a). Kozmik radyonüklidler paleoklimatoloji' den (eski zamanlara ait iklimleri inceleyen bilim dalı) güneş aktivitelerinin yeniden yapılandırılmasına kadar geniş bir alanda kullanılırlar (Leppänen ve ark. 2010).

Çizelge 2.2. Kozmojenik radyonüklidler (UNSCEAR 2000a' dan değiştirilerek alınmıştır)

Radyonüklid	Yarı ömür
^3H	12,33 yıl
^7Be	53,39 gün
^{10}Be	$1,51 \times 10^6$ yıl
^{14}C	5730 yıl
^{22}Na	2,602 yıl
^{26}Al	$7,4 \times 10^5$ yıl
^{32}Si	172 yıl
^{32}P	14,26 gün
^{33}P	25,34 gün
^{35}S	87,51 gün
^{36}Cl	$3,01 \times 10^5$ yıl
^{37}Ar	35,04 gün
^{39}Ar	269 yıl
^{81}Kr	$2,29 \times 10^5$ yıl

Çizelge 2.2' de verilen kozmik radyonüklidlerden ^7Be ' nin düzenli aralıklarla ölçülmesi, atmosferik süreçlerle ilgili bilgi edinmemizi sağlamaktadır (Kulan ve ark. 2006, Kırmaz

ve ark. 2009, Leppänen ve ark. 2010). ^7Be troposferin üst kısmında ve stratosferde, karbon, nitrojen ve oksijen gibi hafif çekirdekler ile kozmik ışınlar arasında meydana gelen reaksiyonlar sonucunda oluşmaktadır (Masarik ve Beer 1999, Kulan ve ark. 2006, Papastaeфанou 2009). ^7Be oluşma reaksiyonları aşağıda verilmiştir:



Atmosferde ^7Be oluştuğundan sonra, büyük ölçüde mikrometreden daha küçük boyutlardaki aerosollere tutunur. Böylece ^7Be , toprağa, sulara ve bitkilere çöker (Winkler ve ark. 1998). Aerosoller, atmosferik kirliliği büyük ölçüde bünyelerinde tuttuklarından dolayı, ^7Be analizleri atmosferik depozisyonu ve atmosferik parçacıkların takip ettikleri yolu anlamamıza önemli derecede katkıda bulunur. ^7Be 'nin dağılımı dünyanın manyetik alanına bağlı olduğu gibi, havadaki yoğunluğu artan enlem ile hafifçe azalmaktadır (Kulan ve ark. 2006). Troposferle stratosfer arasında parçacık geçişleri çok yoğun olduğu zaman, troposfer periyodik olarak inceler. Bunun sonucunda atmosferde ki ^7Be seviyesi mevsimse bağlı olarak değişir (Aldahan ve ark. 2001, Daish ve ark. 2005, González-Gomez ve ark. 2006).

Doğal kaynaklardan alınan yıllık efektif doz Çizelge 2.3' te verilmiştir.

Çizelge 2.3. Dünya çapında doğal kaynaklardan alınan yıllık efektif doz (UNSCEAR 2000b' den değiştirilerek alınmıştır)

Kaynak	Dünya çapındaki yıllık efektif doz (mSv)
Kozmik ışınlar	0,4
Yeryüzünde doğal olarak bulunan radyonüklidlerden kaynaklanan gamma ışınları	0,5
Solunma yoluyla alınan doz (başlıca radon)	1,2
Beslenme yoluyla alınan doz	0,3

2.2. Nükleer Silah Testleri ve Chernobyl Nükleer Reaktör Kazasının Etkileri

Radyoaktif kirlilik, insan aktiviteleri ile radyoaktivite seviyesinde meydana gelen artıştır. Yapay radyoaktivitenin keşfi, atom bombasının geliştirilmesi, nükleer kazalar, nükleer silah testleri ve nükleer enerji, atmosferdeki kirliliğin artışa neden olur. Bu nedenle radyoaktif kirlenmenin yüksek olduğu bölgelerde düzenli aktivite ölçümleri yapılarak gerekli tedbirleri almak halk sağlığı açısından oldukça önemlidir. Radyonüklidler günümüzde endüstri, ziraat, tıp ve bilim gibi alanlarda yaygın olarak kullanılırlar.

Nükleer silah testleri özellikle kuzey yarı kürede, en çok 1952 – 1958 ile 1961 – 1962 yılları arasında yapılmıştır. Bu testler sonucunda oluşan radyoaktif serpinti kontrolsüz bir şekilde atmosfere dağılmıştır. Oluşan radyoaktif serpentinin aktivitesi her ne kadar düşük seviyede de olsa bugün bile etkisini sürdürmektedir. 1962’ den 1990’ a kadar yeraltında yıllık elliden fazla nükleer silah denemesi yapılmıştır. 1945 – 2007 yılları arasında nükleer tesislerde 38 ciddi radyasyon kazası olurken bunların 26 tanesi nükleer silah programıyla ilgili olarak faaliyet sürdüren tesislerde gerçekleşmiştir. Yeraltında yapılan birçok nükleer deneme atmosferik testlerden çok daha az radyoaktif kirliliğe neden olmaktadır (UNSCEAR 2008).

Troposferik radyoaktif serpinti meydana geldiği yarı kürede kalma eğilimindedir. Yüksek hava akımları kuzey yarı kürede oluşmuş fisyon ürünlerinin güney yarı küreye girişini engeller. Daha yüksek seviyelerde meydana gelen testler ve çok daha güçlü patlamalarla stratosfere ulaşan radyoaktif serpintiler diğer yarı küreye ulaşabilir. Stratosferik radyoaktif serpinti tipik bir mevsimsel değişim gösterir. Her iki yarı kürede de genellikle baharda maksimum, sonbaharda minimum seviyededir. Bununla birlikte Piccato ve Wilgain (1963), Antartika’ da farklı bölgelere konulan hava filtrelerinde fisyon ürünlerinin yoğunluğunun kuzey yarı küredekinden 50 kat daha düşük olduğunu rapor etmişlerdir. Aynı çalışmada mevsimsel değişim de incelenmiş ve haziran – eylül arası bir minimum, kasım – mart arası ise bir maksimum gözlenmiştir (Godoy ve ark. 1998). UNSCEAR (2000b), nükleer testlerden kaynaklanan ortalama yıllık dozun kuzey yarı kürede güney yarı küredekinden % 10 daha fazla olduğunu rapor etmiştir. Aynı

raporda nükleer testlerden kaynaklanan yıllık doz seviyesinin çoğu zaman doğal radyonüklidlerin neden olduğu dozun % 7 ' si kadar olduğu belirtilmiştir. Türkiye' de de Chernobyl reaktör kazasından önce bazı bölgelerden toplanan liken türlerinde ^{137}Cs ' nin gözlenmesi nükleer silah testlerinden ülkemizin de etkilendiğini göstermektedir (Topçuoğlu ve ark. 1992).

Eski Sovyetler Birliği bugün ise Ukrayna sınırları içerisinde bulunan Chernobyl nükleer santrali' nde 26 Nisan 1986' da büyük bir kaza meydana gelmiştir. Kaza sonucunda ortaya çıkan radyoaktif gazlar ve izotoplar 1 200 m' yi aşan yüksekliklere ulaşmışlardır. Maksimum radyasyon seviyesi 27 Nisan 1986' da 600 m' de elde edilmiştir. Bu tarihten sonra radyoaktif bulutun yüksekliği 200 – 400 m arasında değişmiştir. ^{131}I ve ^{137}Cs uçucu olduklarından dolayı 6 – 9 km yükseklikte dedekte edilmiştir. Kazayla birlikte fisyon ürünleri atmosfere dağılmıştır. Kazanın meydana geldiği ilk gün radyoaktif maddelerin % 25' i, dokuz gün boyunca da kalan kısmı çevreye dağılmıştır (UNSCEAR 1988).

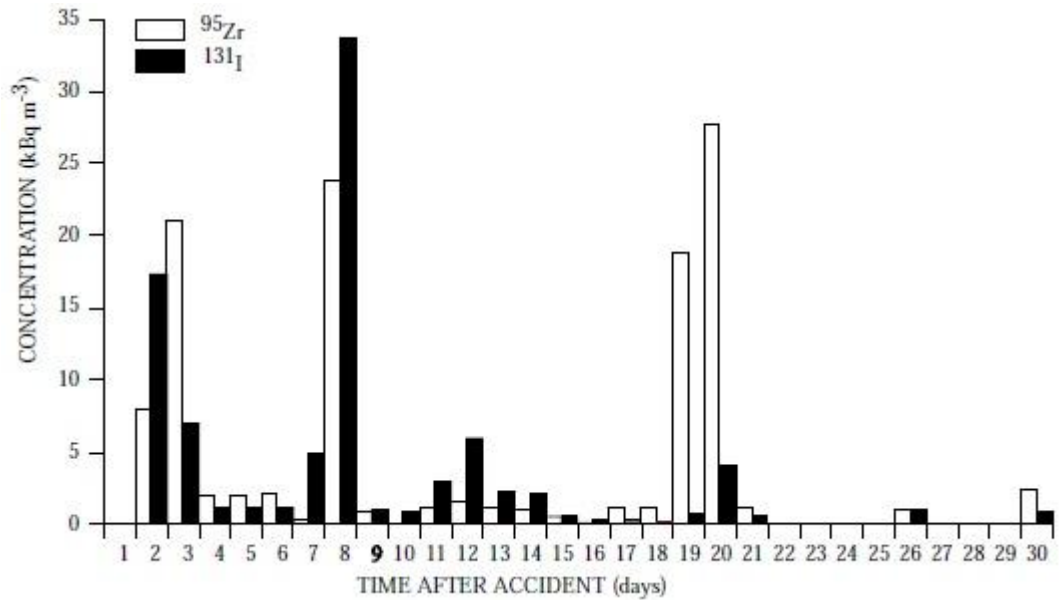
Kaza sonucunda atmosfere dağılan parçacıkların çaplarının büyüklüğü ile ilgili çalışmalar yapılmıştır. İlk ölçümler kazayı takip eden birkaç gün içerisinde yüzeysel olarak meydana getirilmiştir. Chernobyl nükleer santrali civarında yerden 400 – 600 m arasında değişen yüksekliklerden alınan hava örneklerinde yapılan deneyler sonucunda, parçacıkların büyüklüğü birkaç μm ile 10 μm arasında belirlenmiştir. Daha sonra alınan aerosol örneklerinin analizi ile parçacıklar boyutları açısından birincisi 0,3 – 1,5 μm aralığında ve ikincisi 10 μm ' den büyük olmak üzere iki farklı grupta toplanmışlardır. ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{140}La , ^{141}Ce , ^{144}Ce gibi uçucu olmayan radyoizotop ve transuranyum radyonüklid aktivitelerinin yaklaşık olarak % 80 – % 90' ını içeren daha büyük parçacıklar yakıt içerisinde kalmıştır. Macaristan, Bulgaristan ve Finlandiya' dan toplanan yakıt parçacıklarının büyüklüğü 0,5 – 10 μm arasında değişmektedir (UNSCEAR 2000c).

Kaza sonucu çevreye yayılan bazı radyonüklidlerin aktiviteleri Çizelge 2.4' te verilmiştir.

Çizelge 2.4. Chernobyl reaktör kazası sonrası çevreye yayılan bazı radyonüklidlerin aktivite değerleri (<http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope50/chapter02.html>)

Radyoizotop	Aktivite (Bq)
^{131}I	$6,7 \times 10^{17}$
^{134}Cs	$1,9 \times 10^{16}$
^{137}Cs	$3,7 \times 10^{16}$

Kaza sonrası Chernobyl nükleer reaktörünün bulunduğu bölgeden alınan hava örneklerinde ^{95}Zr ve ^{131}I spesifik aktiviteleri Şekil 2.1’ de verilmiştir.



Şekil 2.1. Chernobyl nükleer reaktör kazasından sonra bölgeden alınan hava örneklerinde ^{95}Zr ve ^{131}I ’ in spesifik aktiviteleri (UNSCEAR 2000c)

Radyoaktif serpentinin ülkelere yayılması rüzgârın yönüne göre değişmiştir. Yayılan küçük parçacıklar şiddetli yağmurlarla suya ve toprağa karışarak geniş bir alanın radyoaktif kirlenmesine yol açmışlardır. Kaza sonucunda ortaya çıkan radyoaktif izotopların toplam aktivite değeri yaklaşık olarak 10^{19} Bq’ dir (Williams 2001). Kaza sonucunda belirlenen radyoizotoplar Çizelge 2.5’ te verilmiştir.

Çizelge 2.5. Chernobyl kazası sonucu çevreye yayılan radyonüklidler (Bell ve Shaw 2005 ve Çelik 2010' dan değiştirilerek alınmıştır)

Radyoizotop	Yarı ömür
¹³¹ I	8 gün
¹³⁴ Cs	767 gün
¹³⁷ Cs	30 yıl
¹⁴¹ Ce	33 gün
¹⁴⁴ Ce	285 gün
⁹⁵ Nb	35 gün
¹⁰³ Ru	40 gün
⁹⁵ Zr	65 gün
⁹⁰ Sr	28 yıl
¹⁴⁰ La	1,68 gün

Radyonüklidlerin ekosistem içerisindeki hareketini anlamak için düzenli aralıklarla yapılacak ölçümler transfer faktörü hesaplamada önemlidir. Transfer faktörü, insanların aldığı doz oranlarının hesaplanmasını sağlayarak olası riskleri belirlemeye yardımcı olur.

Yapılan araştırmalar sonucunda uzun yarı ömürlü ¹³⁷Cs' nin düşük kil, yüksek organik madde içeriği ve düşük PH değerine sahip topraklarda hareketliliğinin daha çok olduğu sonucuna varılmıştır (Bell ve Shaw 2005). Periyodik tabloda I A grubu metalleri (alkali metaller) arasında yer alan potasyum ve sezyum, besin zincirinde bulunmaları açısından benzer davranış gösterirler. Canlılar beslenme ve sindirim metabolizmaları nedeniyle uzun süre bu radyonüklidlerin yayınladıkları radyasyonlara maruz kalırlar (Ciuffo ve ark. 2002).

Kazayı takip eden yıllarda radyasyonun insanlara geçişi başlıca iki yolla olmuştur. Bunlar: yer yüzeyinde bulunan radyonüklidlerin bozunması ve kontamine olmuş besin maddelerinin tüketimidir. ¹³¹I' in insanlara başlıca geçiş yolu yapraklı sebzeler ve çimenlerdeki varlığıdır. Kazayı takip eden günler içerisinde bu sebzeler ve çimenler ile beslenen hayvanlardan elde edilen ürünleri tüketen insanlar bu radyonüklidi bünyelerine almışlardır. Kısa yarı ömürlü olan ¹³¹I' in, bitki örtüsü üzerindeki etkinliği yaklaşık olarak iki hafta kadar sürmüştür (UNSCEAR 2000c).

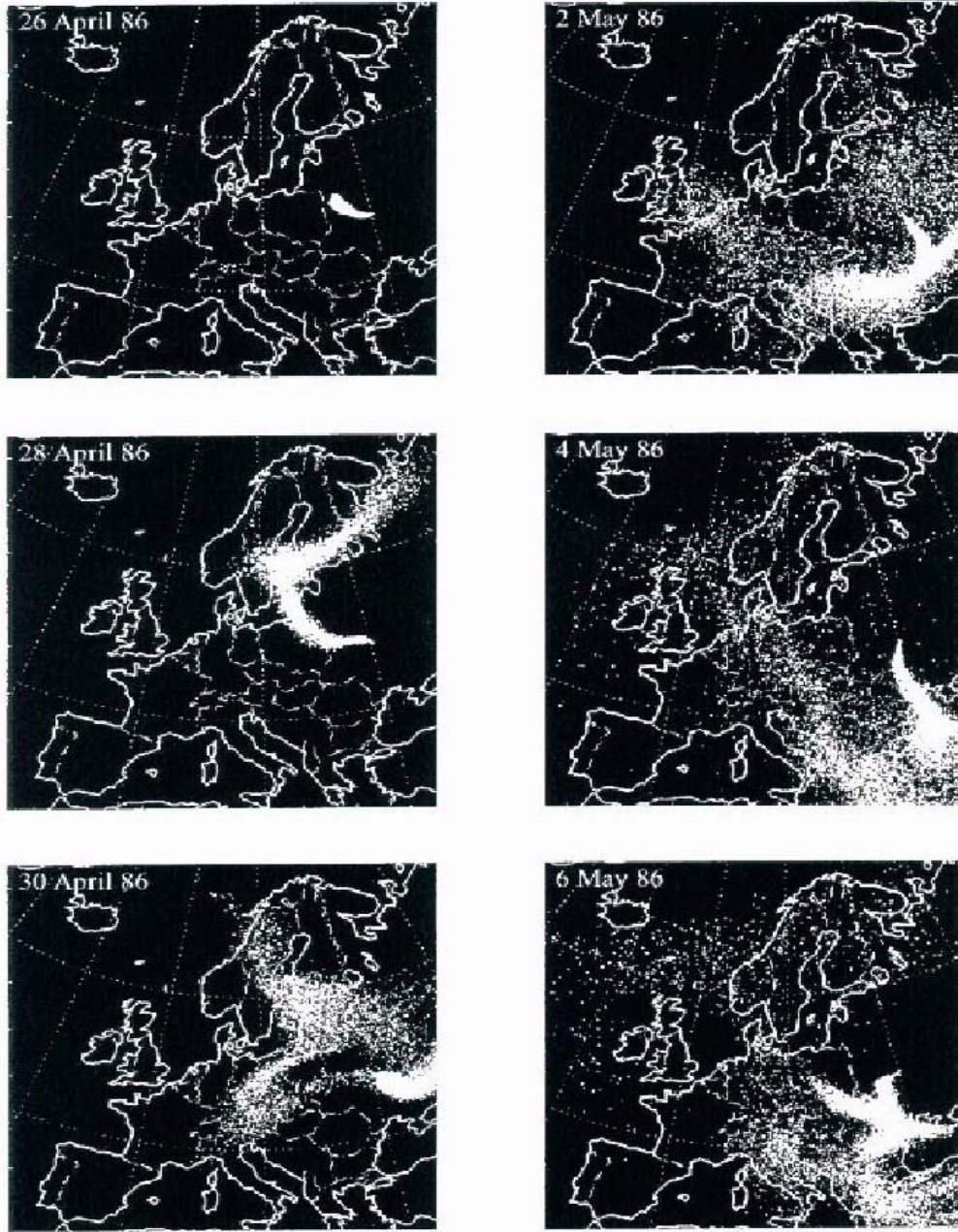
Toprak üzerine çöken radyonüklidler toprağın alt tabakasına doğru ilerlemiş ve bir kısmı bitkilerin kökleri tarafından tutunmuştur. ^{137}Cs , ^{90}Sr gibi uzun yarı ömürlü radyonüklidler için transfer süreci yarı ömrü kısa olan ^{131}I ' e göre daha önemlidir. Topraktan bitkiye geçiş, bitkinin tipi, toprağın yapısı, hidrolojik koşullar gibi parametrelere bağlıdır. 1986' da bitkilerdeki ^{137}Cs aktivitesi, 1987' de elde edilen değerlerden yaklaşık olarak 3 – 6 kat daha düşük olarak bulunmuştur. Bunun nedeni 1987' de bitkilerdeki kontaminasyonunun başlıca nedeninin kök geçişi olmasıdır (UNSCEAR 2000c).

Kaza, öncelikle ölümlere neden olmuştur. Kazayı takip eden günlerde ^{137}Cs ve ^{134}Cs ' ün süt, koyun eti, patates gibi gıdalar yoluyla insanlara geçtiği rapor edilmiştir. Bu nedenle İngiltere ve İskoçya bir dizi önlemler almışlardır. Birleşik Krallıkta, radyoaktif bulutun geçişi süresince havada, yağmur suyunda ve inek sütünde birikmiş olan radyonüklidler ve aktiviteleri Çizelge 2.6' da verilmiştir. Bazı ülkelerde kırsal kesimlerde yaşayan insanların ormandan mantar temin etmesi ve tüketmesi söz konusu olmuştur. ^{137}Cs ' nin mantardaki seviyesinin zamanla azalması çok yavaş olduğundan dolayı bu tür gıdaların tüketilmesi ile insanların aldığı doz önemlidir. Nükleer denemelerden sonra otların yüzeyinde biriken ^{90}Sr ' ın yaklaşık % 80' inin inek sütüne geçtiği belirlenmiştir (UNSCEAR 2000c).

11 gün boyunca batıya doğru giden radyoaktif bulut, kuzey Avrupa' da birçok merkezden geçmiştir. Kazayı takip eden 10 gün içerisinde radyoaktif bulutlar tüm Türkiye' ye yayılmıştır. ^{134}Cs , ^{137}Cs ve ^{131}I ' in içinde bulunduğu $2\ \mu\text{m}$ ' den daha küçük parçacıklar uzak bölgelere taşınmıştır. Bu nedenle radyoaktif bulut, 3 Mayıs 1986' da Bulgaristan ve Yunanistan üzerinden Trakya Bölgesi' ne, 4 – 5 Mayıs' ta Batı Karadeniz' e, 6 Mayıs' ta Çankırı üzerinden Sivas' a, 7 – 9 Mayıs tarihleri arasında da Doğu Karadeniz Bölgesi' ne ulaşmıştır (Anonim 2006a). Kazadan sonra radyoaktif bulutun ilerleyişi Şekil 2.2' de görülmektedir. Radyoaktif bulutun Türkiye' den geçişi sırasında Doğu Karadeniz' de yağışın olması radyoaktif parçacıkların çökmesi, bölgenin önemli gelir kaynağı olan çayın ve fındığın etkilenmesine yol açmıştır.

Çizelge 2.6. Farklı ortamlarda ölçülen bazı fisyon ürünlerinin aktivite değerleri (Clark 1986' dan değiştirilerek alınmıştır)

Radyonüklid	Havadaki aktivite (Bq/m ³)	Yağmur suyundaki aktivite (Bq/l)	Çimendeki aktivite (Bq/m ²)	İnek sütündeki aktivite (Bq/l)
¹³¹ I	1 – 10	10 – 10 000	100 – 15 000	5 – 500
¹³⁴ Cs	0,3 – 3	10 – 1 000	50 – 5 000	2 – 200
¹³⁷ Cs	0,5 – 5	20 – 2 000	100 – 1 000	5 – 500



Şekil 2.2. Chernobyl kazası sonrası radyoaktif bulutunun ilerleyişi

2.3. Radyasyonun Madde ile Etkileşmesi

Dedektör teknolojisinde radyasyonların madde ile yaptıkları etkileşmeler büyük önem taşımaktadır. Dedektörün verdiği cevabın anlaşılabilmesi, radyasyonun etkileşme mekanizmasının ve her bir etkileşmede kaybedeceği enerji miktarının bilinmesi ile mümkündür.

Radyasyon dedeksiyonunda kullanılan bütün detektörlerin çalışma prensipleri temelde aynıdır. Radyasyonun dedektör materyeli ile etkileşmesi sonucu ortamın atomlarından salınacak elektronlar, elektronik devre ile akım pulsuna veya gerilime dönüştürülür. Alfa ve beta gibi yüklü bir parçacık detektör materyali içinde ilerlerken ortamdaki atomlarla Coulomb kuvveti nedeniyle etkileşir. Bu durumda atom ya uyarılır ya da iyonize olur. X ve gamma ışınlarının dedeksiyonu ise ortam içerisinde yapacakları etkileşmeler sonucunda oluşacak elektronlara bağlıdır (Knoll 1999, Krane 2001).

2.4. Gamma Işınlarının Madde ile Etkileşmesi

Gamma ışınları ortam içerisine girdiklerinde temel olarak üç etkileşme yaparlar. Bu üç etkileşmeden her birinin etkin olduğu enerji aralığı farklıdır:

1. Fotoelektrik olay (0,010 – 0,500 MeV)
2. Compton saçılması (0,100 – 10 MeV)
3. Çift oluşum ($\geq 1,022$ MeV)

Bu üç etkileşme dışında klasik koherent saçılma olarak adlandırılan Rayleigh saçılması da vardır. Bu saçılma sonucunda foton ortama enerjisini aktarmaz ve fotonun sadece geliş doğrultusu değişir. Rayleigh saçılması ortamın Z atom numarasının büyük olduğu etkileşmelerde etkindir. Fotonlar, tesir kesitleri ihmal edilebilir düzeyde olan başka etkileşmeler de yaparlar.

2.4.1. Fotoelektrik olay

Fotoelektrik olayda gamma ışını atomun bağlı elektronlarından biri ile etkileşime girer. Foton tüm enerjisini yörünge elektronuna verirken, elektron herhangi bir atom tabakasından E_e kinetik enerjisi ile salınır. Elektronun kinetik enerjisi,

$$E_e = E_\gamma - E_b \quad (2.2)$$

ile verilir. Burada E_γ , fotonun enerjisi, E_b ise elektronun bağlanma enerjisidir. Momentum korunumu gereği atom bir geri tepme enerjisine sahip olmalıdır. Bu enerji çok küçük olduğundan ihmal edilir.

Elektronun yayınlanması sonucu uyarılmış durumda kalan atom, temel seviyeye iki yolla geçebilir. Bunlardan ilki, yayınlanan elektronun yerinin dış tabakalardan gelecek bir elektron ile doldurulmasıdır. Bu olay sonucunda tabakaya özgü karakteristik X-ışını yayınlanır. İkinci durumda, atom uyarılmış durum enerjisini daha üst tabakadaki bir elektrona aktararak kararlı hale gelebilir. Üst tabakadan yayınlanacak bu elektrona bulan kişinin adıyla *auger elektronu* denir. Auger elektronunun kinetik enerjisi,

$$T_e = h\nu_k - E_b \quad (2.3)$$

ile verilir. Burada h , plank sabiti ve ν_k , X-ışını frekansıdır.

Fotoelektrik tesir kesiti τ , ortamın atom numarası ve fotonun enerjisi ile aşağıdaki gibi orantılıdır:

$$\tau \propto \frac{Z^n}{E_\gamma^m} \quad (2.4)$$

Burada n ve m , 3 ile 5 arasında değişen parametreler ve Z , ortamın atom numarasıdır. Z değeri büyüdükçe fotoelektrik olayın meydana gelme olasılığı artar. Bu nedenle ideal bir dedektör materyalinin atom numarasının büyük olması gerekmektedir.

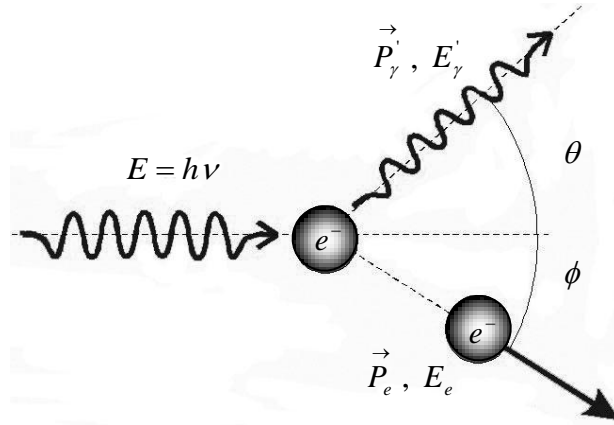
Fotoelektrik zayıflama katsayısı ile tesir kesiti arasındaki ilinti,

$$\mu_{PE} = \tau \rho \frac{N_A}{A} \quad (2.5)$$

ile verilir. Burada N_A , avogadro sayısı, ρ ve A ise sırasıyla soğurucu materyalin yoğunluğu ve kütle numarasıdır (Das ve Ferber 1994, Knoll 1999, Gilmore 2008).

2.4.2. Compton saçılması

Compton saçılmasında enerjisi $h\nu$, momentumu $p=E/c$ olan foton, atoma zayıf bağlı m_e kütleli bir elektronla etkileşir. Olay sonucunda gamma ışını $E' = h\nu'$ enerjisi ile geliş doğrultusuyla θ açısı yaparak, elektron ise E_e kinetik enerjisi ile geliş doğrultusuyla ϕ açısı yaparak saçılır. İnkohherent saçılma olarak da adlandırılan Compton olayının şematik gösterimi Şekil 2.3' te verilmiştir.



Şekil 2.3. Compton saçılmasının şematik gösterimi

Enerji ve momentum korunumundan saçılan fotonun enerjisi,

$$E'_\gamma = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{E_\gamma}{m_e c^2} (1 - \cos \theta)} \quad (2.6)$$

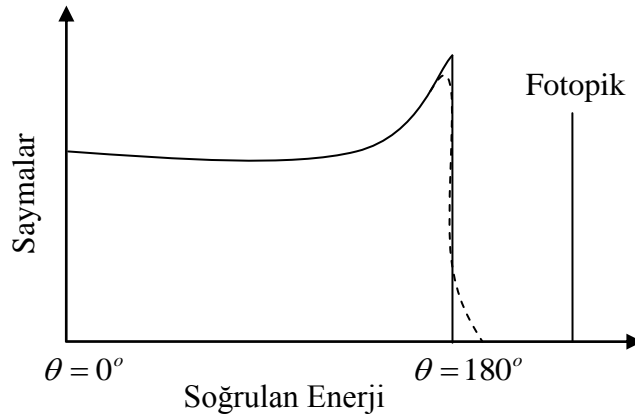
bağıntısıyla, saçılan elektronun kinetik enerjisi ise,

$$E_e = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{m_e c^2}{E_\gamma (1 - \cos \theta)}} \quad (2.7)$$

bağıntısıyla verilir.

(2.6) bağıntısında $\theta = 0^\circ$ olursa, gamma geldiği doğrultuda saçılır, elektronun enerjisi ise sıfır olur. Bunun anlamı ortama hiç enerji transfer edilmediğidir. Bu olayın tam tersi düşünüldüğünde yani gamma geriye saçılırsa ($\theta = 180^\circ$) elektrona aktarılan enerji maksimumdur. Saçılma açısına bağlı olarak ortama aktarılan enerji sıfırdan bir maksimuma kadar değişir.

Compton saçılmasında etkileşmeye giren atomik elektronlar serbest varsayılır. Şekil 2.4' te görüldüğü gibi 180° ' deki geri saçılma bölgesi, elektronun bağlanma enerjisi dikkate alınmadığında keskin bir yükselişe sahip iken, bağlanma enerjisi dikkate alındığında bir eğim kazanır.



Şekil 2.4. Gamma enerji dağılımı (Gilmore 2008)

Compton soğrulma tesir kesiti σ_{CS} ,

$$\sigma_{CS} \propto \frac{Z}{E_\gamma} \quad (2.8)$$

bağıntısıyla, lineer zayıflama katsayısı ise,

$$\mu_{CS} = \sigma_{CS} \rho \frac{N_A}{A} \quad (2.9)$$

ile verilir.

Fotonların serbest elektronlarla yapacağı inkohherent saçılma için diferansiyel tesir kesiti, r_0 klasik elektron yarıçapı olmak üzere aşağıdaki *Klein-Nishina* formülüyle verilir (Das ve Ferber 1994, Gilmore 2008, Krane 2001, Knoll 1999).

$$\frac{d\sigma}{d\Omega} = Zr_0^2 \left[\frac{1}{1 + \alpha(1 - \cos \theta)} \right]^2 \left[\frac{1 + \cos^2 \theta}{2} \right] \left[1 + \frac{\alpha^2 (1 - \cos \theta)^2}{(1 + \cos^2 \theta)[1 + \alpha(1 - \cos \theta)]} \right] \quad (2.10)$$

Burada $\alpha = \frac{E_\gamma}{m_e c^2}$, dir.

2.4.3. Çift oluşum

Çift oluşum olayı genellikle çekirdek alanında oluşur. Çekirdek alanına giren gamma ışını yok olarak elektron pozitron çiftine dönüşür. Olayın eşik enerjisi, elektron ve pozitronun durgun kütle enerjilerinin toplamı olan 1,022 MeV' dir.

Çift oluşum olayı yüksek enerjilerde bir elektron alanında da oluşabilir. Bu olayın eşik enerjisi 2,044 MeV' dir. Gelen fotonun enerjisi,

$$E_\gamma = 2m_e c^2 + E_p + E_e \quad (2.11)$$

ile verilir. Burada E_p , pozitronun kinetik enerjisi, E_e , elektronun kinetik enerjisidir. Oluşan pozitronun enerjisi, ortam içerisinde yaptığı çarpışmalar sonucu termal enerji seviyesine düşer. Yavaşlayan pozitron ortam elektronlarından biriyle etkileşerek pozitronyum denen hidrojene benzer atomu meydana getirir. Bu atom kısa sürede ($\approx 10^{-10}$ s) 0,511 MeV enerjili birbirine zıt doğrultuda iki foton yayınlanması sonucu yok olur.

Çift oluşum tesir kesiti κ , E_γ ve Z ile orantılıdır:

$$\kappa \propto Z^2 f(E_\gamma, Z) \quad (2.12)$$

Çift oluşumu 10 MeV' den daha büyük enerjilerde fotoelektrik ve Compton etkileşmesine göre daha baskındır. Fotonun enerjisi 100 MeV' den büyük olduğunda çift oluşum tesir kesiti sabitlenir (Das ve Ferber 1994, Arya 1999, Gilmore 2008).

2.5. Ağır Yüklü Parçacıkların Madde ile Etkileşmesi

Proton, döteryum, alfa gibi ağır yüklü parçacıklar ortam içerisine girdiklerinde, soğurucu atomlarının yörünge elektronlarıyla aralarında Coulomb kuvveti doğar. Parçacığın çekirdek ile etkileşmesi mümkün olmasına rağmen olasılık küçük olduğu için bu yolla dedektör cevabına katkı yok sayılabilir.

Yüklü parçacık soğurucu ortama girer girmez eş zamanlı olarak birçok elektronla etkileşime girebilir. Etkileşme sonucu iyonizasyon ya da eksitasyon oluşabilir. Enerjisi E , kütlesi m olan bir yüklü parçacığın, kütlesi m_e olan bir elektrona tek bir çarpışmada aktarabileceği maksimum enerji,

$$E_{akt} = \frac{4Em_e}{m} \quad (2.13)$$

ile verilir. Bu değer, gelen parçacığın toplam enerjisinin 1/500' ü kadardır. Böylece yüklü parçacık soğurucu içinde yol aldığı müddetçe birçok etkileşme yapar. Yüklü bir

parçacığın ortam içerisinde enerjisini tüketinceye kadar aldığı yola menzil denir. Genellikle yüklü parçacık etkileşmeler sonucunda büyük açılarda saçılmadığından dolayı bir doğru boyunca yol alır (Knoll 1999).

2.6. Elektronların Madde ile Etkileşmesi

Elektronlar madde ile dört temel etkileşme yaparlar:

1. Elastik Çarpışma
2. İnelastik Çarpışma
3. Bremsstrahlung (Frenleme Işını) Olayı
4. Cherenkov Işınması

Elastik çarpışma atomik elektronlarla ve çekirdekle elastik çarpışma olarak iki grupta incelenebilir. Atomik elektronlarla elastik saçılma büyük olasılıkla çok düşük enerjili (<100 eV) elektronlar için geçerlidir. Çekirdekle elastik çarpışmada ise elektronun enerjisi çekirdeği uyarıya yetecek büyüklükte değildir. Her iki elastik saçılma türünde de enerji ve momentum korunur. Elektron sadece geliş doğrultusundan sapar (Evans 1955).

İnelastik çarpışma da elastik çarpışmaya benzer olarak atomik elektronlarla ve çekirdekle inelastik çarpışma olarak iki grupta incelenebilir. Atomik elektronlarla inelastik çarpışmada elektron, enerjisinin bir kısmını atomun yörünge elektronuna aktarır. Bunun sonucunda atom ya uyarılmış durumda kalacak ya da bir elektronunu kaybederek iyonlaşacaktır. Çekirdekle inelastik çarpışma olayında, çekirdeğe yeteri kadar yaklaşabilen elektron enerjisinin bir kısmını çekirdeğe vererek nükleer uyarılmaya neden olur. Bunun sonucunda elektron yolundan sapar (Evans 1955).

Elektronun çekirdek alanı etkisiyle ivmelenmesi sonucu elektromanyetik dalga yayınlanır. Bu ışımaya *bremsstrahlung* (frenleme ışını) adı verilir.

Işıma durdurma gücünün çarpışma durdurma gücüne oranı,

$$\frac{(dE/dx)_r}{(dE/dx)_c} \approx \frac{T + m_e c^2}{m_e c^2} \frac{Z}{1600} \quad (2.14)$$

ile verilir. Işıma terimi, Z ' si büyük olan ortamlarda ve yüksek enerjili elektronlarda önem kazanmaktadır (Krane 2001).

Yüklü parçacığın hızı, ışığın ortamdaki faz hızından daha büyük olursa görünür bölgede çok zayıf bir elektromanyetik radyasyon yayınlanır. Bu ışıma, Cherenkov tarafından bulunduğundan aynı isimle anılır. Bremsstrahlung ışımından farklı olarak bu olayın meydana gelme olasılığı, ortamın atom numarasına veya yüklü parçacığın kütlesine bağlı değildir (Evans 1955, Arya 1999).

2.7. Fisyon

Fisyon süreci kendiliğinden fisyon ve nükleer fisyon olmak üzere iki başlıkta incelenebilir. Fisyon olayında ağır bir çekirdek, kendisinden daha hafif ve kütleleri hemen hemen birbirine yakın iki çekirdeğe bölünür. Meydana gelen yeni çekirdeklere fisyon ürünleri adı verilir. Fisyon ürünleri genellikle uyarılmış seviyelerde bulunurlar.

2.7.1. Kendiliğinden fisyon

Ağır çekirdeklere çekirdek kuvvetleri nükleonlar arası Coulomb kuvvetini aşarsa fisyon olayı meydana gelir. Bu olayda ağır çekirdeğin, Coulomb potansiyel engelini aşmasının doğal bir süreçle gerçekleştiği kabul edilir (Krane 2002).

Çekirdeğin sıvı damlası modeline göre *bağlanma enerjisi*,

$$B(N, Z) = a_1 A - a_2 A^{\frac{2}{3}} - a_3 \frac{(N - Z)^2}{A} - a_4 \frac{Z^2}{A^{\frac{1}{3}}} - \frac{\delta}{A^{\frac{1}{2}}} \quad (2.15)$$

ile verilir. Yarı deneysel olarak elde edilen bu formülde ilk terim nükleon başına düşen bağlanma enerjisini betimler. Nükleon başına düşen bağlanma enerjisi hemen hemen sabit olduğundan bu terim çekirdekdeki parçacık sayısıyla doğru orantılıdır. İkinci terim, sıvı damlası modeline göre küreye benzetilmiş çekirdeğin yüzey enerjisini betimler. Bu terim çekirdeğin yüzey alanı ile değişir. Üçüncü terim proton ve nötronların bağlı sayılarına bağlıdır. $A=2Z$ olan çekirdekler daha kararlı olup bu değerden sapmalar bağlanma enerjisini düşürür. Dördüncü terim Coulomb itmesinden kaynaklanır. Son terim ise teklik-çiftlik terimidir.

Fisyon olayı sonucunda açığa çıkan enerji basit bir simetrik fisyon olayı düşünülerek tahmin edilebilir. A kütle numarasına ve Z atom numarasına sahip ağır bir çekirdeğin, $A/2$ kütle numarasına ve $Z/2$ atom numarasına sahip iki çekirdeğe bölündüğü varsayılır. Parçalanmadan sonra meydana gelen çekirdeklerin bağlanma enerjileri ile ana çekirdeğin bağlanma enerjisindeki fark, fisyon olayı sonucunda açığa çıkan enerji için yaklaşık bir değer elde edilmesini sağlayacaktır. (2.15) bağıntısı kullanılarak bu fark,

$$\Delta B = 2B(A/2, Z/2) - B(A, Z) \quad (2.16)$$

olur. (2.15) bağıntısında son terim ihmal edilirse, iki durum arasındaki farka katkı, yüzey gerilim etkisi ve Coulomb itmesini ifade eden terimlerden gelecektir. Böylece (2.16) bağıntısı,

$$= -a_2 A^{\frac{2}{3}} \left[2 \left(\frac{1}{2} \right)^{\frac{2}{3}} - 1 \right] - a_4 \frac{Z^2}{A^{\frac{1}{3}}} \left[2 \left(\frac{1}{2} \right)^{\frac{5}{3}} - 1 \right] \quad (2.17)$$

şeklinde yazılabilir. Fisyon olayının oluşabilmesi için, çıkan ürünlerin kinetik enerjilerini veren bağlanma enerjileri arasındaki farkın pozitif olması gerekir:

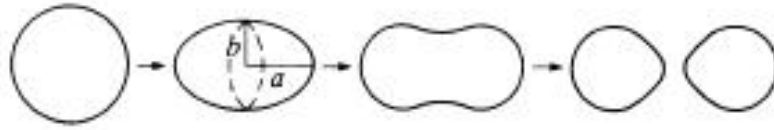
$$\frac{Z^2}{A} > 0,702 \frac{a_2}{a_4} \quad (2.18)$$

(2.18) bağıntısı, $a_2=18,33$ MeV, $a_4=0,714$ MeV için,

$$\frac{Z^2}{A} > 18 \quad (2.19)$$

olur. Bu şart ^{98}Mo ' den daha ağır çekirdekler için sağlanır (Cottingham ve Greenwood 2001).

Fisyon sürecine benzetilen alfa bozunmasında, ana çekirdek, ürün çekirdeğe ve bir alfa parçacığına dönüşür. Alfa parçacığının çekirdek içerisinde önceden oluştuğu ve tünelleme yapabileceği düşünülerek, fisyon süreci için sistematik bir yaklaşım elde edilebilir. R yarıçaplı bir küre olarak kabul edilen çekirdeğin ilk aşamada elipsoide dönüşmesi beklenir. Şekil 2.5' te fisyon olayında çekirdeğin deformasyon süreci gösterilmiştir.



Şekil 2.5. Sıvı damlası modeline göre küresel bir şekle sahip olan çekirdeğin simetrik fisyon süreci ile deformasyonu (Cottingham ve Greenwood 2001).

ε_d deformasyon parametresi olmak üzere,

$$a = R(1 + \varepsilon_d) \quad (2.20)$$

$$b = R(1 + \varepsilon_d)^{-1/2}$$

a ve b (2.20) bağıntısıyla verilir. Bu bağıntıda a varsayılan elipsoidin büyük yarı ekseninin uzunluğu, b ise küçük yarı ekseninin uzunluğudur. Sıvı damlasının hacmi,

$$V = \frac{4}{3} \pi a b^2 \quad (2.21)$$

dir. Yüzey alanı,

$$S(\varepsilon_d) = 4\pi R^2 \left(1 + \frac{2}{5}\varepsilon_d^2 + \dots\right) \quad (2.22)$$

bağıntısıyla, Coulomb enerjisi ise,

$$E_c = \frac{3}{5} \frac{(Ze)^2}{4\pi\varepsilon_0 R} \left(1 - \frac{1}{5}\varepsilon_d^2 + \dots\right) \quad (2.23)$$

ile verilir. Bu değerler (2.15) bağıntısında yerine konursa gerçekte bağlanma enerjisindeki fark,

$$\Delta E = B(\varepsilon_d) - B(\varepsilon_d = 0) \quad (2.24)$$

$$\cong \left(-\frac{2}{5}a_2 A^{\frac{2}{3}} + \frac{1}{5}a_4 Z^2 A^{-\frac{1}{3}} \right) \varepsilon_d^2$$

olur. (2.24) bağıntısında ikinci terim birinci terimden büyükse enerji değişimi pozitif olacak ve çekirdek fisyonu uğrayacaktır. Böylece kendiliğinden fisyon için gerek şart,

$$\frac{1}{5}a_4 Z^2 A^{-\frac{1}{3}} > \frac{2}{5}a_2 A^{\frac{2}{3}} \quad (2.25)$$

$$\frac{Z^2}{A} > 51$$

olur. Kendiliğinden fisyon yapabilen çekirdeklerde bölünmeyle açığa çıkacak enerji Coulomb engelinin hemen altında kalacak kadardır. Bu tür çekirdeklerde fisyon, diğer radyoaktif bozunma türleriyle yarışır. Kendiliğinden fisyon yapabilen çekirdekler doğada bulunmamaktadır (Krane 2002, Cottingham ve Greenwood 2001).

2.7.2. Nükleer Filyon

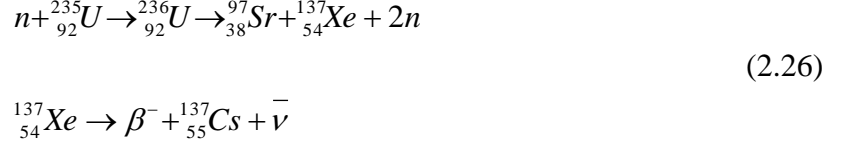
Kinetik enerjisi küçük olan bir foton veya nötron ağır bir çekirdek ile etkileştiği zaman bir çekirdeğin uyarılmış durumu veya bileşik bir çekirdek oluşabilir. Oluşan çekirdeğin bölünmesi *indüklenmiş filyon* olarak adlandırılır.

^{233}U , ^{235}U , ^{230}Pu , ^{241}Pu gibi tek kütle numarasına sahip çekirdeklerin filyonu için sıfır kinetik enerji seviyesindeki nötronlar yeterliyken, ^{232}Th , ^{238}U , ^{240}Pu , ^{242}Pu gibi çift kütle numarasına sahip çekirdekler için belli bir kinetik enerjiye sahip nötronlar gerekmektedir. Örneğin kinetik enerjisi sıfır varsayılan bir nötron ^{235}U ile etkileştiğinde ^{236}U ' nın 6,46 MeV' lik uyarılmış seviyesi oluşur. Bu enerji, çekirdeğin filyon potansiyel engel yüksekliğinden büyük olduğundan oluşan bileşik çekirdek hızlı bir şekilde filyon sürecine girer. ^{238}U çekirdeği göz önüne alındığında süreç farklılaşır. ^{238}U bir nötronla etkileştiğinde ^{239}U ' un uyarılmış bir seviyesi oluşur. ^{239}U ' un son nötronunun bağlanma enerjisinin 4,78 MeV olduğu düşünülürse, filyon sürecinin meydana gelmesi için nötronun bir kinetik enerjiye sahip olması gerektiği açıktır. Çünkü bu değer ^{239}U ' un filyon eşiğinin altındadır (Cottingham ve Greenwood 2001, Krane 2002).

Filyon olayında meydana gelen iki ağır çekirdekle beraber birkaç nötron da açığa çıkmaktadır. Bu nötronlar da yeni bölünmelere yol açabilirler. Böylece peş peşe filyon reaksiyonları meydana gelebilir. Bu reaksiyonlar kontrollü bir şekilde oluşturulursa reaktörlerde kullanılabilirler (Krane 2002).

Filyon olayı sonucunda oluşan çekirdekler için Z/A oranı yaklaşık olarak 0,39' a eşittir. Bu olay sonucunda çekirdeklerin beta bozunumu yapma ihtimalleri de vardır. Böylece gecikmiş nötronlar denilen başka nötronlarda yayımlanabilir (Krane 2002).

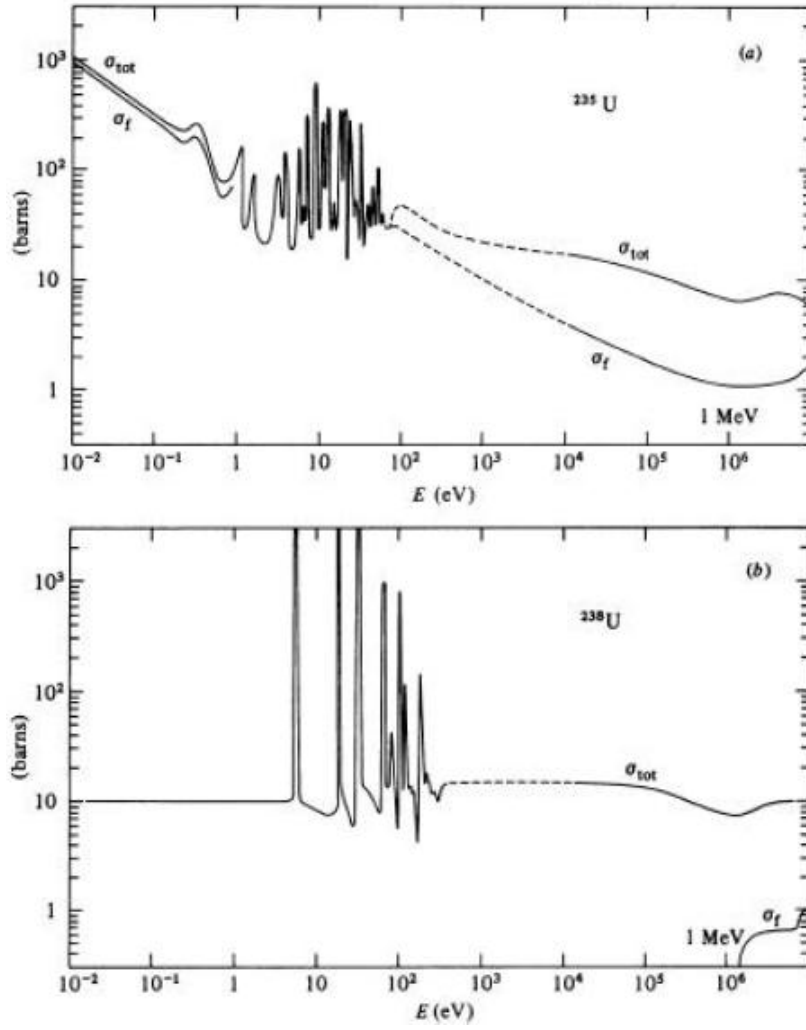
Çalışmamızda önemli yer tutan ^{137}Cs , fisyon ürünü olup aşağıdaki reaksiyonlar sonucu oluşur.



2.8. ^{235}U ve ^{238}U için Nötron Tesir Kesitleri

Uranyumun başlıca izotopları, ^{235}U (% 0,72) ve ^{238}U (% 99,27)' dir. Şekil 2.6, enerjisi 0,01 eV' den 10 MeV' e kadar değişen nötronlar için, ^{235}U ve ^{238}U ' in toplam tesir kesitini (σ_{tot}) ve fisyon tesir kesitini (σ_f) göstermektedir.

0,1 eV' in altındaki enerjilerde ^{235}U için $\sigma_f / \sigma_{tot} \approx \% 84$ ' tür. 1 eV ile 1 keV arasında her iki izotop için de rezonans oldukça baskın olmakla birlikte rezonans pikleri oldukça dardır. 1 keV ile 3 MeV arasında bileşik çekirdek seviyeleri daha geniştir. Bu nedenle ortalama olarak ışınımsal yakalama olasılığı düşük enerjilerden daha küçüktür. ^{238}U ' in fisyon tesir kesiti 1,4 MeV' den yukarıda başlar. ^{235}U için fisyon tesir kesiti bu enerji değeri için hala önemlidir. Ayrıca bu enerjilerde nötronun yapacağı etkileşme her iki izotop için de büyük olasılıkla elastik veya inelastik saçılmadır. ^{235}U ve ^{238}U için inelastik saçılma yapma eşik enerjisi sırasıyla 14 keV ve 44 keV' dir. Bu değerler her iki çekirdeğin de ilk uyarılmış seviyelerinin enerjileridir (Cottingham ve Greenwood 2001).

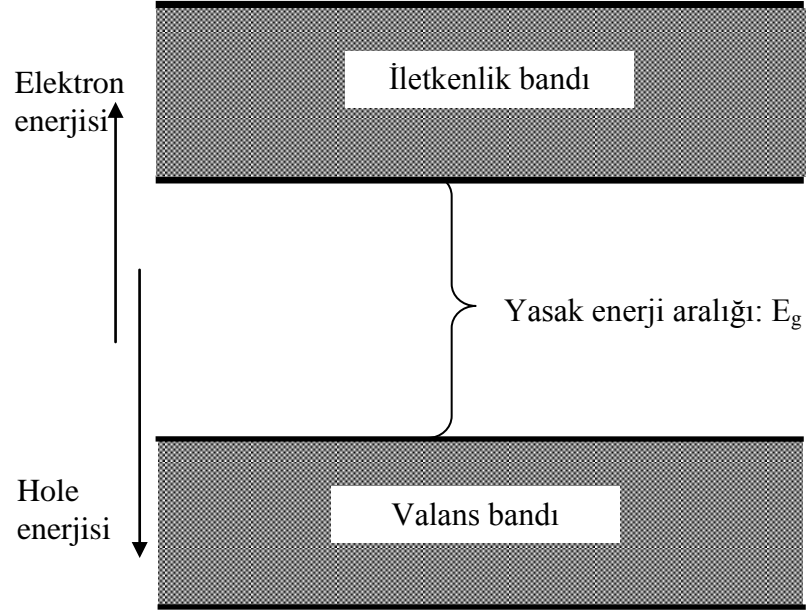


Şekil 2.6. a) ^{235}U b) ^{238}U ile reaksiyona giren nötronlar için enerjiye bağlı olarak toplam tesir kesiti ve fisyon tesir kesiti (Cottingham ve Greenwood 2001)

2.9. Yarıiletken Detektörler

2.9.1. Katıların bant yapısı

Bir kristaldeki elektronlar belli enerji değerleriyle sınırlı enerji bantları içinde bulunurlar. Saf bir materyaldeki her bir elektron, bu enerji bantlarından birine yerleşir. Bu bantlar birbirlerinden yasak enerji aralıkları ile ayrılırlar. Bu bant yapısı Şekil 2.7’ de görülmektedir. Yasak enerji aralığı yarıiletken bir malzemede 1 eV civarındayken, yalıtkanda yaklaşık olarak 5 eV’ dir (Kittel 1996, Knoll 1999, Krane 2001).



Şekil 2.7. Bant yapısı

Germanyum veya silisyum kristallerinde tüm değerlik elektronları kovalent bağ oluşturur. Fiziksel olarak kovalent bağın bir parçası olan değerlik (valans) bandındaki elektronun, termal eksitasyon süreci ile iletkenlik bandına geçme olasılığı vardır. Bu geçişin olması için, elektrona verilecek enerji, yasak enerji aralığından büyük olmalıdır. Değerlik bandından, iletkenlik bandına geçen bir elektron, değerlik bandında bir boşluk (deşik) bırakır. Böylece materyalde elektron-deşik çifti meydana gelir (Kittel 1996, Knoll 1999, Krane 2001).

Alüminyum (Al) veya galyum (Ga) gibi üç değerlikli atoma sahip bir katkı maddesi germanyum kristaline eklenirse, bu atom germanyum kristalinin değerlik bandından kolayca bir elektron alabilir. Bunun sonucunda örgü içerisinde bir boşluk meydana gelir. Bu tür bir katkı maddesi yarıiletken bir materyal içerisinde dağıldığı zaman, değerlik bandının hemen üzerinde alıcı durumları olarak adlandırılan ekstra enerji seviyeleri oluşur. Bu tür yarıiletkene *p-tipi yarıiletken* denir. Bu durumda yük taşıyıcıları pozitif yüklü deşiklerdir. Benzer şekilde fosfor (P) ve arsenik (As) gibi beş değerlikli bir katkı maddesi, germanyum kristaline eklenirse, kovalent bağa katılamayan bir elektron açıkta kalır. Bu elektron kristal örgüsü içerisinde kolayca hareket edebilir. Sonuçta, iletkenlik bandının hemen altında verici (donor) olarak adlandırılan enerji seviyeleri oluşur. Bu tür yarıiletkene *n-tipi yarıiletken* denir. Bu durumda yük

taşıyıcıları negatif yüklü elektronlardır. Eklenen katkı maddesi yoğunluğu 10^{16} atom/cm³ ten büyük olduğu zaman yarıiletken, p⁺ veya n⁺ olarak tasarlanmış olur. Bir yarıiletkende farklı katkılama oranları farklı elektriksel belirtgenlerin oluşmasına neden olur. p tipi yarıiletkenle n tipi yarıiletkenin geçiş bölgesi *tüketim bölgesi* olarak adlandırılır. Radyasyon eğer tüketim bölgesine girerse elektron-deşik çiftleri oluşur ve elektronlarla deşikler birbirlerine göre ters yönde hareket ederler. Böylece elektronların bir yanda yığılması, elektronik pulsu oluşturur. Oluşan bu pulsun genliği gelen radyasyonun enerjisiyle doğru orantılıdır (Kittel 1996, Krane 2001, Gilmore 2008). Çizelge 2.7’ de yarıiletken dedektörler için bazı uygun malzemeler ve özellikleri verilmiştir.

Çizelge 2.7. Gamma dedektörleri için uygun bazı yarıiletken malzemeler
a: Verilen değerler Ge için 77 K, diğerleri için 300 K’ de hesaplanmıştır.
b: Elektron-boşluk çifti oluşturmak için gerekli enerji (Gilmore 2008)

Malzeme	Atom Numarası	E _g (eV) ^a	\bar{E} (eV) ^{a,b}	ρ (g/cm ³)	Mobilite (cm ² /V.s) ^a	
					Elektron	Deşik
Si	14	1,106	3,62	2,33	1350	480
Ge	32	0,67	2,96	5,32	3,6 x 10 ⁴	4,2 x 10 ⁴
CdTe	48, 52	1,47	4,43	6,06	1000	80
CdZnTe	48, 30, 52	1,57	4,64	5,78	1000	50 - 80
HgI ₂	80, 53	2,13	4,22	6,30	100	4
GaAs	31, 33	1,45	4,51	5,35	8000	400
TlBr	81, 35	2,68	---	7,56	---	---
PbI ₂	82, 53	2,6	7,68	6,16	8	2
GaSe	31, 34	2,03	6,3	4,55	---	---
AlSb	13, 51	1,62	5,05	4,26	---	---
CdSe	48, 34	1,75	---	5,74	---	---

2.9.2. HPGe dedektörleri

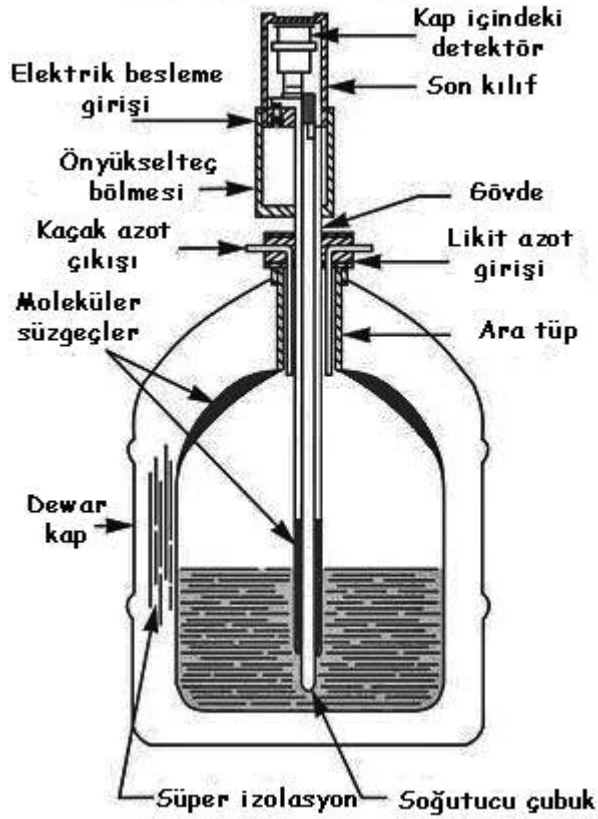
Yarıiletken dedektörlerde en büyük problem duyar bölge de denilen tüketim bölgesinin boyutlarıyla ilgilidir. Bu bölgenin hacminin büyük olması dedektör verimi açısından

önemlidir. Normal saflıkta silisyum veya germanyum dedektörü kullanıldığında, uygulanacak maksimum gerilimde bile duyar bölgesinin boyutları 2 veya 3 mm ötesine geçmemektedir. Yarıiletken bir dedektör için duyar bölgenin kalınlığı,

$$d = \left(\frac{2 \varepsilon V}{e N_c} \right)^{1/2} \quad (2.27)$$

bağıntısıyla verilir. Burada V , uygulanan ters gerilim, N_c , yarıiletken materyaldeki safsızlık yoğunluğu, ε , dielektrik sabiti ve e , elektron yüküdür. Bu eşitlikten görüldüğü üzere d değerinin büyük olması için, N_c ' nin mümkün olduğu kadar küçük olması gerekir (Knoll 1999).

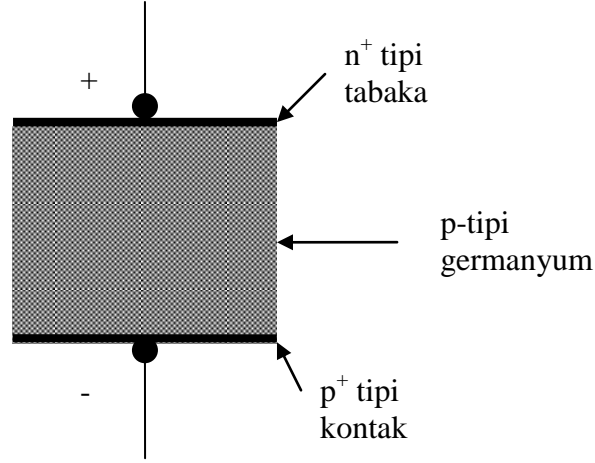
İleri arıtma teknikleri ile safsızlık yoğunluğunu yaklaşık olarak 10^{10} atom/cm³, e indirmek duyar bölgenin alanını oldukça genişletmektedir. Bu safsızlık yoğunluğuyla germanyum dedektörüne, 1000 V' dan daha az bir ters gerilim uygulandığında, duyar bölgenin kalınlığı yaklaşık olarak 10 mm olmaktadır. Bu tekniklerle üretilen germanyum dedektörleri, yüksek saflıkta germanyum dedektörleri olarak adlandırılır (Knoll 1999). Tipik bir germanyum dedektörü Şekil 2.8' deki gibidir.



Şekil 2.8. Tipik bir germanyum dedektörü ve sıvı azot kabı
(http://www.canberra.com/pdf/Literature/brochure_germ_det.pdf)

Uygun yüksek saflıkta p-tipi germanyum bloğunun bir yüzünde n^+ tipinde bir tabaka oluşturulur. Uygulanacak ters besleme gerilimiyle p-tipi germanyum bloğunda tüketim bölgesi meydana gelir. Şekil 2.9’ da bu yapı görülmektedir. Bu dedektörlerin kullanım süresince soğutulmalarının nedeni gürültü düzeyini düşük tutmaktır (Gilmore 2008).

Yüksek saflıkta bir germanyum dedektöründe bir elektron-deşik çifti oluşturmak için gerekli olan ortalama enerji, 77 K sıvı azot sıcaklığında 2,96 eV’ dir. Belli bir bant aralığı enerjisinde, oluşan elektron – deşik çiftleri az seviyede tuzaklanırlar. Bir başka ifadeyle yapısal kusurlar minimum olur. Bu enerji değeri germanyum için 0,67 eV’ dir (Yücel 2008).



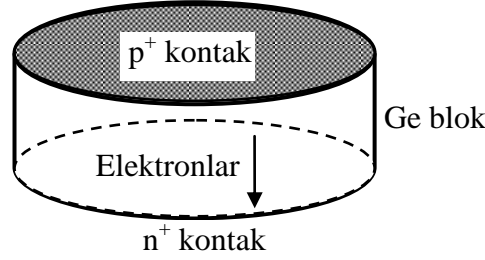
Şekil 2.9. HPGe dedektörünün basit yapısı (Gilmore 2008)

HPGe dedektörlerinin sahip oldukları yüksek çözme gücü, radyonüklid analizinde öncelikli olarak tercih edilmelerinin sebebidir. Yüksek dedektör verimleri özellikle aktivitesi düşük olan örneklerin analizinde büyük kolaylık sağlar.

HPGe dedektörleri amaca uygun olarak farklı şekillerde üretilebilirler. Tam koaksiyel, kapalı uçlu koaksiyel veya düzlemsel (planar) çeşitleri olmakla birlikte, koaksiyel geometrili HPGe dedektörleri aynı zamanda kuyu tipi olarak da kullanılabilirler. Radyoaktif bir numunenin kuyu tipi geometriye konulmasıyla, sayım hemen hemen 4π geometride gerçekleşir. Böylece dedeksiyon verimi artırılmış olur. Bu geometrinin en büyük avantajı oldukça düşük miktarlardaki örneklerin de sayımını mümkün hale getirmesidir (Yücel 2008).

Şekil 2.10' da p-tipi düzlemsel HPGe dedektörünün şekli görülmektedir. Düzlemsel geometride elektriksel kontaklar bir germanyum bloğunun iki düz yüzeyinden meydana gelir. n^+ kontak iki farklı şekilde oluşturulabilir. Bunlardan ilki lityumun buharlaştırılmasıyla yarıiletken tabaka boyunca difüzyonunun sağlanmasıdır. İkinci yol ise bir hızlandırıcı kullanılarak verici atomların doğrudan implantasyonunun yapılmasıdır. n^+ kontakta meydana getirildikten sonra, n^+ - p bağlantısına ters gerilim uygulanarak dedektörde tüketim bölgesi oluşturulur. p^+ kontakta ise alıcı atomlar implantasyon tekniğiyle yerleştirilir. İyon implantasyon tekniğini ile kontak tabakaları çok ince bir biçimde oluşturulabilir ve bu da giriciliği zayıf olan X-ışınları için giriş

penceresi olarak vazife görür. Genellikle p^+ implantasyonu için bor kullanılır. İmplantasyon tekniği ile n^+ kontak da çok ince bir biçimde yapılabilir. Fakat bu teknik n^+ kantağın yapımında çok yaygın değildir. Bunun nedeni, n^+ kontak üretilirken implantasyon sürecinde radyasyon hasarının meydana gelmesidir. Sonuç olarak n-tipi kontak, lityum difüzyonuyla daha kalın bir tabaka şeklinde üretilir (Knoll 1999).

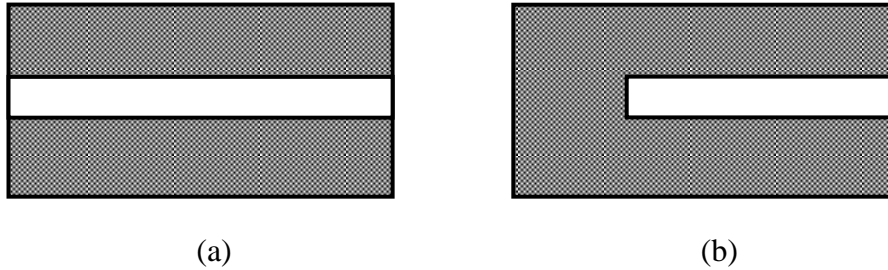


Şekil 2.10. p-tipi düzlemsel yüksek saflıkta germanyum dedektörü (Knoll 1999)

Yüksek saflıkta germanyum dedektörlerinde Ge kristalinin tamamı duyar bölge olarak oluşturulur. Gamma ışını öncelikle dedektör kabıyla, daha sonra gelen radyasyona doğru bakan dedektör yüzeyinin kontak tabakasıyla etkileşecektir. Kapalı uçlu p-tipi koaksiyel bir germanyum dedektörü alüminyum kabın içerisine yerleştirilir. Genellikle $700 \mu m$ ' lik n^+ kantağa sahip olan bu tip bir detektör 40 keV' in altında kullanılamaz. Böyle bir p-tipi HPGe dedektörünün n^+ tabakası özellikle ince yapılabilir. Bu dedektör berilyum pencerele olursa, 10 keV' e kadar kullanılabilir. Germanyum dedektörünün tipi n olursa, n^+ kontak dedektörün iç kısmında kalacaktır ve ince p^+ kantağı borun implantasyonu ile kolayca üretilebilir. Berilyum pencerele böyle bir dedektör, birkaç keV' e kadar kullanılabilir (Gilmore 2008).

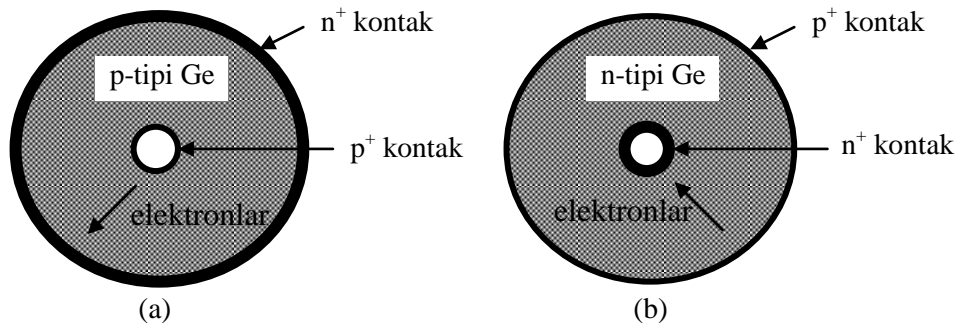
Düzlemsel detektörlerde boşluklar ve elektronlar, dedektörün duyar bölgesi içinde neredeyse sabit bir elektrik alanın etkisiyle hareket ederler. Koaksiyel geometrilere ise elektrik alanın eşitliği söz konusu değildir. Düzlemsel dedektörlerde silindirik şekilli kristalin çapı birkaç cm.' den fazla değildir. Maksimum duyar bölge kalınlığı 1 veya 2 cm.' den daha azdır. Bu nedenle düzlemsel dedektörlerde duyar bölgenin toplam hacmi $10 - 30 \text{ cm}^3$ ü aşmaz. Sonuç olarak duyar bölge hacmi daha yüksek dedektör yapmak

için koaksiyel geometri seçilir. Şekil 2.11’ de koaksiyel geometriler görülmektedir (Knoll 1999).



Şekil 2.11. (a) Tam koaksiyel dedektör (b) Kapalı uçlu koaksiyel dedektör (Knoll 1999)

Kapalı uçlu geometri düzlemsel (planar) bir ön yüzey sağlamaktadır. Bu yüzey eğer ince elektriksel kontaklarla üretilirse giriciliği zayıf olan gamma ışınları için giriş penceresi olarak hizmet görür. Şekil 2.12’ de ise koaksiyel geometrinin üstten görünümü yer almaktadır.



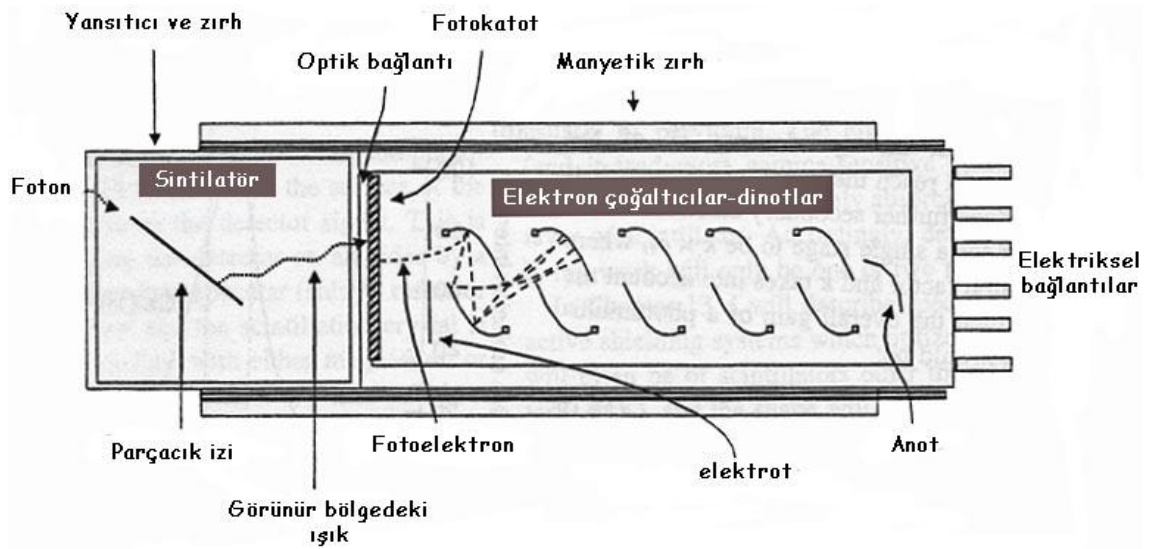
Şekil 2.12. (a) p-tipi koaksiyel geometri (b) n-tipi koaksiyel geometri (Knoll 1999)

2003 yılında en geniş HPGe dedektörü üretilmiştir. Üretilen bu dedektör p-tipi olmakla birlikte koaksiyel yapıdadır. Germanyumun ağırlığı 4,4 kg, dedektörün bağıl verimi % 207,6, rezülasyonu (çözme gücü) ise 1 332,64 keV’ de 2,4 keV’ dir (Sangsingkeow ve ark 2003).

2.10. Sintilasyon Dedektörleri

2.10.1. Sintilasyon dedektörünün genel yapısı

Gamma ışını ortam içerisindeki atomlardan elektron kolayca koparabilir. Uyarılmış durumda kalan atom görünür bölgede veya görünür bölgeye çok yakın dalga boylarında ışık yayınlatabilir. Bu tür kristallere veya amorf maddelere sintilatör, ışık yayınlamasına ise sintilasyon (ışıldama) denir. Şekil 2.13’ te bir sintilasyon dedektörünün şematik görünümü verilmiştir (Krane 2001, Gilmore 2008).



Şekil 2.13. Sintilasyon dedektörünün şematik görünümü (Gilmore 2008’ den değiştirilerek alınmıştır)

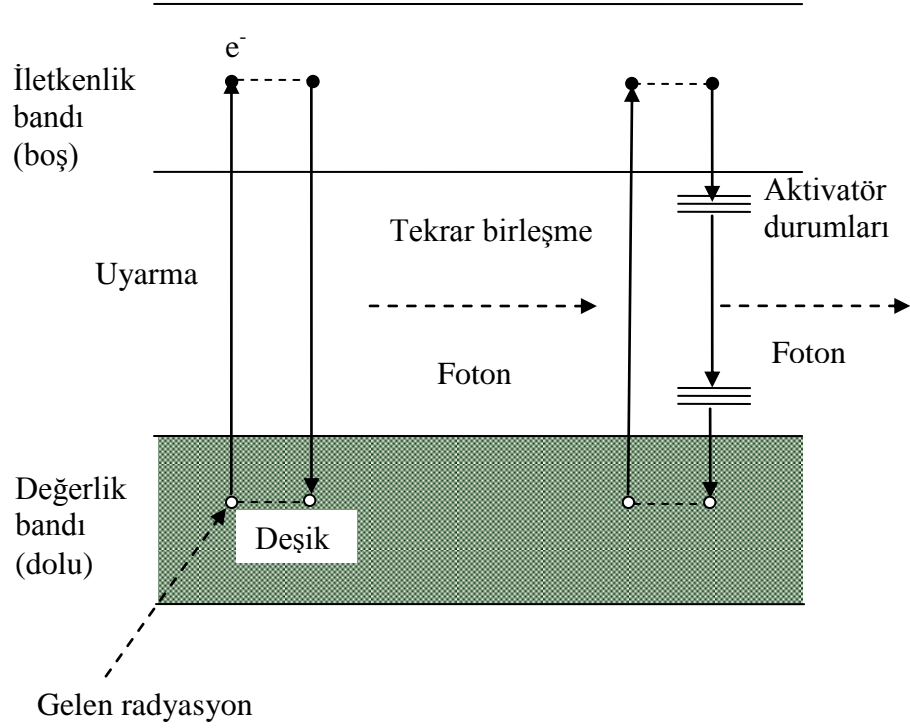
Sintilatör ile fotoçoğaltıcı tüpün optik bir ortam aracılığı ile uygun bir biçimde bağlanması sonucu sintilasyon dedektörü meydana getirilir. Sintilatörde oluşan ışık, optik bağlantı ile fotokatot üzerine düşürülür. Optik bağlantının ana görevi ışığın sintilatörden kaçması engelleyerek fotokatot üzerine düzgün bir şekilde düşmesini sağlamaktır. Fotokatot üzerine düşen ışık buradan elektron koparılmasına neden olur. Yayımlanan bu elektronlara *fotoelektronlar* denir. Fotoelektronlar fotoçoğaltıcı tüpte toplanır. Fotoçoğaltıcı tüp içerisinde belirli konumlarda bulunan dinotlar vardır. Komşu dinotlar arasındaki tipik potansiyel farkı 100 V civarındadır. Bu nedenle bir elektronun dinota çarpma enerjisi 100 eV’ dir. Sahip oldukları bu enerjinin tamamıyla elektronlar, dinottan elektron sökerler. Oluşan bu ikincil elektronlar uygulanan elektrik alanla ikinci

elektroda ulaşırlar. Burada da bir öncekiyle benzer olaylar gerçekleşir ve böylece elektron artışı sağlanmış olur. Dinottan bir elektron yayınlanması için gerekli enerji yaklaşık 2 – 3 eV kadardır. Bu nedenle elektron kazanç çarpanı 30 – 50 aralığında değişir. Fakat gerçekte elde edilen kazanç, elektronların madde içinde rastgele doğrultuda yayınlanmaları nedeniyle teorik değerle uyuma göstermez. Bu nedenle dinottaki kazanç çarpanı yaklaşık olarak 5' tir. Bu elektronlar anotta toplanarak çıkış pulsu üretilir (Krane 2001).

2.10.2. Sintilasyon oluşumu

NaI gibi yalıtkan bir materyalde değerlik bandı dolu, iletkenlik bandı ise boştur. Gelen radyasyon değerlik bandındaki bir elektrona enerjisini vermesiyle, bu elektronun iletkenlik bandına geçişi sağlanabilir. Bu elektron enerjisini kaybederek değerlik bandına geri döner.

Genellikle kristale aktivatör denilen küçük miktarda safsızlıklar ilave edilir. Bu safsızlıklarla iletkenlik bandının hemen altında aktivatör durumları oluşur. Böylece foton yayınlanma olasılığı artırılarak, ışığın soğrulma olasılığı azaltılır. En çok kullanılan aktivatörlerden biri talyum (Tl)' dir. Olayın şematik görünümü Şekil 2.14' te verilmiştir (Krane 2001, Gilmore 2008).



Şekil 2.14. Bir kristalde enerji bantları: sol taraf NaI gibi saf kristaldeki, sağ taraf bir aktivatörün bulunması halinde temel işlemleri göstermektedir (Krane 2001)

2.11. Biyolojik Materyallerle Çevre Kirliliğinin Araştırılması

Biyolojik materyallere veya organizmalara dayanarak, çevre karakteristiği ile ilgili bilgiler edinmeye biyoizlem (biyo-gözlemleme) denir. Hayvanlar veya bitkiler kullanılarak biyoizlem yapılabilir. Bu yolla, kullanılan monitördeki bazı elementlerin konsantrasyonları ile ilgili bilgi edinilebileceği gibi, monitör organizmanın davranışı (morfoloji, fizyolojik veya ekolojik performans, türlerin zenginliği) hakkında da önemli ip uçları bulunabilir (Szczeponiak ve Biziuk 2003).

Biyomonitörler, kirlilik seviyesini nicel (kantitatif) olarak belirlemede kullanılırlar. Bu yolla, biyomonitörlerin kontaminasyona ne kadar duyarlı olduğu belirlenerek, hangi organizmanın daha dayanıklı olduğu tespit edilebilir. Çevresel kirliliğin kimliklendirilmesinde kullanılan biyoindeksler ise nitel (kalitatif) analize olanak sağlayan organizmalardır (Conti ve Cecchetti 2001).

Farklı ülkelerden biyomonitörler kullanılarak elde edilecek sonuçlar, bölgelerin kontaminasyon düzeyini gösteren haritaların elde edilmesinde önemlidir. Genellikle çevreye verilen önem az olduğundan, kirliliğin insan sağlığına etkisi üzerinde durulur. Bu amaçla biyomonitörler koruyucu alarm sistemleri olarak görev yaparlar (Szczeponiak ve Biziuk 2003).

Biyoindekatörlerle ilk çalışmalar 1960' larda başlamıştır. Conti ve Cecchetti (2001), çalışmalarında biyoakümülatörlerin başlıca özelliklerini aşağıdaki gibi sıralamışlardır:

1. Biyoakümülatörler, kirliliği bünyelerinde toplamalı ve bu kirliliğe dayanıklı olarak yaşamlarını sürdürmelidirler.
2. Geniş bir coğrafik dağılıma sahip olmalıdırlar.
3. Toplandıkları alanı temsil edebilmeleri için o alanda miktarlarının bol, yerleşik ve hareketliliklerinin sınırlı olması gerekmektedir.
4. Toplandıkları alanda uzun yıllar boyunca bulunmaları ve analiz için dokularında yeterli miktarda madde biriktirmeleri gerekmektedir.
5. Laboratuvar koşullarına dayanıklı olmalıdırlar. Çünkü bitkinin elementi bünyesine nasıl aldığı belirlenebilmesi için bazı çalışmalar laboratuvarda yapılmaktadır.
6. Çalışılan alandaki kirliliğin belirlenebilmesi, kirliliğin ölçülebilir düzeyde olmasına bağlıdır.
7. İncelenen alanın ortalama kirlilik seviyesi ile organizmadan elde edilecek kirlilik seviyesi arasında basit bir korelasyon olması gerekir.
8. Aynı kontaminasyon seviyesine sahip olan alanlarda, aynı biyoakümülatör ile çalışıldığında elde edilecek kontaminasyon içerikleri, birbirleriyle ilişkili olmalıdır.

Biyozlemde kullanılan bitkiler içerisinde en yaygın olanlar likenler ve karayosunlarıdır. Likenler ağır metallere karşı çok dirençlidirler. Bu nedenle bu elementlerin konsantrasyonlarının belirlenmesinde biyomonitör olarak kullanılırlar. Likenlerin toksik gazlara karşı gösterdikleri hassasiyet ise onların iyi bir biyoindekatör olduklarını göstermektedir (Giordani ve ark. 2002). Liken ve karayosunlarının morfolojileri mevsime göre değişmediğinden, tüm yıl boyunca biriken kontaminasyon incelenebilir (Szczeponiak ve Biziuk 2003). Likenler şu ana kadar, termik santral ve nükleer santral

çevresindeki kontaminasyon düzeyinin belirlenmesinde, ağır metal tayininde, nükleer silah testlerinin neden olduğu kirlilik seviyesini belirlemede, uranyum yataklarında vb. birçok alanda biyomonitör ve biyoindikatör olarak kullanılmışlardır (Loppi ve ark. 2003, Uğur ve ark. 2003, Uğur ve ark. 2004, Aslan ve ark. 2006).

2.12. Biyoizlemde Karşılaşılan Problemler

Biyoizlem çalışmalarında kontaminasyon için referans seviyelerin tanımlanması önemlidir. Bir ekosistemde kontaminasyon seviyesini doğru olarak tespit etmek için doğal fon düzeyinin iyi bir şekilde belirlenmesi gerekir. Doğal fon seviyesi hem kullanılan monitörde, hem de çevrede (hava, su, toprak vb.) ölçülmelidir (Conti ve Cecchetti 2001). Ülkemizde Chernobyl kazası öncesi çevresel örneklerde radyonüklid belirleme çalışmaları yoğun olmadığından, birçok bölge için referans olabilecek doğal fon ölçümleri yoktur. Bu gibi durumlarda araştırmacılar sonuçlarını çoğunlukla farklı çalışmalardan elde edilen bulgulara göre yorumlarlar. Kaza öncesi ölçümler referans olabileceği gibi, kaza sonrasında belli aralıklarla yapılacak analizler de kontaminasyonun nasıl değiştiğini gözlemlemek için iyi bir kaynak olabilir.

2.13. Likenlerin Genel Özellikleri

İlk kez M.Ö. IV. yüzyılda Yunanlı bilim adamı Theophrastus tarafından kullanılan liken terimi, bugünkü anlamda liken olmayıp gerçekte ciğerotlarını belirtmekteydi. Geçmişte liken terimi birçok botanikçi tarafından yosun ile karıştırılıp yanlış kullanılmıştır. Likenlerin alg ve mantarlardan oluşan bitkiler olduğu, ilk kez 1867 yılında Alman botanikçi Schwenderer tarafından bildirilmiştir (Karamanoğlu 1971).

Likenler alg (mavi ve yeşil mikroalg) ve mantarın birlikte oluşturduğu simbiyotik birliklerdir. Bir kök sistemine ve iyi gelişmiş bir kütikulaya sahip olmayan likenlerin büyüme oranları yavaş olduğu gibi metabolik aktiviteleri de hızlı değildir. Likenlerin besin ihtiyaçlarının karşılanması, yüksek ölçüde yüzeylerinden yapacakları yaş ve kuru depozisyona bağlıdır. Liken tallusun yüzeyi ve yapısı element alımında oldukça

önemlidir (Sloff ve Wolterbeek 1992, Conti ve Cecchetti 2001, Seaward 2002, Szczepaniak ve Biziuk 2003).

Alg ve mantarın likeni oluşturarak kurduğu bu ilişkide alg, besin oluşumundan sorumludur. Çünkü alg, klorofil içerdiğinden dolayı fotosentez yaparak likenin karbonhidrat ihtiyacını karşılar. Mantarlar ise su ve mineral sağlarlar (Conti ve Cecchetti 2001). Kaya üzerinde yetişen likenden asit salındığında, kayada oyuk meydana gelebilir. Bu da likenlerin kayalarda derin bölgelere inmesine yol açar. Bu tür likenlere endolitik likenler denir. Alg ve mantarın ortak yaşamı süresince liken asitleri, bazı tip proteinler, yağlar vb. üretilebilir. Oluşan bu maddeler ise gıda, tıp ve endüstri alanında kullanılabilirler (Öztürk 1995).

Likenler mantar ve alglerin özelliklerine göre değişik morfolojik şekiller oluştururlar. Morfolojilerine göre temel olarak Dalsı (Fruticose), Yapraksı (Foliose) ve Kabuksu (Crustose) olmak üzere üç grupta toplanırlar. Sınıflandırma substrata göre yapılırsa ara formları olmakla birlikte epifitik, saksikol ve terrikol olarak isimlendirilirler. Kaya üzerinde büyüyen likenler epilitik olarak da isimlendirilebilir. Türkiye’ de en çok bulunan liken formları epifitik ve epilitik likenlerdir. Saksikol türler kayalar, epifitik olanlar ağaç kabukları, çalı, karayosunu vb. ve terrikoller ise toprak üzerinde yaşarlar. Evlerin çatılarında, duvarlarında, mezar taşlarında vb. gibi yerlerde de likenler gelişebilir. Epifit olarak ağaçların gövde ve dallarında kortikol olarak gelişen likenler, ağaca hifleri ile tutunurlar. Bazı talluslarda alg ve mantar hifleri homojen olarak dağılmıştır. Bu tür talluslara homeomerik tallus denir. Dağılım tabakalaşma gösterecek şekildeyse tallus heteromerik tallus olarak adlandırılır (Öztürk 1995, Yavuz 2004, Töre 2006).

Hem eşeyli hem de eşeysiz olarak üreyebilen likenlerde en yaygın olarak görülen üreme organı apotesyumlardır (eşeyli üreme organı). Eşeyli olarak üreyemeyen likenlerde eşeysiz üreme birimi olarak sored ve izidler görülmektedir. Birkaç alg hücresi ve mantar hiflerinin bir araya gelmesiyle oluşan izidler, tallus yüzeyinde parmak şeklindedir. Bu yapılarla tallus yüzeyi artmış olur. Soredler ile izidler arasındaki fark izidin korteks ile kaplanmış olmasıdır (Öztürk 1995).

Çok geniş bir yayılıma (kutuplar, deniz kıyısı, dağların yüksek bölgeleri) sahip olan likenler, birçok organizmanın bulunmadığı yerlerde büyüebilirler. Likenler zor hava şartları (kurak bölgeler, aşırı yağış alan yerler) altında da yaşamlarını sürdürebilirler. Çoğunlukla epifitik likenler, nemli bölgelerde daha çok bulunurlar.

Likenler gibi organizmalar uzun süre yaşarlar ve morfolojilerini bu süreçte düzgün bir şekilde korurlar. Oldukça yavaş büyüyen likenler besin ihtiyaçlarını büyük oranda atmosferden karşılarlar. Liken türlerinin çoğunda tallusun yılda ancak birkaç milimetre kadar büyüdüğü rapor edilmiştir. *Parmelia sp.* yılda yaklaşık olarak 1 cm büyür ve en hızlı gelişen liken türüdür (Öztürk 1995).

2.14. Atmosferik Kirliliği Belirlemede Likenlerin Kullanımı

Likenler çok eski zamanlardan bu yana boya ve ilaç endüstrisinde kullanılmaktadır. Artan endüstriyel faaliyetlerle birlikte hava kirliliğinin artması sonucunda özellikle kentsel bölgelerde likenin büyüme oranı oldukça azalmış ve buna bağlı olarak bu bölgelerde liken florası fakirleşmiştir. Böylece bu konuyla ilgili araştırmalar da güncellik kazanmıştır (Karamanoğlu 1971, Özdemir 1992).

Birçok kirleticiyi (ağır metal ve radyonüklid vb.) bünyelerinde morfolojileri değişmeden barındıran likenlerin en duyarlı olduğu kirleticisi SO_2 olduğundan dolayı sınıflandırmaların çoğu bu kirleticisyeye dayanılarak yapılır (Szczeponiak ve Biziuk 2003). Özdemir (1992), çalışmasında, kirleticilerden etkilenen liken türlerini üç grupta toplamıştır:

1. Kirleticilere karşı çok duyarlı olup ortamdan kısa sürede kalkan türlerdir. *Usnea*, *Ramalina* cinslerine ait türler ile *Pseudevernia furfuracea* gibi likenler tipik örnekleridir. Bu gruptaki liken tallusun yapısı genellikle dallanma gösterir. Geniş yüzey alanına sahip olduklarından dolayı bünyeleri daha çok kontamine olur.

2. Bazı likenler belli bir kirlilik düzeyine kadar dayanıklı olup, hava kirliliği bu düzey üzerine çıkarsa ortamdan kalkarlar. Bu gruba *Hypogymnia physodes*, *Xanthoria parietina* gibi bazı yapraksız türler ile *Leprana incana* gibi kabuksu türler dahildir.

3. Bu gruptaki likenler ise kirleticilere karşı hassas değildirler. *Lecanora conizeaoides* bu grubun en güzel örneğidir.

Liken tallustaki elementlerin başlıca kaynağı atmosferik depozisyonudur. Bu depozisyon kuru ve yaş olmak üzere iki şekildedir. Yaş depozisyon, yağışlar (yağmur, kar) sonucunda partiküllerin liken yüzeyine çökmesiyle gerçekleşir. Bununla birlikte sis ve çığ ile de gizli bir çökme meydana gelir. Bu tip çökme bazı durumlarda likenin element ve su ihtiyacı için oldukça önemli olabilir. Pb gibi elementlerin sisteki konsantrasyonu bazen yağmur suyundakinden daha fazla olur. Atmosferdeki gaz veya küçük partiküller kuru depozisyonla liken tallusa alınır. Havadaki partiküllerin ekosisteme girişi elementlerin konsantrasyonuna bağlı olduğu kadar likenin yüzey özelliklerinden de etkilenir. Liken tallusun elementleri yakalama oranı, yüzeyin nem oranıyla birlikte keskin bir şekilde artmaktadır (Bargagli ve Mikhailova, 2002).

Likenlerin içerdikleri ağır metal, radyonüklid vb. konsantrasyonlarının substratlara bağlı olup olmadığının belirlenmesi amacıyla birçok çalışma yapılmasına rağmen likenin besin ihtiyacının karşılanmasında substratın rolü tam olarak bilinmemektedir. Bununla birlikte ağaç kabuğundan epifitik likene önemli miktarlarda element geçişi gözlenmemiştir (Bargagli ve Mikhailova 2004).

Gorham (1959) tarafından, İngiltere’ de göl civarındaki likenlerin, yüksek bitkilerden üç kat daha fazla radyonüklid içerdiği rapor edilmiştir (Seward 2002). Antartika, Kuzey ülkeleri gibi çok uzak alanlarda dahi likenler fisyon ürünlerini izlemek için oldukça verimli biyoindikatörlerdir (Godoy ve ark. 1998, Baskaran ve ark. 1991).

Yaşayan likenlerin ölü likenlerden daha fazla ¹³⁷Cs topladığı gözlenmiştir. Nifontova ve ark. (1979), yaşayan *Umbilicaria* türündeki ¹³⁷Cs spesifik aktivitesinin, ölü türden 28 kat daha fazla olduğunu rapor etmiştir (Seaward 2002).

Likenlerin yanı sıra mantarlarla da çok fazla çalışma yapılmıştır. Toprağın üst kısmında büyüyen miselyumun (mantarın iplikçikleri) geniş soğurma yüzeyi nedeniyle mantarlar, likenlerden daha yüksek oranda ¹³⁷Cs ve ⁴⁰K almaktadırlar. Kısa yarı ömürlü

radyonüklidlerden ^{144}Ce , ^{95}Zr ve ^{95}Nb elementleri, muhtemelen miselyum tarafından soğrulmadan önce bozunurlar. Fakat bu radyonüklidler yüzey yapısı oldukça geniş olan likende gözlenmiştir (Eckl ve ark. 1986).

2.15. Farklı Liken Türlerinde Radyonüklid Alım Süreci

Chernobyl reaktör kazasından 1,5 yıl sonra dahi likenlerde ve karayosunlarında ^{137}Cs değerinin yüksek bulunması ^{137}Cs ' nin efektif yarı ömrünün bu bitkilerde uzun olduğunu göstermiştir. Bu nedenle bu bitkiler ^{137}Cs gibi uzun yarı ömürlü radyonüklidleri yakalama ve bünyelerinde tutma özellikleriyle tanınırlar. Liken tallus stoma ve kütikulaya sahip olmadığından dolayı iyon değişim süreciyle ^{137}Cs ' yi köklü bitkilere göre daha çok bünyesinde toplar. Bununla birlikte likenler besin alım süreci boyunca hemen hemen bütün elemanlar için iyi bir toplama mekanizması geliştirmişlerdir. Bir kök sistemine sahip olmayan bitkilerin substratlarından önemli derecede ^{137}Cs alma ihtimalleri yoktur. Bununla birlikte kazadan kısa bir süre sonra liken ve karayosunlarında belirlenen kısa yarı ömürlü ^{106}Ru , ^{144}Ce ve ^{125}Sb ve $^{110\text{m}}\text{Ag}$ radyonüklidlerinin ^{137}Cs ' ye göre bitki tarafından öncelikli olarak tercih edilip bünyeye alınması gözlenmemiştir. Bu bulgu ^{137}Cs aktivite seviyesinin diğer fisyon ürünlerinin aktivitelerine oranıyla elde edilmiş ve bu oranlar, likenlerle aynı zamanda toplanan toprak ve havadan elde edilen sonuçlarla doğrulanmıştır (Papastefanou ve ark. 1989).

Likenler, kütikula ve kök sistemine sahip olmadıklarından dolayı besin ihtiyaçlarını büyük ölçüde atmosferden karşılamaktadırlar. Bu yapılarından dolayı, atmosferde bulunan ağır metalleri ve radyonüklidleri biriktirmede yüksek etkiye sahiptirler. Ayrıca likenler yüzey özellikleri nedeniyle de atmosferik kirliliği toplamada etkilidirler. Henderson (1989), likenlerle ve çiçekli bitkilerle yaptığı atmosferik kirlilik düzeyini belirleme çalışmasında, likenlerin bu bitkilere göre bünyesinde daha fazla parçacık biriktirdiğini gözlemlemiştir (Heinrich ve ark. 1999).

Likenlerde element alımı doğrudan liken tallusun aktif yüzey alanı ile olur. Aktif yüzey alanı ne kadar geniş ise element alımı da o kadar fazladır. Likenlerde element alımı atmosferdeki element konsantrasyonuyla orantılıdır. Düşük kütleyle sahip serbest ^{137}Cs

taşıyan partiküllerin alım süreci yüzey alanıyla ilgilidir. Fakat taşıyıcı olmayan serbest radyonüklidlerin veya diğer elementlerin alım süreci sadece yüzey alanı ile sınırlanmaz. Bu durumda atmosferdeki radyonüklid konsantrasyonunun artmasıyla element alımında, tallusun kuru ağırlığı ve kalınlığı (hücre sayısı) önemli etkiye sahiptir. Fakat bütün durumlarda, atmosferden yüzeye alınan elementler, liken tallusun üst tabakasından alt tabakasına doğru iletilir (Sloof ve Wolterbeek 1992). Rao ve ark. (1967) tarafından bildirildiğine göre, radyonüklidlerin alım sürecinde tallusun yumuşaklık - sertlik derecesi ve tallusun değişik bölümlerindeki mantar ve alg bileşenleri arasındaki ilişki önemlidir. Hanson (1967), *Cladonia* türünde, dış tabakanın üst bölümünde ki ^{137}C konsantrasyonunu alt bölümünden 2 – 14 kat daha yüksek bulmuştur. Sonuç olarak, *Cladonia* tallusunun farklı bölümlerinde gözlenen ^{137}Cs konsantrasyonunun değişkenlik göstermesi, sadece yüzey alanı/kütle oranıyla değil, aynı zamanda tallusun yumuşaklık sertlik derecesi ve ortak yaşam sürdüren bileşenlerin arasındaki ilişki ile de ilgilidir (Sloof ve Wolterbeek 1992).

Likenlerde ilk ^{137}Cs ölçümleri Norveç' in kuzey bölgesinde Hviden ve Lillegraven (1961) tarafından yapılmıştır (Heinrich ve ark. 1999).

Likenin üreme organlarının radyonüklid biriktirmedeki rolü Hollanda' dan toplanan *Xanthoria parietina* türünde incelenmiştir. Yapraksı bir liken olan *Xanthoria parietina*' da üreme organları tallusun farklı bölümlerinde değişik yoğunlukta bulunabilir. Şekil 2.15' te *Xanthoria parietina* türünde üreme organlarının yoğun olduğu bölgeler açıkça görülmektedir. 1986 temmuz ayında toplanan dokuz *Xanthoria parietina* örneğinde, apotesyum yoğunluğuna bağlı olarak liken tallus üç farklı sınıfa ayrılmıştır. Hiç apotesyum taşımayanlar birinci sınıf, apotesyum yoğunluğu az olanlar ikinci sınıf ve apotesyum yoğunluğu fazla olanlar üçüncü sınıf olarak tanımlanmıştır. Daha sonra kuru ağırlık ve yüzey alanı başına ^{137}Cs aktiviteleri karşılaştırılmıştır (Sloof ve Wolterbeek 1992). Elde edilen değerler Çizelge 2.8' de verilmiştir.



Şekil 2.15. *Xanthoria parietina*

Çizelge 2.8. Yoğunluk sınıfına bağlı olarak *Xanthoria parietina*' da ^{137}Cs aktivitesinin kuru ağırlık ve birim yüzey alanı başına değerleri (Sloof ve Wolterbeek 1992' den değiştirilerek alınmıştır)

Örnek no	Sınıf	^{137}Cs Spesifik Aktivitesi			
		Bq kg ⁻¹	Ortalama	Bq m ⁻²	Ortalama
1	1	698	994	390	371
2	1	1290		352	
3	2	1397	1050	715	710
4	2	1408		879	
5	2	1452		753	
6	2	574	905	596	976
7	2	420		607	
8	3	423	905	985	976
9	3	1387		967	

Sınıf numarası iki olan örneklerde ortalama ^{137}Cs aktivitesi kuru ağırlık temel alındığında $1\ 050 \pm 508$ Bq/kg, birim yüzey alanı esas alındığında 710 ± 116 Bq/m² olarak bulunmuştur. Yüzey alanı temel alınarak elde edilen sonuçlarda yoğunluk sınıfı başına aktivite değeri sabit çıkmıştır. Bu sonuçlar, aktivite konsantrasyonunun,

yüzey alanının iyi belirlenmesi koşuluyla, en iyi yüzey alanı baz alınarak ifade edilebileceğini göstermektedir. Bununla birlikte likenlerde aktif yüzey alanını belirlemek oldukça zordur. Çünkü tallus yüzeyi kıvrık olabilir, yüzey apotesyum (üreme yapısı) ile örtülü olabilir ve yüzeyde soredler veya izidler bulunabilir. Likenlerin morfolojik özellikleri buldukları ortamdaki SO₂ ve ağır metal seviyesine göre değişebilir (Sloof ve Wolterbeek 1992). Bu nedenlerle araştırmacılar likenlerde gözlenen radyonüklidler için aktivite değeri verirken kuru ağırlık başına elde edilen değerleri (Bq/kg) kullanırlar.

Cladonia stellaris terrikol liken tallusu üst, orta ve alt tabaka olmak üzere üçe ayrılarak her tabakanın biriktirdiği ¹³⁷Cs ve ¹³⁴Cs spesifik aktiviteleri belirlenmiştir. Üst tabakada ¹³⁷Cs aktivitesi 1 400 Bq/kg, ¹³⁴Cs aktivitesi 340 Bq/kg olarak belirlenirken, bu değerler orta tabakada sırasıyla 610 – 130 Bq/kg, alt tabakada ise 450 – 89 Bq/kg olarak ölçülmüştür (Rissanen ve Rahola 1990).

Hollanda’ dan toplanan *Parmelia sulcata* türünde hem kuru ağırlık hem de yüzey alanı başına ¹³⁷Cs aktivite değerleri elde edilmiştir. Değerler oranlandığında yaklaşık olarak bir değeri bulunmuştur. Bu da *Parmelia sulcata* için 1 m²/kg’ lık spesifik yüzey alanı önerilebileceğini gösterir. Avusturya’ dan toplanan *Cetraria islandica* türünde de benzer bir bulgu elde edilmiştir. Ağaç gövdesinde dik bir konumda duran *Parmelia sulcata*’ nın tallus yüzeyi oldukça kıvrık ve soredleri vardır. Bütün bunlar bu türün yüzey alanının spesifik olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte *Parmelia sulcata* türünde ¹³⁷Cs spesifik aktivitesi atmosferik depoziyon ile lineer olarak değişmiştir. Bu da likenlerin ¹³⁷Cs’ nin çevredeki seviyesini belirlemek için iyi bir biyolojik indikatör olduğunu göstermektedir (Sloof ve Wolterbeek 1992, Heinrich ve ark.). Şekil 2.16’ da *Parmelia sulcata*, Şekil 2.17’ de *Cetraria islandica* türü görülmektedir.



Şekil 2.16. *Parmelia sulcata*

Artan apotesyum yoğunluğuyla birlikte likenlerde aktif yüzey alanı artacak ve bununla birlikte radyonüklid biriktirme oranı yükselecektir. Özellikle yapraksı ve dalsı liken türlerinin yüzey alanı/kütle değerleri büyük olduğundan dolayı ağır metalleri ve radyonüklidleri bünyelerinde toplama oranlarının yüksek olduğu rapor edilmektedir (Papastefanou ve ark. 1989). Bu nedenlerle radyonüklidlerin ve ağır metallerin belirlenmesinde geniş yüzeye sahip yapraksı ve dalsı türler tercih edilir.



Şekil 2.17. *Cetraria islandica*

Atmosferik kirliliği belirlemede likenler verimli ve ucuz araçlardır. Özellikle kış aylarında likenleri toplamak ve taşımak, toprak örneklerine kıyasla çok daha kolaydır. Bununla birlikte bir bölgenin atmosferik kirliliği likenler aracılığı ile

belirlenmek isteniyorsa, alınacak bir örnek mümkünse 10 ile 30 arasında değişen küçük liken örneklerinin birleşiminden oluşmalıdır. Bu, elde edilen sonuçtaki hata oranını düşürecektir. Fakat özellikle rakımı alçak bölgelerde liken numunelerinin azlığı toplanacak küçük örnek sayısını oldukça düşürmektedir (Heinrich ve ark. 1999). Küçük liken örneklerinin sayısının farklı aralıklarda seçildiği çalışmalarda mevcuttur. Örnek olarak Gaare (1987), bu aralığı 10 ile 15 arasında seçmiştir.

Şu ana kadar ^{137}Cs 'nin insana besin zinciri yoluyla geçişi ile ilgili sayısız çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalar özellikle dünyanın kuzeyinde bulunan ülkelerde yoğun bir şekilde sürdürülmektedir (AMAP 2002). Likenlerin çiçekli bitkilere göre daha fazla radyonüklid içerdiği düşünülürse, besin zincirindeki mevcudiyeti oldukça önemlidir. Likenler aracılığıyla ^{137}Cs 'nin insana geçişi için en bilindik yol liken → rengeyiği → insan besin zinciridir. Kuzey ülkelerinde insanların rengeyiği eti tüketmesi oraya özgü bir beslenme alışkanlığıdır. Bu nedenle radyonüklidler, liken ile beslenen rengeyiğine oradan da rengeyiği eti tüketen insanlara geçmiştir. Bu besin zincirinin etkisini anlamak amacıyla terrikol likenler yaygın bir şekilde kullanılmıştır. Golikov ve ark. (2004), uzun süreli elde edilmiş verilerden yararlanarak, ^{137}Cs ve ^{90}S 'in insana geçişi için bir model geliştirmişlerdir.

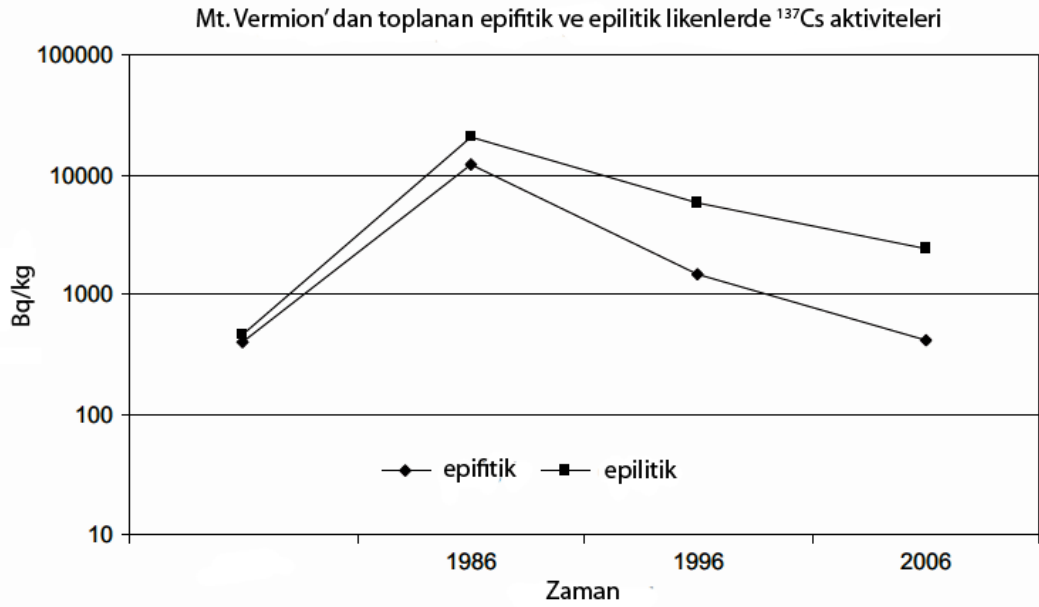
Saksikol likenler radyoaktif kirliliğin belirlenmesinde epifitik ve terrikol likenler kadar geniş kullanılmamışlardır. Polonya'nın güneybatı bölgesinde *Umbilicaria*'nin saksikol türleri kullanılarak radyoaktif madde analizi yapılmıştır. *Umbilicaria cylindrica* ve *U.umbilicaria deusta* ^{137}Cs için iyi bir biyoindikatör olarak gösterilirken, *U. hirsuta* and *U. Murina*'nin bu radyonüklid için diğerlerine göre daha az verimli olduğu sonucuna varılmıştır (Kwapuliński ve ark. 1985a). Bu türler oldukça geniş ve genellikle düz bir tallusa sahip olmakla birlikte substrata çok sıkı tutunmazlar. Bu da substratla ilişkilerinin minimum olduğunu göstermektedir (Seaward ve ark. 1988). Bu türlerle çalışmanın diğer avantajları ise, habitatta baskın olmaları, morfolojilerinin basit olması şeklinde sıralanabilir. *Umbilicaria* türünün yanında *Lasallia* da iyi bir biyoindikatör olarak gösterilirken, bu türler kullanılarak yapılan radyonüklid analiz çalışmaları oldukça azdır (Seaward 2002). Şekil 2.18' de *Umbilicaria cylindrica* görülmektedir.



Şekil 2.18. *Umbilicaria cylindrica*

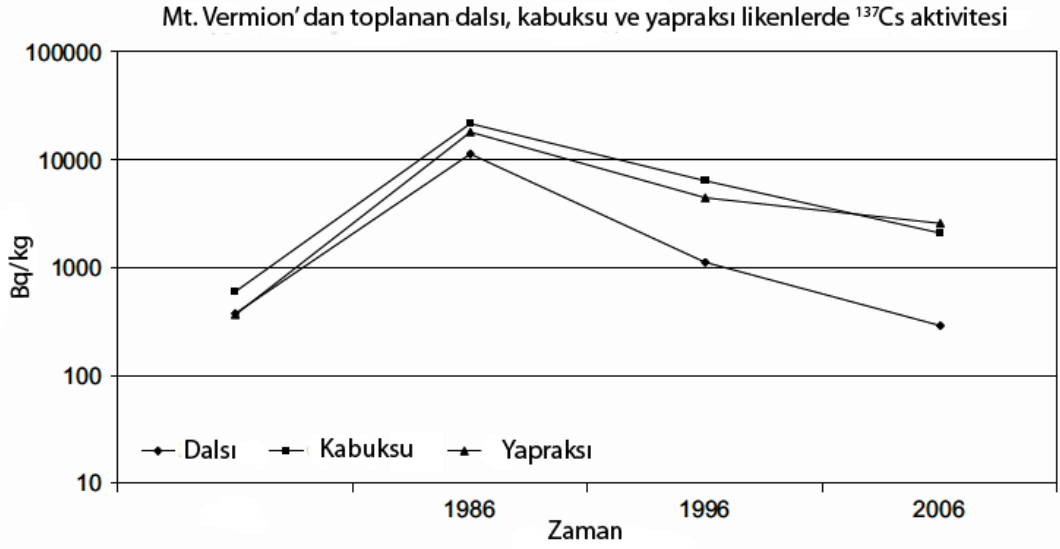
Yunanistan'ın Mt. Vermion dağından ve Klimadaki Grevena bölgesinden 2006 yılı yaz ayları boyunca toplanan çeşitli epifitik, epilitik ve terrikol liken türlerinde ^{137}Cs spesifik aktiviteleri belirlenerek liken formları arasında kıyaslama yapılmıştır. Sonuçlar, ekolojik koşullara bağlı olarak, likenler arasında bu radyonüklidi toplama verimliliği açısından önemli farklılıklar göstermiştir. Mt. Vermion dağından alınan liken örneklerinde en yüksek ^{137}Cs spesifik aktiviteleri, epilitik ve yapraksız likenler olan *Umbilicaria crustulosa* türünde $5\,252 \pm 417$ Bq/kg ve *Protoparmeliopsis muralis* türünde $4\,005 \pm 277$ Bq/kg olarak elde edilmiştir. Çalışma alanında epilitik likenler asidik kayalar üzerinden alınmıştır. En düşük ^{137}Cs aktivitesi ise *Pseudevernia furfuracea* ve *Evernia prunastri* türlerinde sırasıyla 77 ± 8 ve 49 ± 4 Bq/kg olarak ölçülmüştür. Bu iki liken türü de epifitik ve dalsıdır. Değerlerin bu kadar düşük çıkması bu iki ürün ağaçlardan korunduğunu göstermektedir. Sadece epifitik likenlerin toplandığı Klimadaki bölgesinde ise *Ramalina* ve *Evernia* türlerinin en düşük ^{137}Cs içeriğine sahip olduğu belirlenmiştir. Bu iki türde ölçülen spesifik aktiviteler sırasıyla $75 - 82$ Bq/kg'dır. *Ramalina* ve *Evernia* tallusları çok sıkı olduğu gibi üst yüzeyleri oldukça serttir. Bu nedenle bu likenler, element alınma karşı diğer türlere göre daha fazla direnç gösterirler. Bununla birlikte *Ramalina* çok hızlı büyüyen bir liken türüdür. *Umbilicaria* yılda yaklaşık olarak 4 mm büyürken, bu değer *Ramalina* için 90 mm'ye kadar çıkar. Aktivitenin en yüksek olduğu liken türleri ise *Parmelia sulcata* ve *Anaptychia ciliaris* olarak rapor edilirken, bu türlerden elde edilen değerler sırasıyla 310 ± 23 ve 325 ± 10 Bq/kg'dır. Mt. Vermion dağından toplanan epifitik ve epilitik likenlerdeki ^{137}Cs spesifik aktivite değişimi zamana bağlı olarak Şekil 2.19'da verilmiştir (Sawidis ve ark. 2010).

Aynı bölgeden toplanan türlerden elde edilen sonuçlara bakıldığında, epilitik likenlerin epifitiklere göre ^{137}Cs ' yi bünyelerinde daha iyi topladıkları görülmektedir. Bununla birlikte epifitik likenlerdeki ^{137}Cs spesifik aktivitesinin zamanla azalışı, epilitiklere göre daha hızlıdır. Epifitik likenler substratı kaya ve toprak olan likenlere göre besin ihtiyaçlarını karşılamak için atmosfere daha çok gereksinim duyarlar. Sawidis ve ark. (2010) tarafından bildirildiğine göre, Strandberg (1994), toplam ^{137}Cs konsantrasyonunun % 95' inin toprak bölümlerinde, % 3,4' ünün ise ağaçlarda kaldığını rapor etmiştir. ^{137}Cs ' nin geçişi kayalarda, ağaçlardakinden daha yavaştır. Ayrıca organik humus üzerinde büyüyen epifitik likenlerin büyüme koşulları epilitik likenlerden daha iyidir. Bu da epifitik likenlerin daha hızlı gelişmesine yol açmaktadır. Bütün bunlar göz önüne alındığında, epilitik likenlerin topraktaki koşulları daha iyi yansıttığı görülmektedir.



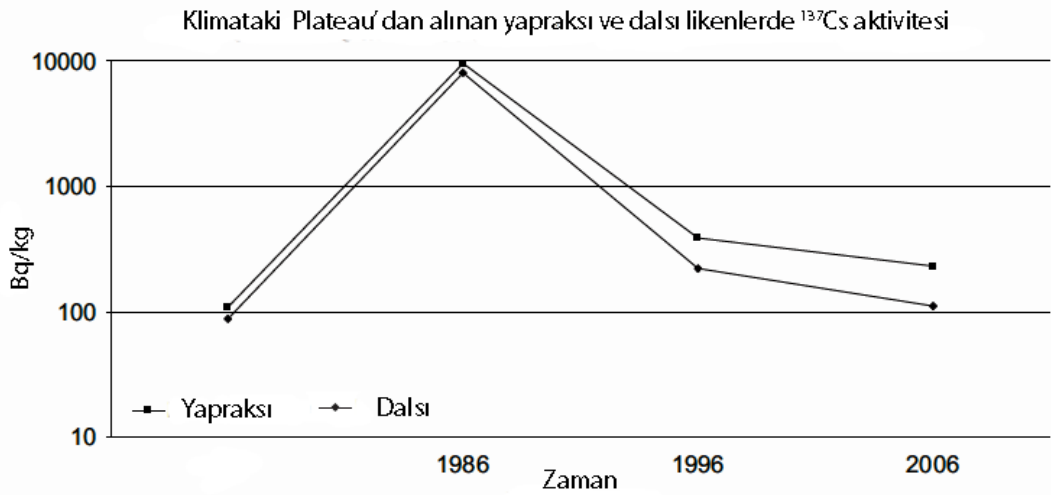
Şekil 2.19. Epifitik ve epilitik likenlerde zamana bağlı olarak ^{137}Cs aktivite değişimi (Sawidis ve ark. 2010)

Şekil 2.20' de Mt. Vermion' dan toplanan kabuksu, yapraksı ve dalsı liken türlerinden elde edilen ^{137}Cs aktivitesinin zamana bağlı değişim grafiği verilmiştir.



Şekil 2.20. Dalsı, Kabuksu ve Yapraksı liken türlerinde ¹³⁷Cs' nin zamana bağlı değişimi (Sawidis ve ark. 2010)

Kabuksu ve yapraksı türlerden elde edilen değerler birbirlerine yakınken, dalsı türlerden alınan sonuçlar diğerlerinden düşüktür. Klimadaki bölgesinden sadece yapraksı ve dalsı türler toplanmıştır. ¹³⁷Cs' nin zamana bağlı değişimi bu türler için Şekil 2.21' de verilmiştir. Bu şekilden de görüldüğü üzere yapraksı türler dalsı türlerden daha fazla ¹³⁷Cs toplamışlardır (Sawidis ve ark. 2010).

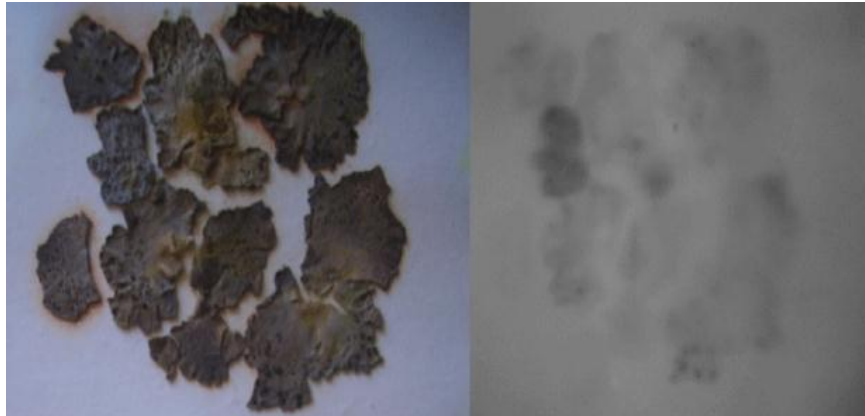


Şekil 2.21. Yapraksı ve dalsı likenlerde ¹³⁷Cs' nin zamana bağlı değişimi (Sawidis ve ark. 2010)

Epifitik likenlerin epilitik ve terrikol likenlere göre havayla taşınan radyonüklidlerin değerlendirilmesinde bazı avantajları vardır. Toprakta radyonüklid alma olasılığı oldukça sınırlıdır. Toprakta radyonüklid taşınması arttıkça, havayla taşınan radyonüklidlerin değerlendirilmesi güçleşmektedir. Sawidis ve ark. (2010) tarafından bildirildiğine göre, Guillitte ve ark. (1994), ağaç dalları üzerinde büyüyen ve yatay talluslu likenlerin, ağaç gövdesinde gelişen dikey talluslu likenlere göre iki kat daha fazla kontamine olduğunu rapor etmiştir.

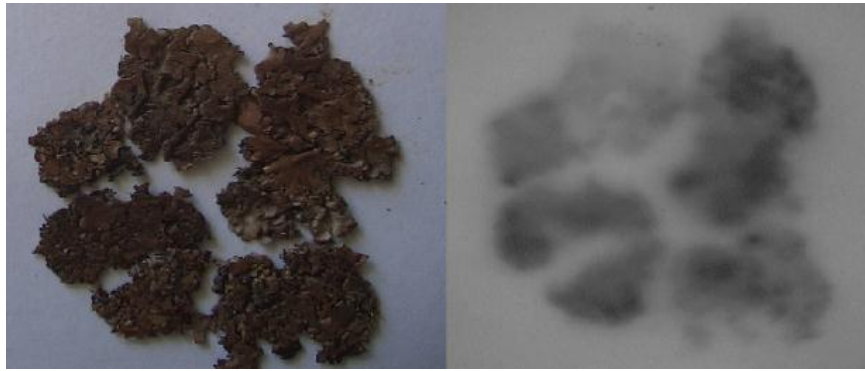
Yapraksı veya kabuksu likenler, substratlarına hemen hemen tüm alt yüzeyleri boyunca bağlıdır. Fakat ipliksi veya dalsı liken formları bir veya birkaç noktadan substratlarına tutunurlar. Sawidis ve ark. (2010) tarafından bildirildiğine göre, Pike (1978), likenin substratına geniş bir yüzeyle tutunmasının, bünyesine daha fazla ^{137}Cs depolamada etkili olabileceğini belirtmiştir. Chernobyl nükleer santral kazasından sonra likenlerde aktivite seviyelerinde azalma gözlenmiştir. Kar ve yağmur nedeniyle, liken ^{137}Cs ' yi substratından almıştır. Bu da ilk önce epifitik likenin substratında ^{137}Cs aktivitesinin düşmesine sebep olmuştur (Sawidis ve ark. 2010).

1996 yılında toplanan *Umbilicaria crustulosa* ve *Xanthoparmelia taractica* talluslarının otoradyografları Şekil 2.22 ve Şekil 2.23' te görülmektedir.



Şekil 2.22. 1996 yılı yaz aylarında toplanıp, 2006 yılında filme kaplanan *Umbilicaria crustulosa* tallusu üzerindeki ^{137}Cs dağılımını gösteren otoradyograf (Sawidis ve ark. 2010)

Daha önce farklı araştırmacılar tarafından elde edilmiş otoradyograflarda ^{137}Cs ' nin dağılımları incelendiğinde, bu izotopun öncelikle likenlerde parçacık olarak depozite olduğu sonucuna varılmıştır. Daha sonra bu radyonüklid, besinler ile birlikte terleme yoluyla taşınmaktadır. Bu şekillerde koyu ve küçük noktalar, yüksek aktivite konsantrasyonlu radyonüklid içeren parçacıkları göstermektedir. Kazadan on yıl sonra alınan otoradyograflarda ise ^{137}Cs ' un parçacık formda olmadığı görülmüştür. Çünkü bu şekillerde sıcak noktalar oldukça nadir olmakla birlikte belli belirsizdir (Sawidis ve ark. 2010).



şekil 2.23. 1996 yılı yaz aylarında toplanıp, 2006 yılında filme kaplanan *X. taractica* tallusu üzerindeki ^{137}Cs dağılımları gösteren otoradyograf (Sawidis ve ark. 2010)

Atmosferik depozisyonun izlenmesinde genellikle epifitik (ağaç üstünde yetişen) likenler kullanılır. Fakat evresel kirlilik düzeyinin belirlenmek istendiği bazı bölgelerde ağaç üstü likenlere az miktarda rastlanır. Bu nedenle araştırmacılar o bölgede bol miktarda bulunan liken türünü seçebilirler (Papastefanou ve ark. 1989, Kahraman ve ark. 2009, Belivermiş ve otuk 2010, Heinrich ve ark. 1999). Terrikol likenlerden *Cladonia* cinsleri kullanılarak yapılmış birçok radyonüklid ve ağır metal belirleme çalışmaları vardır. Fakat terrikol likenlerle yapılan çalışmalarda en büyük zorluk toprak kontaminasyonunu minimuma indirmektir.

Terrikol liken türündeki radyonüklid aktiviteleri ile topraktaki radyonüklid aktivitelerinin karşılaştırılması ve aralarındaki ilişkinin belirlenmesi depozisyon süreciyle ilgili de bilgi verebilir. Marmara Bölgesi' nin Trakya bölümünden alınan 5 cm derinliğindeki yüzey toprağında ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin spesifik aktiviteleri belirlenmiştir (Belivermiş ve ark. 2008). Bu radyonüklidler için

ortalama spesifik aktivite değerleri sırasıyla, 2,81–56,32, 10,78–45,49, 8,63–68,40, 234,28–1 128,31 and 0.86–140,56 Bq/kg aralığında değişmektedir. Ortalama ^{137}Cs spesifik aktivitesi 32.74 ± 29.24 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Çalışmada doğal radyonüklidlerle kıyaslanınca ^{137}Cs ' nin standart sapmasının oldukça büyük olduğu tespit edilmiştir. ^{137}Cs dağılımının coğrafik konuma ve dolayısıyla yağış miktarına göre değiştii düşünülürse bu beklenen bir sonuçtur (Sloof ve Wolterbeek 1992, Heinrich ve ark. 1999). Bununla birlikte ^{137}Cs ' nin toprakta dikey ve yatay ilerleyişi toprağın yapısına bağlı olarak değişmektedir. Trakya bölümünde yapılan bu çalışmaya paralel bir çalışma doğu ve güney Marmara Bölgesi' nde yapılmıştır (Kılıç ve ark. 2008). ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U ve ^{226}Ra için ortalama aktivite değerleri sırasıyla $27,46 \pm 21,84$, $442,51 \pm 189,85$, $26,63 \pm 15,90$, $21,77 \pm 12,08$ ve $22,45 \pm 13,31$ Bq/kg olarak ölçülmüştür. Bu çalışmada da ^{137}Cs ' nin standart sapması yüksek bulunmuş ve Belivermiş ve ark.' nin (2008) çalışmasında getirdikleri yoruma benzer bir yorum yapılmıştır. Bu iki çalışmada ki bölgelerden terrikol liken olan *Cladonia rangiferinis* türü toplanmış ve elde edilen radyonüklidler ve spesifik aktiviteleri Bölüm 3.2' de verilmiştir. Likenden elde edilen değerler ile topraktan elde edilen değerler arasında hiçbir ilişki gözlenmemiştir. *Cladonia stellaris* ve *Cladonia mitis + rangiferina* terrikol likenleri için ^{137}Cs ve ^{134}Cs spesifik aktiviteleri sırasıyla 8 100 – 3 000 Bq/kg, 8 800 – 3 300 Bq/kg olarak ölçülürken, aynı alanda 1 – 2 cm derinlikten alınan yüzey toprağı için bu değerler 730 – 200 Bq/kg olarak belirlenmiştir (Rissanen ve Rahola 1990). Terrikol likenler için bulunan bu sonuçların epifitik likenler içinde elde edilmesi dolayısıyla beklenen bir sonuç olur. Doğu Karadeniz Bölgesi' nden alınan toprak örneklerinde ortalama ^{137}Cs spesifik aktivitesi $169,7 \pm 13,6$ Bq/kg olarak bulunurken, bu değer çeşitli epifitik likenler (*Parmelia caperata*, *Parmelia sulcata*, *Usnea filipendula*, *Usnea florida*, *Usnea rigida*, *Xanthoria parietina*) için $329,5 \pm 23,9$ Bq/kg olarak ölçülmüştür (Celik ve ark. 2009). Buna ek olarak Eckl ve ark. (1986), çalışmalarında toprakta ve likende ^{238}U ve ^{226}Ra spesifik aktivitelerini belirlemiş ve doğal radyonüklidlerin içeriği bakımından liken ve toprak arasında bir korelasyon olmadığını belirtmişlerdir.

1988 yılında Ukrayna' da Chernobyl nükleer santralinden belli yön ve uzaklıklardan epifitik ve yapraksı likenlerden *Hypogymnia physodes* ve *Parmelia sulcata*, terrikol ve dalsı likenlerden ise *Cladonia mitis* ve *Cladonia crispata* türleri toplanmış ve içerdikleri

radyonüklidlerin spesifik aktiviteleri belirlenmiştir. Yine aynı çalışmada likenlerin toplandıkları ağaç türlerinin de spesifik aktiviteleri ölçülmüştür. Beklenildiği gibi reaktörden uzaklaştıkça radyonüklidlerin aktiviteleri azalmıştır. *Hypogymnia physodes* türünden elde edilen aktivite sonuçları önemli ölçüde dalgalanma göstermiştir. Bu da serpentinin homojen bir şekilde dağılmadığını göstermektedir. Nükleer santrale yakın bölgeden alınan *Parmelia sulcata* türünde ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs ve ^{144}Ce spesifik aktivitelerinin *Hypogymnia physodes* türüne göre 2 – 2,5 kat daha fazla olduğu rapor edilmiştir. Ağaç kabuğundan elde edilen spesifik aktivite sonuçları, epifitik likenlerden elde edilen değerlere göre oldukça düşüktür. Bununla birlikte epifitik likenlerdeki radyonüklid spesifik aktivitelerinin terrikol likenlere göre daha yüksek olduğu rapor edilmiştir (Biazrov 1994).

Farklı liken türleri aynı morfolojik özelliklere sahip olmadıklarından dolayı bünyelerindeki radyonüklid seviyeleri değişkenlik gösterir. Yunanistan'ın kuzey bölgesinden toplanan dalsı likenlerde (*Evernia prunastri*, *Cladonia furcata*, *Anaptychia ciliaris* ve *Ramalina fraxinea*) ve yapraksı likenlerde (*Cladonia convulata*, *Cladonia rangiformis*, *Xanthoria parietine*, *Physcia spp.*, *Collema spp.* ve *Parmelia tiliacea*) gamma spektrum analizi yapılarak ^{137}Cs spesifik aktivitesinin türler arasında nasıl değiştiği incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar, radyosezyumu bünyelerinde biriktirme açısından, yapraksı ve dalsı likenler arasında önemli bir farklılık olmadığını göstermiştir. Bununla birlikte dalsı türlerden *Anaptychia ciliaris* ve yapraksı türlerden *Xanthoria parietine* ve *Parmelia tiliacea*' dan elde edilen ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri oldukça yüksek çıkmıştır (Papastefanou ve ark. 1989). Fakat bazı dalsı liken türleri yapraksı liken türlerine göre daha geniş yüzey alanı/kütle oranına sahip olduklarından dolayı bünyelerindeki ^{137}Cs spesifik aktivitesi daha yüksektir (Svoboda ve Taylor 1979, Kahraman 2009). Gökçeada Bölgesi'nde aynı alandan terrikol bir liken olan *Cladonia foliacea* ile saksikol bir liken olan *Ramalina pollinaria* toplanmıştır. Dalsı bir liken türü olan *Ramalina pollinaria*'nın yapraksı bir liken olan *Cladonia foliacea*'ya göre oldukça yüksek seviyede ^{137}Cs barındırdığı tespit edilmiştir (Kahraman ve ark. 2009). Dağlık bir bölgeden *Cornicularia divergens*, *Alectoria ochroleuca*, *Cetraria nivalis*, *Cladonia mitis*, *C. stellaris* ve *Stereocaulon paschale* liken türleri toplanarak, bu örneklerin ^{137}Cs ve ^{134}Cs içeriklerine bakılmıştır. *Alectoria*

ochroleuca ve *Cetraria nivalis* örneklerinden elde edilen değerler diğerlerine kıyasla daha büyük bulunmuştur. Birbirlerine çok yakın alanlardan alınan *Cetraria nivalis* örneklerinde radyonüklid spesifik aktiviteleri oldukça yüksek farklılıklar göstermiştir. Benzer sonuç, *C. Stellaris* için de elde edilmiştir. Bununla birlikte iki tür arasında da aktivite oldukça farklıdır. Bu sonuçlar ilk bakışta Chernobyl kazasının etkisinin oldukça yakın yerlerden alınan (yaklaşık 1 m veya daha fazla) örneklerde dahi farklı olduğunu gösterse de, türlerin morfolojik yapıları ve yaşadıkları habitat oldukça önemlidir. Ortamdaki nem değişimi radyonüklid alım sürecini etkilemektedir. Kuru bir liken numunesi diğerinden daha fazla su bünyesine alıp daha fazla kontamine olabilir (Gaare 1987). *Cladonia stellaris*, *Cladonia mitis*, *Cladonia rangiferina* terrikol liken türleri rengineyiği etindeki kontaminasyonu belirlemek amacıyla Finlandiya' nın kuzey bölgesinden toplanmış ve ^{137}Cs ile ^{134}Cs analizi yapılmıştır. Aynı alandan toplanan farklı liken türleri bu çalışmada da farklı radyonüklid konsantrasyonu içermiştir. ^{137}Cs ve ^{134}Cs spesifik aktiviteleri incelendiğinde türlerin radyonüklid biriktirme verimliliği *Cladonia rangiferina* > *Cladonia mitis* > *Cladonia stellaris* şeklinde sıralanabilir (Rissanen ve Rahola 1990).

Godoy ve ark. (1998) tarafından bildirildiğine göre, Maenhaut ve ark. (1979), Antartika' da hava örneklerindeki ^{210}Pb aktivitesinin mevsimsel değişiminin ^{137}Cs ile aynı olduğunu göstermişlerdir. Bu nedenle Godoy ve ark. (1998), Antartika' dan topladıkları liken ve karayosunlarının radyonüklid toplama verimliliğini değerlendirirken $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ oranından yararlanmışlardır. Toplanan likenler *Usnea antarctica*, *Ramalina tevelorata*, *Caloplaca vegalis* ve *Leptogium pubeyulum* türleridir. Örnekler, $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ oranları 0,04 – 0,10 ve 0,17 – 0,26 olmak üzere iki grup altında toplanmışlardır. *Caloplaca vegalis* ve *Leptogium pubeyulum* türlerinin toplamı baz alındığında ortalama $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ oranı, *Usnea antarctica*, *Ramalina tevelorata* türlerinin toplamından elde edilen sonuca göre daha yüksek çıkmıştır.

Aynı ağaç gövdesinde farklı yüksekliklerden alınan liken örneklerinde ^{137}Cs aktivite değeri farklılık gösterebilir. Ölü ladin ağacı gövdesinden toplanan *Pseudevernia furfuracea* türünde ağacın üst dallarından alınan örnekte alt kısımdan alınan örneğe göre ^{137}Cs aktivitesi daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Bu değişim 2 m ve üzeri

yükseklige sahip ağaçlarda daha iyi görülmektedir (Heinrich ve ark. 1999). Şekil 2.24’te *Pseudevernia furfuracea* türü görülmektedir.



Şekil 2.24. *Pseudevernia furfuracea*

Polonya’ nın güney bölgesinde farklı yüksekliklerden toplanan 4 farklı *Umbilicaria* türünde ^{226}Ra ’ nın spesifik aktivitesine bakılmış ve artan yükseklikle birlikte aktivitenin de arttığı görülmüştür (Kwapulinski ve ark. 1985b). Aynı değişim ^{137}Cs için de gözlenmiştir (Seaward ve ark. 1988). Bu artışın nedeni, Kwapulinski ve ark. (1985a) tarafından yüksek bölgelerde yağışla birlikte partiküllerin likenin yüzeyine daha fazla çökmesiyle açıklanmıştır.

Bir mikrohabitat ile diğeri arasındaki topoğrafik değişimler, likenin partikülleri tutma yeteneğini önemli ölçüde etkilemektedir. Örnek olarak mevsimsel değişimler, likenin bulunduğu ortamın karla kaplı olması vb. etkiler, aktivite düzeyinin belirlenmek istendiği peryotta oldukça önemlidir. Bununla birlikte pH değerinin değişmesi ve tarımsal kimyasalların aşırı kullanılması ^{137}Cs gibi radyonüklidlerin mobilitesini etkileyebilir. Ayrıca radyonüklidlerin liken içerisinde dikey olarak ilerlemesinde farklılıklar olabilir. Bu farklılığın nedeni bir liken türünden diğereine metabolik aktivitelerdeki değişimlerdir (Seaward 2002).

2.16. Bazı Radyonüklidlerin Likenlerdeki Ekolojik Yarı Ömrü

Likenlerde özellikle bazı fisyon ürünlerinin ekolojik yarı ömrünün belirlenmesiyle ilgili birçok çalışma yapılmıştır. Avusturya' dan toplanan liken örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesinin likenin toplandığı alanın deniz seviyesinden yüksekliğine ve likenin ağaç üzerindeki konumuna göre değişmesi, ekolojik yarı ömrün hesabında bu faktörlerin de dikkate alınması gerektiğini göstermiştir. Bu çalışmada *Pseudevernia furfuracea* türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü yaklaşık 3,1 yıl, ^{134}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü ise yaklaşık 1,3 yıl olarak belirlenmiştir. İki farklı bölgeden toplanan *Cetraria islandica* türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü belirlenmiştir. Weinebene (1 760 m) bölgesinden alınan örnekler için ekolojik yarı ömür yaklaşık olarak 2,5 yıl olarak elde edilirken, Silvretta dağından (2 700 m) toplanan örnekler için bu değer 4,5 yıl olarak ölçülmüştür (Heinrich ve ark. 1999). Genellikle Chernobyl reaktör kazasından önce likenlerde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü, kaza sonrasında elde edilen yarı ömüre göre çok daha uzundur. Heinrich (1999) tarafından bildirildiğine göre, Lidén ve Gustafsson (1967), 1962 – 1965 yılları arasında toplanan likenlerde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü 17 yıl olarak, Miettinen ve Häsänen (1967), 6 – 10 yıl arasında, Tuominen ve Jaakkola (1973), 11 yıl olarak rapor etmişlerdir. Akçay ve Kesercioğlu (1990), Doğu Anadolu Eylül 1986 ile Eylül 1987 yılları arasında ekolojik yarı ömrün 1 yıldan daha kısa süreli olduğunu bulmuşlardır. Heinrich ve ark. (1999) tarafından bildirildiğine göre, Kirchman ve ark. (1979), Çin' de yapılan atmosferik nükleer testleri sonrasında *Evernia prunastri* türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü 3,4 yıl olarak rapor etmişlerdir. Yine Heinrich ve ark. (1999) tarafından bildirildiğine göre, Gelder ve ark. (1989), Chernobyl nükleer reaktör kazasından sonra aynı alandan aynı türleri toplamışlar ve ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü yaklaşık olarak 1 yıl olarak bulmuşlardır. Heinrich ve ark. (1999), Chernobyl kazası öncesi ve sonrası ekolojik yarı ömürdeki bu değişimi Gelder ve ark.' ın (1989) çalışmasından yararlanarak yorumlamışlardır. Bu çalışmaya göre ^{137}Cs ' nin liken tallusunda depozisyonunun iki farklı kesirle açıklanabileceğidir. Radyonüklidlerin ilk soğrulma kesri başlangıçtaki gerçek depozisyon miktarını göstermektedir. Bu miktarın değişimi zordur. Diğer kesir ise kolay bir şekilde değişebilir. Bu değişim, tallus yüzeyinin nem gibi farklı fiziksel koşullarından veya depozisyon olan bölgelerin doyuma ulaşmasından kaynaklanır. Bu da radyonüklid serpintisinin yüksek olduğu bölgelerde

ekolojik yarı ömrün, serpentinin düşük olduğu bölgelere göre daha kısa olduğu gösterir. Sonuç olarak, ekolojik yarı ömür, aynı bölgede veya benzer çevresel koşullar altında, her yeni radyoaktif serpintiden sonra sabit bir değer olarak o değerde kalmaz. Aynı çevresel koşullar altında yetişen likenler için başlangıçtaki radyoaktivite seviyesinin diğerine göre yüksek olduğu likende ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü daha düşük değerde olacaktır (Heinrich ve ark. 1999). Artan rakımla birlikte ^{137}Cs ' nin spesifik aktivitesi artmaktadır (Saka ve ark. 1997, Kwapuliński ve ark. 1985a). 1000 m üzerinden alınan *Umbilicaria* türlerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi yükseklikle önemli ölçüde artmıştır. Fakat 400 ile 800 m arasında meydana gelen artışlar oldukça az miktarda olduğu gibi, genel anlamda bir yükselişten söz etmek zordur (Seaward ve ark. 1988). Silvretta dağının rakımı Weinebene bölgesine göre daha yüksektir. Chernobyl reaktör kazası sonrası, Silvretta Dağı, Weinebene bölgesine göre daha az kirlenmiştir. Rakımı yüksek olan bölgede beklenildiği gibi ^{137}Cs spesifik aktivitesi yüksektir. Fakat bu radyonüklidin Silvretta Dağı' ndaki likenlerde ilk depozisyonu daha düşüktür. Bu nedenle Silvretta Dağı' ndan toplanan *Cetraria islandica* türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü diğer bölgede aynı türden elde edilen ekolojik yarı ömre göre daha büyüktür. Sloof ve Wolterbeek (1992), makalelerinde ^{137}Cs ' nin likenlerdeki ekolojik yarı ömrünü tayin etmek için *Xanthoria parietina*, *Parmelia sulcata* ve *Lecanora conizaeoides* türlerini toplamışlardır. Örnekleme 1986 Mayıs ayından sonra 1,5 yıl süreyle yapılmıştır. *Xanthoria parietina* ve *Lecanora conizaeoides* türlerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi zamanla artış göstermiştir. *Parmelia sulcata* türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü 977 gün (2,68 yıl) olarak belirlemişlerdir. Sloof ve Wolterbeek (1992) tarafından bildirildiğine göre, ^{137}Cs ' nin likenlerdeki ekolojik yarı ömrünü Ellis ve Smith (1987) 5 – 8 yıl, Liden ve Gustafsson (1967) 17 yıl olarak rapor etmişlerdir. Ekolojik yarı ömürde bulunan sonuçların bu kadar farklılık göstermesinin nedeni likenin büyüme oranıyla açıklanmıştır (Sloof ve Wolterbeek 1992, Heinrich 1999). Çünkü tallusun gelişmesi spesifik aktivitede düşüşe neden olmaktadır. Topcuoğlu ve ark. (1995), Doğu ve Batı Karadeniz Bölgeleri' nden liken ve karayosunu örnekleri toplayarak ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü tayin etmişlerdir. 1987 – 1992 yılları boyunca periyodik olarak toplanan *Xanthoria parietina* liken türünde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü 4,9 yıl olarak bulunmuştur. ^{137}Cs ' un likenlerdeki ekolojik yarı ömrü karayosunlarından daha fazladır. Bu sonuç likenlerin radyonüklidleri bünyelerinde karayosunlarına göre daha iyi

tuttuğunu göstermektedir. Aynı liken türleri farklı ekolojik yarı ömre sahip olabilir. Bunun nedeni radyonüklid alımının yüzey alanı, hücreler arası boşluk, yüksek hücre çeperi, pH, nem, rüzgâr yönü ve diğer iklimsel koşullar gibi birçok faktöre bağlı olarak değişmesidir. ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü *Usnea filipendula*' da *Parmelia caperata* ve *Parmelia sulcata*' ya göre daha yüksek bulunmuştur. Bununla birlikte ^{137}Cs ' nin *Flavoparmelia caperata*' da *Parmotrema perlatum*' dan daha uzun bir ekolojik yarı ömre sahip olduğu belirlenmiştir (Cevik ve Celik 2009b, Celik ve ark. 2009). Sawidis ve ark. (1997) yılında yaptıkları çalışmada, dört farklı bölgede likenlerdeki ^{137}Cs ' nin spesifik aktivite değerini belirlemişlerdir. 1986 – 1996 yılları arasında toplanan ve bu tezde de kullanılan *Parmelia sulcata* ve *Pseudevernia furfuracea* türlerinden elde edilen aktivite sonuçları Microsoft Excel programıyla fit edilerek ^{137}Cs ' in bu türlerdeki ekolojik yarı ömürleri hesaplanmıştır. Sawidis ve ark. (2010) tarafından yapılan bir diğer çalışma da bu çalışmanın devam niteliğinde olup likenlerdeki ^{137}Cs ' nin spesifik aktivite değeri 2006 yılı için de belirlenmiştir. Çalışılan dört bölge için de 1986 – 1996 aralığı için hesaplanan ekolojik yarı-ömürler bu iki türde birbirine yakın sonuçlar verirken, 1996 – 2006 periyodu için hesaplanan ekolojik yarı ömürler birbirinden oldukça farklıdır. Her iki tür için de 1996 yılından sonra ^{137}Cs spesifik aktivite değeri, öncesine göre oldukça yavaş azalmıştır. Örnek olarak Grevana bölgesi' de 1986 – 1996 arası *Parmelia sulcata*' da ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü 2.13 yıl iken bu değer *Pseudevernia furfuracea*' da 2.17 yıl olarak hesaplanmıştır. Aynı türlerde ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrü 1996 yılı sonrası oldukça artmış ve 10 yıllık periyotta aktivitenin yarıya dahi düşmediği gözlenmiştir. Aynı zamanda bu bölgede 1996 yılı sonrası *Pseudevernia furfuracea*' da ki ^{137}Cs spesifik aktivitesinin azalışı *Parmelia sulcata*' ya göre oldukça yavaştır. Aynı çalışmalarda bir diğer örnek alanı olan Vermion Dağı' ndan 1996 – 2006 periyodu için elde edilen ekolojik yarı ömür sonuçları ise Grevana' ya göre ters bir davranış sergilemektedir. Bu zaman diliminde ^{137}Cs ' nin *Parmelia sulcata*' daki ekolojik yarı ömrü yaklaşık olarak 12.7 yıl olarak belirlenirken bu değer *Pseudevernia furfuracea* 2. 54 yıl olarak hesaplanmıştır. *Pseudevernia furfuracea* türünün ekolojik yarı ömrü, Iurian ve ark. (2011)' nin verilerinden yararlanılarak da hesaplanmış ve 1986 – 1994 periyodu için 12.21 yıl, 1994 – 2006 periyodu için 17.9 yıl değeri bulunmuştur.

Ekolojik yarı ömrün farklı çevresel koşullarda birbirinden oldukça farklı sonuçlar verdiği açıktır. Elde edilen tüm sonuçlar ekolojik yarı ömrün belirlenmesindeki zorluğu ve belirsizliği göstermektedir. Bütün hesaplamalar yapılmadıkça, ekolojik yarı ömür için güvenilir bir sonuç elde edilemez (Sloof ve Wolterbeek, 1992).

2.17. Likenlerde ^{137}Cs ve ^{40}K Arasındaki İlişki

^{137}Cs 'nin kimyasal olarak ^{40}K 'in benzeri olması araştırmacıları bitki bünyesinde bu iki radyonüklidin konsantrasyonunun nasıl değiştiğini anlamaya yöneltmiştir. Bu amaçla çayırlardan toplanan farklı ot türleri birleştirilmiş ve bu iki radyonüklidin değişimi incelenmiştir. Analiz sonucunda ^{137}Cs ile ^{40}K arasında negatif bir korelasyon bulunmuştur. Genellikle dokularında düşük potasyum içeriği barındıran bitkiler, yüksek potasyum barındıran bitkilere göre topraktan daha fazla radyosezyum alırlar (Ciuffo ve ark. 2002). ^{137}Cs ile ^{40}K arasında negatif korelasyon likenler ve karayosunları için de elde edilmiştir (Çevik ve Çelik 2009b).

Likenlerde sezyumun alım ve bırakım süreci, fizyolojik açıdan önemli olan kalsiyum, potasyum ve sodyum elementlerinden etkilenebilir. En az 5 – 8 yıl arasında değişen biyolojik yarı ömürle ^{137}Cs 'nin likende tutunması, muhtemelen likenin mantar bileşeninin bu radyonüklidi soğurmasıyla gerçekleşir. Bunun nedeni ise likenin bünyesi için gerekli olan potasyumu sağlama çabasıdır. Böylece likende ^{137}Cs ile ^{40}K spesifik aktiviteleri arasında ters bir ilişki meydana gelir (Eckl ve ark. 1986, Seaward 2002).

2.18. ^7Be , ^{210}Pb , ^{40}K , ^{137}Cs ve ^{232}Th Radyonüklidlerinin Atmosferik Depozisyonu

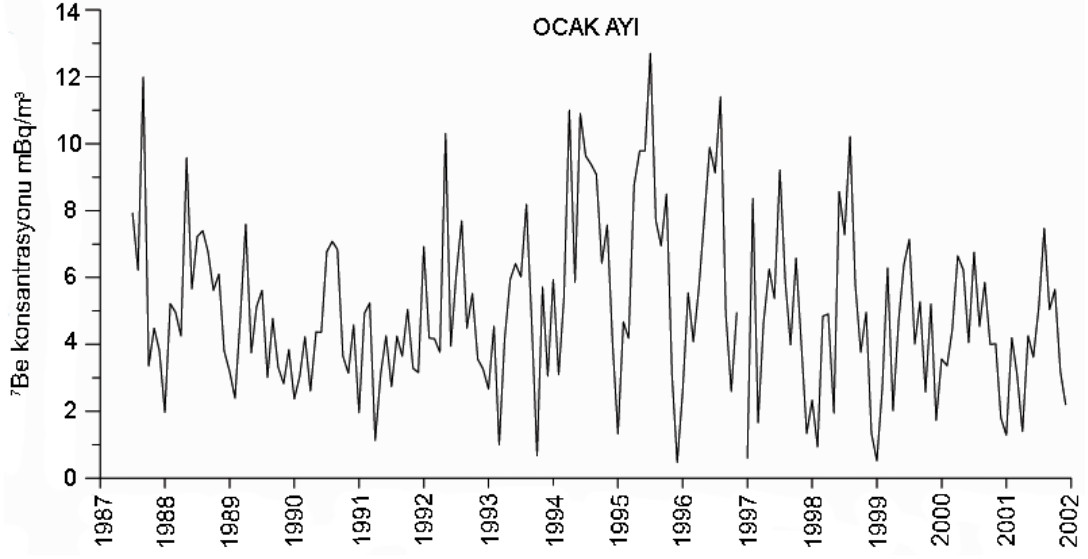
^7Be ve ^{210}Pb radyonüklidleri, yağış, aerosol hareketleri ve troposferde kalış süresi, aerosol depozisyon hızları gibi çevresel süreçlerin değerlendirilmesinde kullanılmaktadırlar. ^7Be üretiminin boylama ve mevsime göre değişimi ihmal edilebilir. ^{210}Pb ise yer yüzeyinden atmosfere yayılmaktadır. Bu iki radyonüklid oluşur oluşmaz, boyutu mikrondan daha küçük olan aerosol parçacıklara tutunurlar. Bu, kirleticilerin

atmosferde başlıca depolanma yoludur. ^7Be kozmik olduğundan dolayı, oluşma oranı, atmosferik derinlikle birlikte azalırken, yüksek oran troposferin üst kısımlarında görülmektedir. ^{210}Pb ise ^7Be ' ye göre ters karakterdedir ve havadaki konsantrasyonu yerden uzaklaştıkça azalmaktadır.

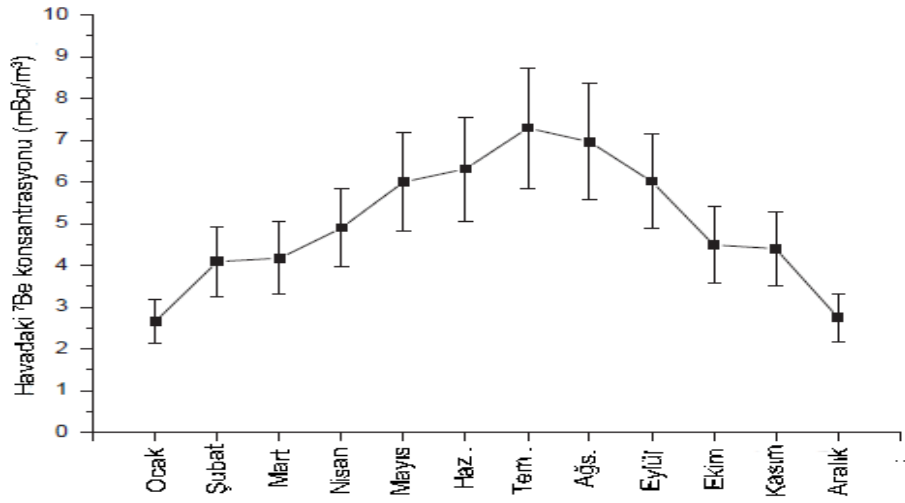
40° enlemi için 1987 – 2001 yılları arasında toplanan aerosol örneklerinde, ortalama ^7Be ve ^{210}Pb aktiviteleri sırasıyla $5,02 \pm 2,49 \text{ mBq/m}^3$ ve $0,664 \pm 0,350 \text{ mBq/m}^3$ olarak belirlenmiştir (Ioannidou ve ark. 2005). Hava örnekleri 20 m yükseklikten alınmak üzere, Yunanistan'ın Thessaloniki bölgesinden toplanmıştır ($40^\circ 38' \text{ N}$, $22^\circ 58' \text{ E}$).

Güneş lekelerinin sayısı arttıkça ^7Be oluşumu azalmaktadır. 40° enlemi için, havadaki ortalama yıllık ^7Be konsantrasyonu ile güneş lekelerinin sayısı arasındaki korelasyon katsayısı -0,81 olarak belirlenmiştir. Bununla birlikte güneş lekelerinin maksimum ve minimum olduğu yıllar arasında ortalama ^7Be aktivite konsantrasyonunun % 45 oranında ($4,2 - 6,1 \text{ mBq/m}^3$) değiştiği rapor edilmiştir (Ioannidou ve ark. 2005).

Havadaki ^7Be konsantrasyonu güne bağlı olarak büyük değişkenlikler gösterir. Şekil 2.25' te $40^\circ 38' \text{ N}$, $22^\circ 58' \text{ E}$ koordinatından elde edilen ^7Be ' nin günlük değişimi görülmektedir. Şekil 2.26' da ise 15 yıl boyunca elde edilen aylık ortalama ^7Be konsantrasyonu verilmiştir. Şekildeki hata çubuklarından güneş lekelerinin maksimum ve minimum olduğu değerler gözlenebilir. Güneş lekeleri maksimum olduğu zaman, konsantrasyon minimum değer alırken, tam tersi durumda maksimum değer almaktadır. Havadaki aylık ortalama ^7Be konsantrasyonu yıl boyunca iki çarpanı kadar değişmektedir. Bununla birlikte en yüksek ^7Be konsantrasyonu yaz aylarında $7,29 - 6,96 \text{ mBq/m}^3$, en düşük kış aylarında $2,75 - 4,09 \text{ mBq/m}^3$ olarak elde edilmiştir (Ioannidou ve ark. 2005).



Şekil 2.25. 1987 – 2002 yılları arasında ocak aylarından alınan ^7Be konsantrasyonu (Ioannidou ve ark. 2005)

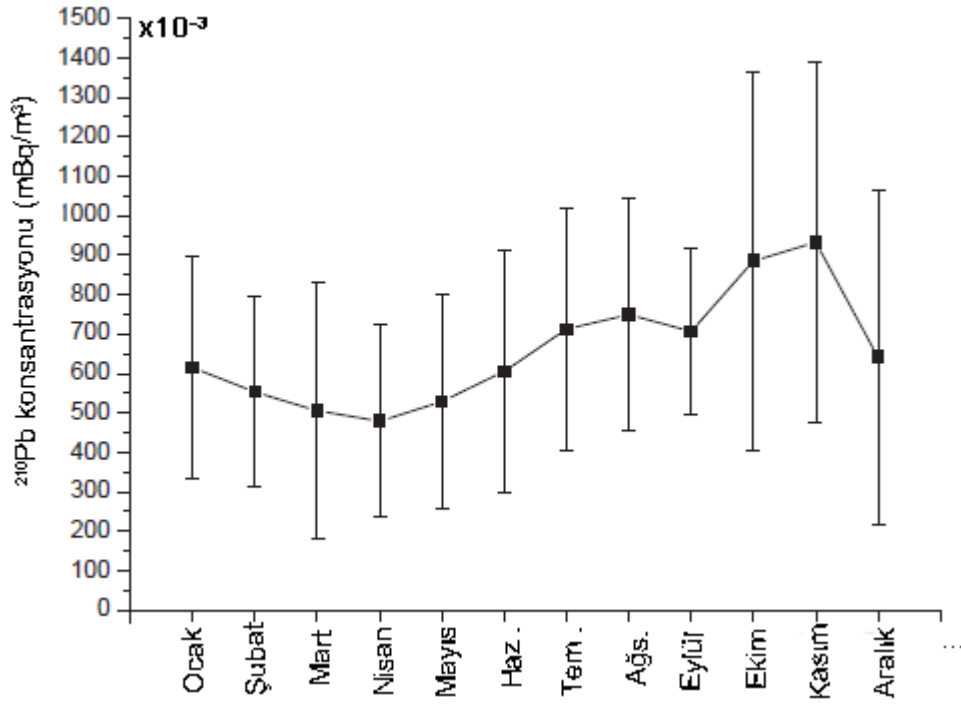


Şekil 2.26. 1987 – 2001 yılları boyunca ölçülen ^7Be konsantrasyonunun aylık ortalamalar (Ioannidou ve ark. 2005)

Sıcaklık, bağıl nem ve yağışın ^7Be konsantrasyonu üzerine etkisinin incelenmesi oldukça önemlidir. Yapılan istatistiksel analizler, yağış miktarının ^7Be konsantrasyonu üzerine hiçbir etkisinin olmadığını göstermiştir. Bağıl nemin etkisi ise oldukça azdır. Böyle bir etkinin oluşmasının başlıca nedeni, nemin iklimsel koşullara bağlı olarak değişmesi olabilir. Çünkü nemin sıcaklıkla ve yağış miktarıyla korelasyon katsayısı sırasıyla -0,56 ve 0,45’ dir. Bununla birlikte ^7Be konsantrasyonunu en fazla etkileyen

parametreler sıcaklık ve güneş lekeleri sayısı olarak belirlenmiştir. Sıcaklıkla ^7Be konsantrasyonu arasındaki korelasyon katsayısı 0,46 olarak elde edilirken, güneş lekeleri sayısı için bu değer -0,34' tür. Yapılan bu istatistiksel analiz ^7Be değişiminin yaklaşık olarak % 40' ını açıklamaktadır. Çoklu regresyon analizleri ortalama aylık sıcaklık değerleri, bağıl nem, yağış ve ^7Be konsantrasyonu üzerine yapıldığında, elde edilen değerlerin bütün önemli parametreleri içerdiği görülmüştür. Bu analizin sonucunda 15 yıl boyunca aylık ortalama ^7Be konsantrasyonunu etkileyen en önemli parametre sıcaklık olarak belirlenmiştir. Sıcaklık yaz mevsiminde artmaktadır. Bu aylarda troposfer içindeki hava kütlelerinin dikey geçişi oranı yükselmektedir. Böylece dikey olarak yol alan aerosoller ile birlikte ^7Be yüzeye taşınmaktadır. Yapılan bu çoklu regresyon analizi sonucunda da yağışın ^7Be konsantrasyonuna etkisinin olmadığı görülmüştür. Orta enlemlerde yaz ayları boyunca, troposfer ile stratosfer arasındaki geçiş bölgesinin yüksekliği artmaktadır. Buna bağlı olarak hava kütlelerinin troposfer içindeki dikey ilerleyiş oranı da artmaktadır. Sıcaklığın düşük olduğu kış aylarında ise atmosfer daha kararlı olduğundan dolayı geçiş bölgesinin yüksekliği diğer aylara göre daha düşüktür. Bu da havadaki ^7Be konsantrasyonunun azalmasına yol açmaktadır. Hava kütlelerinin stratosfer ve troposfer arasındaki geçişi bahar aylarında ^7Be konsantrasyonunun troposferde önemli ölçüde artmasına neden olur. Bu nedenle ara sıra bahar aylarında da ^7Be seviyesi yükselmektedir (Ioannidou ve ark. 2005).

Yer yüzeyinden yayınlanan ^{222}Rn ' nin bozunma ürünü olan ^{210}Pb , havayla birlikte troposfere ve hatta stratosfere dahi ulaşabilmektedir (Kritz ve ark. 1993). ^{222}Rn kimyasal olarak tepkimeye girmediği için atmosferden, fiziksel veya kimyasal yollarla uzaklaştırılmaz. Yarı ömrü 3,82 gün olan radonun, bu kısa yarı ömrü nedeniyle atmosfere karışma zamanı oldukça kısadır. Bununla birlikte konsantrasyonu karada yüksek iken, yerden uzaklaştıkça azalmaktadır. ^{210}Pb ' un havadaki ortalama aylık konsantrasyonu genel olarak ^7Be ' den farklıdır. ^{210}Pb için 15 yıl süreyle elde edilmiş ortalama aylık konsantrasyon değişimi Şekil 2.27' de verilmiştir.

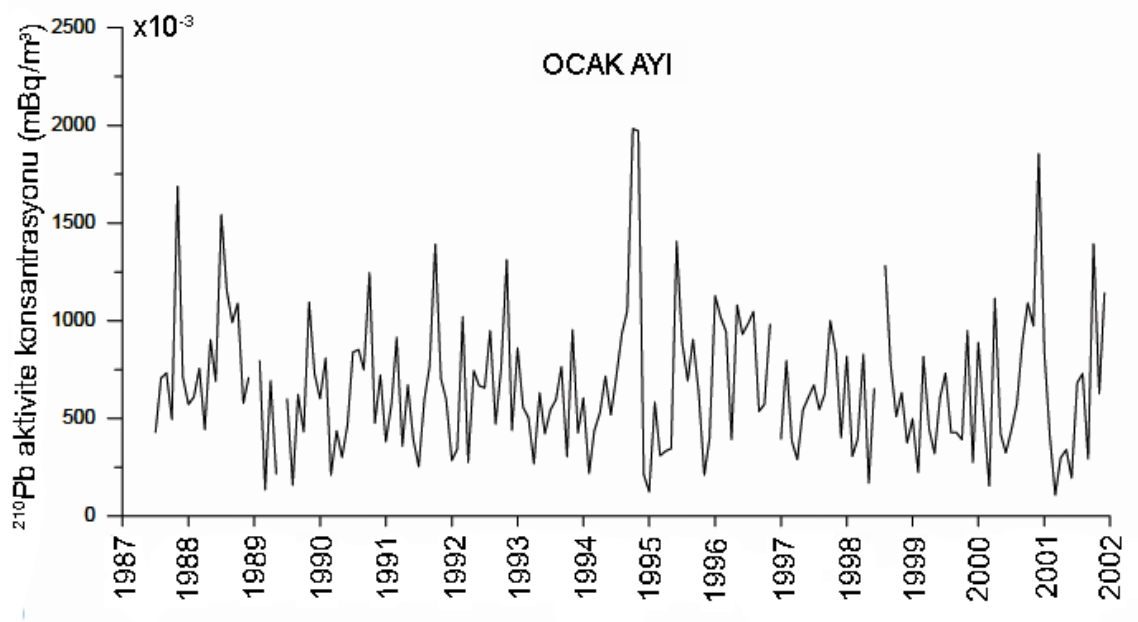


Şekil 2.27. ^{210}Pb ' nin 15 yıl boyunca elde edilen aylık ortalama konsantrasyonu (Ioannidou ve ark. 2005)

Şekil 2.27' den görüldüğü gibi mevsimsel değişim çok güçlü değildir. En yüksek ^{210}Pb konsantrasyonu sonbaharda $707 - 932 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, en düşük ise ilkbaharda $479 - 529 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ olarak ölçülmüştür. ^{210}Pb ' un yıllık değişimi ise Şekil 2.28' de verilmiştir. Bu şekilden görüldüğü üzere yıllar arasında değişim birbirine çok benzerdir. Maksimum değerler Ekim – Kasım aylarında gözlenirken, minimum değerler Mart – Nisan aylarından elde edilmiştir.

^{222}Rn ' nin atmosfere yayılmasını ve dolayısıyla atmosferdeki ^{210}Pb konsantrasyonunu etkileyen çeşitli faktörler vardır. Bunlar, atmosfer basıncındaki değişimler, sıcaklık değişimi, yağış, meteorolojik değişimler, yerin buzla veya karla kaplı olması vb. şeklinde sıralanabilir. Sonbaharda ^{210}Pb artışı, toprağın özellikle üst yüzeyinin çevrilmesiyle açıklanabilir. Bu da radonun artışına ve dolayısıyla ^{210}Pb konsantrasyonunun yükselmesine neden olur. Kış aylarındaki düşüşte toprağın karla kaplı olmasıyla açıklanabilir. Ioannidou ve ark. (2005) tarafından bildirildiğine göre, Hötzl ve Winkler (1987), karlı kaplı topraktan veya donmuş bir yüzeyden radon yayılışının düşük olduğunu belirtmişlerdir. İlkbahardaki düşüş ise yüksek yağış

nedeniyle meydana gelebilir. Eğer toprak suya doyarsa, radon yayılımı önemli ölçüde düşmektedir. Dolayısıyla ^{210}Pb konsantrasyonu da azalmaktadır.



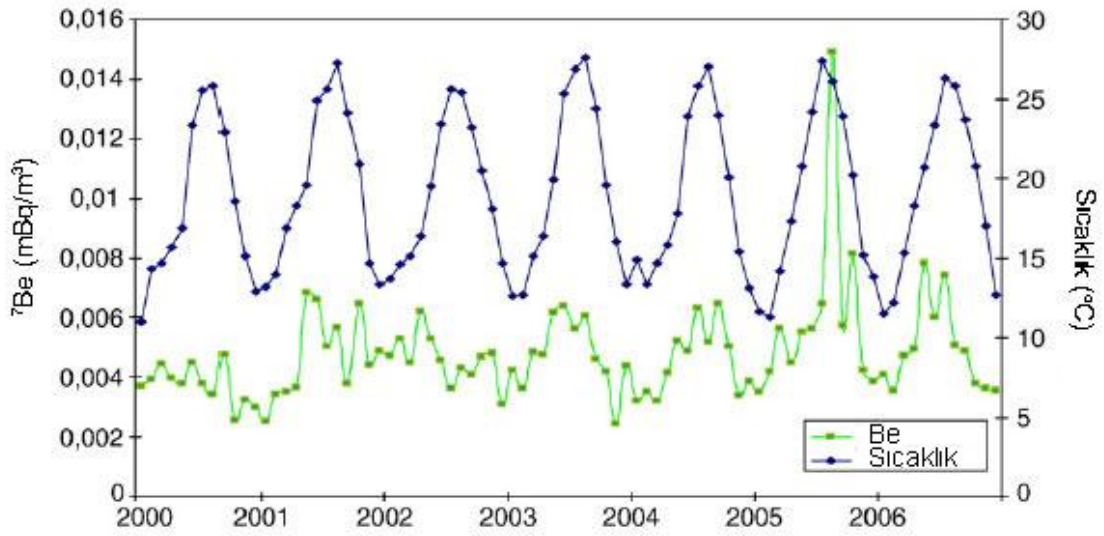
Şekil 2.28. 1987 – 2002 yılları arasında ocak aylarından alınan ^{210}Pb konsantrasyonu (Ioannidou ve ark. 2005)

Ilık yaz ayları boyunca troposferde meydana gelen yüksek hava karışımlarının, havadaki ^{210}Pb konsantrasyonunu düşürmesini beklenirken, zayıfta olsa aktivitede bir artış gözlenmiştir (Ioannidou ve ark. 2005).

^7Be ve ^{210}Pb karşılaştırıldığında, ^7Be onbir yılda bir meydana gelen güneş aktivitelerindeki değişimi yansıtmasına rağmen, ^{210}Pb ' de bu farklılık gözlenmemiştir. Bununla birlikte yaz ayları dışında, sıcaklık, bağıl nem ve yağış miktarları ile ^{210}Pb konsantrasyonu arasında bir korelasyon bulunmamıştır. Yaz aylarında elde edilen veriler çalışılan alanda ^7Be ile ^{210}Pb konsantrasyonu arasında pozitif bir korelasyon olduğunu göstermiştir. (Ioannidou ve ark. 2005).

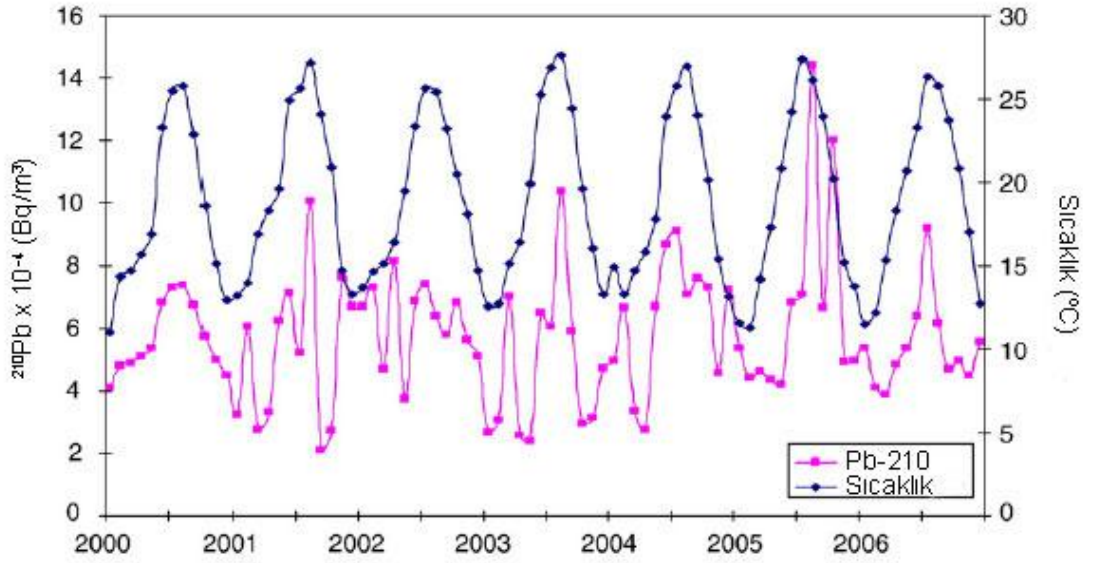
36,70° N, 4,5° W koordinatlarından 2000 – 2006 yılları arasında düzenli aralıklarla yerden 12 m yükseklikteki havadaki tozlar toplanarak içerdikleri ^7Be ve ^{210}Pb konsantrasyonları çeşitli parametrelere bağlı olarak incelenmiştir. Aylık ortalama ^7Be aktivite konsantrasyonu 2,47 – 14,9 mBq/m³ aralığında değişirken, maksimum aktivite

İlk bahar ve yaz aylarında, minimum aktivite ise kış mevsiminde gözlenmiştir. ^{210}Pb aktivite konsantrasyonu ise $0,24 - 1,44 \text{ mBq/m}^3$ aralığında değer alırken, maksimum konsantrasyon yaz mevsiminde elde edilmiştir. Ayrıca hem ^7Be hem de ^{210}Pb ile aylık ortalama sıcaklık arasında pozitif bir korelasyon bulunmuştur. Şekil 2.29’ da ^7Be ’ nin ve Şekil 2.30’ da ^{210}Pb ’ nin değişimi görülmektedir. Rüzgar hızı ve diğer meteorolojik faktörler (bağıl nem ve yağış miktarı) ile bu radyonüklidlerin aktiviteleri arasında negatif korelasyon olduğu görülmüştür (Dueñas ve ark. 2009).



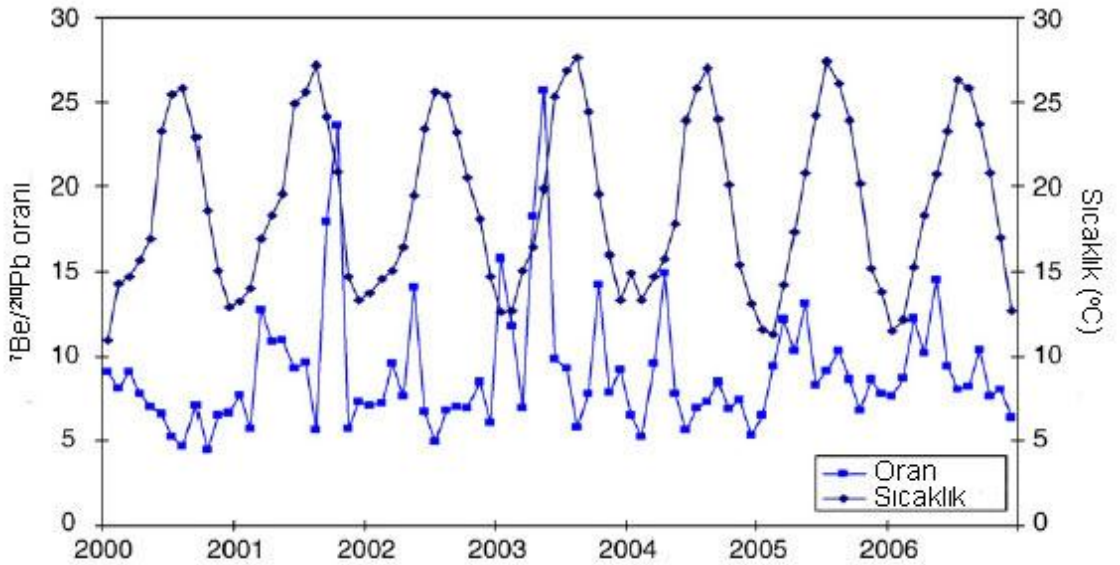
Şekil 2.29. ^7Be ’ nin ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi (Dueñas ve ark. 2009)

Çalışmada ^7Be ve ^{210}Pb konsantrasyonları artan yağış oranıyla önemli ölçüde azalmıştır. Bu, havanın yağış süreci boyunca temizlenmesiyle açıklanabilir ki bunun sonucunda radyonüklidlerin konsantrasyonları azalır. Bununla birlikte yağış tek başına havadaki radyoizotopların konsantrasyonlarını değiştiren bir faktör olamaz (Dueñas ve ark. 2009).



Şekil 2.30. ^{210}Pb ' un ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi (Dueñas ve ark. 2009)

Şekil 2.31' de $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ oranının değişimi görülmektedir.



Şekil 2.31. $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ oranının ve sıcaklığın aylık ortalama değerlerinin değişimi (Dueñas ve ark. 2009)

36,5° enleminde yer alan Japonya' nın Tokai-mura bölgesinde ^7Be , ^{210}Pb , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin atmosferik depozisyonu incelenmiştir. Çalışmada örneklerin ağırlıkları kurutulduktan sonra belirlenmiş ve bu değer depozisyon ağırlığı olarak

isimlendirilmiştir. ^{40}K depozisyonunun ilkbahar ayında maksimum olduğu ve ^{137}Cs 'nin de ^{40}K ile benzer bir değişim gösterdiği rapor edilmiştir. Büyük parçacıklarla taşınan radyonüklidlerin taşınması sadece yağışa bağlı değildir. Bu parçacıkların kuru depozisyonla yer yüzeyine çökme olasılıkları, hafif parçacıklara göre daha yüksektir. Çalışmada elde edilen korelasyon katsayıları incelendiğinde ^{137}Cs ve ^{40}K 'in depozisyonunun daha çok büyük parçacıklarla olduğu görülmektedir. ^7Be ve ^{210}Pb konsantrasyonları incelendiğinde, maksimum değerler ilkbahar ve sonbahar aylarında elde edilmiştir. Bu iki radyonüklidin aylık yağış ile korelasyon katsayıları incelendiğinde güçlü bir pozitif korelasyon bulunmuştur (Ueno ve ark. 2003).

^{210}Pb 'un yağmur suyundaki konsantrasyonuyla, bu suyun içerdiği civa (Hg) miktarı arasında güçlü bir korelasyon bulunmuştur (Lamborg ve ark. 2000).

3. KAYNAK ÖZETLERİ

3.1. Türkiye’ de Chernobyl Kazası Sonrası Radyoaktivite Seviyesi

Chernobyl kazası sonrasında ülkemizde bazı gıda ürünlerinde radyoaktivite seviyesini belirlemek amacıyla çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Gedikoğlu ve Sipahi (1989), Türkiye’ de 1986’ da üretilen çaylarda ölçülen ^{137}Cs spesifik aktivitesini 44 kBq/kg olarak elde etmişlerdir (Çevik ve ark. 2009a). 1986 yılında Doğu Karadeniz Bölgesi’ nden alınan fındık örneklerinde ^{137}Cs ’ nin spesifik aktivitesi 410 ile 697 Bq/ kg arasında değişmiştir. 1987 yılında ölçümler, spesifik aktivitenin nasıl değiştiğini gözlemlemek amacıyla yeniden yapılmış ve elde edilen değerler, bölgede aktivitenin doğudan batıya doğru azaldığı göstermiştir. Bunun yanı sıra 15 – 30 Ağustos 2007 tarihleri arasında Trabzon, Giresun ve Ordu’ dan toplanan fındık örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi incelenmiştir. Fındık kabuğundan ve içinden elde edilen ortalama ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri Ordu’ da, 4 – 2 Bq/kg, Giresun’ da 4 – 2 Bq/kg ve Trabzon’ da 4 – 1 Bq/kg olarak elde edilmiştir (Çevik ve ark. 2009a).

1988 yılında Batı Karadeniz sahillerinde yaşayan bazı balık ve yumuşakça türlerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi incelenmiş ve sonuçlar sırasıyla 7,14 Bq/kg ve 2,7 Bq/kg olarak ölçülmüştür. 1999 yılı Mart ayı boyunca Balıkesir Emendere termal alanından toplanan bazı balık, sebze, un ve baklagilde ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{210}Po ve ^{137}Cs radyonüklidleri ile toplam alfa ve beta analizi yapılmıştır. Lahana haricindeki hiçbir gıda ürününde ^{137}Cs radyonüklidine rastlanmamıştır. Lahana bu radyonüklidin spesifik aktivitesi $5,8 \pm 2,4$ Bq/kg olarak belirlenmiştir (Topcuoğlu ve ark. 2003a).

Kaza sonrasında yapılan deneyler sadece gıda ürünleriyle sınırlı kalmamış, çevresel örneklerde de incelemeler gıda ölçümlerine paralel olarak sürdürülmüştür. 1986 haziran ayı ile 1987 yaz mevsimi arasında ^{137}C spesifik aktivitesi yeşil alanlarda ölçülmüş, değerler aktivitenin üstel olarak azaldığını göstermiştir (Saka ve ark. 1997). Doğu Karadeniz Bölgesi’ ndeki dağlardan 1988 yılında 0,5 cm derinliğinden yüzey toprağı alınmıştır. Bu örneklerde ^{137}Cs spesifik aktivitesi 4 – 4,5 kBq/kg aralığında bulunmuştur (Ünlü 1995). 1992 yılı sonlarına doğru Trabzon ve Rize’ den toplanan karayosunu

örneklerinde ölçülen ^{137}Cs spesifik aktivite sonuçları Rize' nin Trabzon' dan daha fazla kontamine olduğunu göstermiştir. Elde edilen en yüksek spesifik aktivite Ardeşen' den alınan örnekte 14 327 Bq/kg, en düşük spesifik aktivite ise Akçaabat' tan alınan örnekte 940 Bq/kg olarak belirlenmiştir (Saka ve ark. 1997). Türkiye' de linyit kömür madenlerinden alınan kömür örneklerinde gamma spektrum analizi yapılmış ve ^{137}Cs , dedeksiyon limitinin altında çıkmıştır (Varinlioğlu ve ark. 1998). Doğu Karadeniz Bölgesi' nden toplanan toprak ve karayosunu örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi, toprakta 27 ile 775 Bq/kg (ortalama 170 Bq/kg civarında) arasında, karayosunlarında 67 ile 1396 Bq/kg (ortalama 326 Bq/kg) arasında değerler almıştır (Celik ve ark. 2009). Balıkesir Emendere termal alanından 1999 yılı mart ayı boyunca toplanan karayosunu örneklerinde toplam alfa ve beta spesifik aktivitesi sırasıyla $692 \pm 11,2$ Bq/kg ve 59 Bq/kg $\pm 4,7$ olarak ölçülmüştür. ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{210}Po ve ^{137}Cs aktiviteleri ile sırasıyla $185,9 \pm 4,99$, $5,22 \pm 0,91$, $153,9 \pm 11,7$, 96 ± 46 , 342 ± 27 ve $49,6 \pm 2,6$ Bq/kg olarak elde edilmiştir. Sediment ve toprak örneklerinde de aynı radyonüklidlere bakılmış ve hiçbir sediment örneğinde ^{210}Po belirlenememiştir. 0 – 2 cm derinlikten alınan yüzey toprağında ise toplam alfa ve beta spesifik aktivitesi sırasıyla $383 \pm 4,4$ Bq/kg ve $41 \pm 2,2$ Bq/kg olarak elde edilmiştir. ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{210}Po ve ^{137}Cs spesifik aktiviteleri ise sırasıyla $74,8 \pm 1,03$, $14,9 \pm 0,3$, $82,6 \pm 2,4$, 648 ± 11 , 66 ± 8 ve $15 \pm 0,5$ Bq/kg olarak belirlenmiştir (Topcuoğlu ve ark. 2003a).

3.2. Likenlerde Belirlenen Radyonüklidler ve Spesifik Aktivite Değerleri

Akçay ve Ardisson (1988), çalışmalarında Türkiye ve Fransa' dan topladıkları *Parmelia furfuracea*, *Pseudevernia furfuracea* ve *Leconara muralis* liken örneklerinde, Chernobyl nükleer reaktör kazasından 1 yıl sonra aldıkları gamma spektroskopik analizler ile fisyon ürünlerini ve aktivitelerini belirlemişlerdir. Türkiye' den örnekler Trabzon ve İzmir' den, Fransa' dan ise Col du bölgesinden alınmıştır. *Leconara muralis* hariç, Türkiye' den alınan liken örneklerinin hepsinde ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs ve ^{144}Ce fisyon ürünleri dedekte edilmiştir. Trabzon ve İzmir' den toplanan *Parmelia furfuracea*' da ^{137}Cs spesifik aktivitesi sırasıyla 1 159 ve 1 028 Bq/kg olarak elde edilmiştir. Bu değerler *Pseudevernia furfuracea*' da 1 170 ve 1 035 Bq/kg, *Leconara muralis*' te ise 1

150 ve 1 112 Bq/kg olarak ölçülmüştür. Fransa' dan ise sadece *Parmelia furfuracea* örneği toplanmış ve ^{137}Cs spesifik aktivitesi 6 384 Bq/kg olarak bulunmuştur.

Papastefanou ve ark. (1989), makalelerinde Yunanistan' ın güney bölgesinden 1987 yılı kasım ayı boyunca çeşitli liken ve karayosunu örnekleri toplayarak Chernobyl reaktör kazasının neden olduğu radyoaktif kirliliğin hangi düzeyde olduğunu belirlemeyi amaçlamışlardır. Örnekler rezülasyonu 1,33 MeV' de 1,9 keV, verimi % 42 olan düşük doğal fonlu Ge dedektöründe sayılmıştır. Elde edilen spektrumda ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce ve ^{125}Sb fisyon ürünleri gözlenmiştir. Spektrumda ^{137}Cs ve ^{134}Cs piklerinin yüksekliği, diğer radyonüklidlerden daha yüksek çıkmıştır. Likenlerde ^{137}Cs spesifik aktivitesi 1 069 – 14 560 Bq/kg (ortalama 5 473 Bq/kg) aralığında değişen değerler almıştır. $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ oranı 3,1 – 3,5 arasında değişmiştir. Aynı bölgeden 0 – 5 cm derinlikten alınan toprak örneklerinde ise ^{137}Cs spesifik aktivitesi 75 – 115 Bq/kg arasındadır. Nötron aktivasyon ile üretilen ^{106}Ru , ^{144}Ce ve ^{125}Sb ve $^{110\text{m}}\text{Ag}$ fisyon ürünleri de hem karayosunları hem de likenlerde kısa yarı ömürleri nedeniyle oldukça düşük seviye de bulunmuştur. Likenlerde ^{40}K spesifik aktivitesi 49 – 135 Bq/kg arasında değişen değerler almıştır.

Topcuoğlu ve ark. (1992), makalelerinde Trabzon, Rize, Kırıkkale, Çanakkale, Manisa, İzmir, Eskişehir ve Ankara' dan topladıkları çeşitli liken türlerinde Chernobyl kazası öncesi ve sonrası ^{137}Cs ve ^{134}Cs radyoaktivitelerini incelemişlerdir. Örnekler rezülasyonu ^{60}Co ' ın 1 332,5 keV' deki piki için 1,8 keV olan HPGe dedektöründe analiz edilmiştir. Chernobyl kazası öncesi toplanan likenlerde *Hypogymnia physodes* ve *Pseudevernia furfuracea* türleri hariç, diğer bütün örneklerde ^{137}Cs gözlenmiştir. ^{134}Cs ve ^{137}Cs , Chernobyl kazasından sonra toplanan liken örneklerinin hepsinde bulunmuştur. 1986 yılı süresince farklı lokasyonlardan toplanan *Peltigera praetextata* örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi büyük değişim göstermemiştir. En yüksek ^{137}Cs ve ^{134}Cs spesifik aktivitesi 1988 yılında Trabzon Meryemana' dan toplanan *Peltigera praetextata* ve *Peltigera horizontalis* türlerinde bulunmuştur. Bir diğer yüksek spesifik aktivite 1989 yılında Sinop Drnazlar' dan toplanan *Xanthoria parietina* türünden elde edilmiştir. Bununla birlikte 1989 yılında Hatay Karakaya' dan alınan *Peltigera praetextata* türünde de yüksek spesifik aktivite değeri belirlenmiştir. 1989 yılında

Çanakkale Bayramiç' ten toplanan örneklerdeki ^{137}Cs ve ^{134}Cs spesifik aktivite değerleri, Doğu Karadeniz Bölgesi' nden elde edilen spesifik aktivite değerlerine göre oldukça düşük çıkmıştır. Doğu Karadeniz Bölgesi' nden toplanan liken türlerinin aileleri; *Peltigera praetextata*: Peltigeraceae, *Xanthoria parietina*: Teloschistaceae, *Cetrelia cetrarioides*: Parmeliaceae, *Usnea filipendula*: Usneaceae' dir. Radyonüklidleri biriktirme kapasitesi bu ailelere göre sınıflandırılmış ve sıralama Peltigeraceae > Teloschistaceae > Parmeliaceae > Usneaceae olarak bulunmuştur.

Sloof ve Wolterbeek (1992), çalışmalarında Haziran 1986 ile Eylül 1987 tarihleri arasında topladıkları *Xanthoria parietina*, *Parmelia sulcata* ve *Lecanora conizaeoides* örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesini ölçmüşlerdir. Ölçümler için kullanılan kuyu tipi germanyum dedektörünün rezülasyonu 1,33 MeV' de 1,95 keV' dir. *Parmelia sulcata* için spesifik aktivite 340 – 600 Bq/kg, *Xanthoria parietina* için 1 200 – 2 200 Bq/kg ve *Lecanora conizaeoides* için 170 ile 390 Bq/kg arasında değişmektedir. Türler farklı bölgelerden toplandığı için spesifik aktivitelerinde farklılık gözlenmesi beklenen bir sonuçtur. Bununla birlikte türlerin olası genetik ve/veya morfolojik farklılıklar göstermesi konsantrasyon değişmesine yol açabilir.

Akçay (1995), 1986 – 1990 yılları arasında Trabzon' dan ve 1986 – 1987 peryodunda İzmir' den topladıkları çeşitli liken türlerinde fisyon ürünlerini incelemiştir. Trabzon' dan toplanan *Pseudevernia furfuracea* türünde en yüksek ^{137}Cs spesifik aktivitesi 1986' dan toplanan örnekte 2 950 Bq/kg olarak, en düşük ise 1990' da alınan numunede 740 Bq/kg olarak elde edilmiştir. Trabzon' dan toplanan *Parmelia tractise* türünde ise en yüksek ^{137}Cs spesifik aktivite değeri 1986' da 2 640 Bq/kg, en düşük ise 1989' da 29 Bq/kg olarak ölçülmüştür. *Lecanora muralis* için bu değerler, 1986' da 2 730 Bq/kg, 1989' da 430 Bq/kg şeklindedir. Bir diğer tür *Parmelia caperata* için en yüksek 1986' da alınan örnekte 3 065 Bq/kg olarak, en düşük 1989 yılında toplanan numunede 132 Bq/kg olarak ölçülmüştür. 1990 yılında ise bu türden elde edilen değer yükseliş göstermiş ve spesifik aktivite 788 Bq/kg' a ulaşmıştır. İzmir' den alınan *Pseudevernia furfuracea* türünde 1986 yılında elde edilen ^{137}Cs spesifik aktivitesi 3 100 Bq/kg iken, 1987 yılında bu değer 1 035 Bq/kg' a düşmüştür. *Parmelia tiliacea* için bu değerler

sırasıyla 2 950 ve 1 028 Bq/kg' dır. *Lecanora muralis* ise sadece 1987 yılında toplanmış ve elde edilen değer 1 112 Bq/kg olarak bulunmuştur.

Saka ve ark. (1997), makalelerinde Ordu ilinin farklı yüksekliklerinden topladıkları bazı liken ve karayosunu türlerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesini belirlemişleridir. Toplanan liken türleri ağaç gövdelerinde yetişen *Parmelia caperata* ve *Parmelia perlata*' dır. Örneklerler yarıçapı 55,7 mm ve uzunluğu 50,8 mm olan koaksiyel geometrilili HPGe dedektöründe sayılmıştır. Dedektör verimi % 25 ve FWHM değeri 1,33 MeV' de 1,88 keV' dir. Likenlerde en yüksek ^{137}Cs spesifik aktivitesi Gülyani (Gürgentepe)' den alınan *Parmelia perlata* türünden 1 508,189 Bq/kg olarak, en yüksek ^{134}Cs spesifik aktivitesi ise Çubuklu (Ünye)' dan toplanan *Parmelia caperata* türünden 48,470 Bq/kg olarak elde edilmiştir. $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ' nin en yüksek olduğu değer 0,046 olarak Karadüz (Ordu)' dan alınan *Parmelia caperata* türünde belirlenmiştir. ^{137}Cs ' un en düşük değeri ise 132,771 Bq/kg olarak *Parmelia caperata* türünde ölçülmüştür. Spesifik aktivite değerleri artan yükseklikle birlikte önemli ölçüde artmıştır. Çalışmada birbirine çok yakın bölgelerden toplanan aynı liken türleri arasında spesifik aktivite değerleri önemli derecede farklılık göstermiştir. Bu sonuç, Chernobyl kazası sonrasında yağışın bölgeden bölgeye farklılık göstermesiyle açıklanmıştır.

Heinrich ve ark. (1999), makalelerinde epifitik likenlerden *Pseudevernia furfuracea* ve *Hypogymnia physodes*, terrikol likenlerden ise *Cetraria islandica* örneklerini Avusturya' nın dağlık bölgelerinden toplayarak ^{137}Cs spesifik aktivitesini belirlemişlerdir. Bununla birlikte ^{137}Cs ' nin deniz seviyesinden yükseklikle nasıl değiştiğini gözlemlemişlerdir. Likenlerin gamma spektroskopik analizi NaI dedektörü kullanılarak yapılmıştır. Chernobyl kazasından önce toplanan *Cetraria islandica*, *Pseudevernia furfuracea* ve *Hypogymnia physodes* liken türlerinden elde edilen ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri 8 – 430 Bq/kg arasında değişmiştir. Aynı örnekler için ^{40}K spesifik aktivitesi ise 102 – 310 Bq/kg arasında değerler almıştır. Kazadan sonra (Haziran – Ekim 1986) aynı türler için ^{137}Cs spesifik aktivitesi maksimum 32 560 Bq/kg, minimum 8 610 Bq/kg olarak belirlenmiştir. *Cetraria islandica* ve *Pseudevernia furfuracea*' da ^{238}U (^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi), ^{232}Th (^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{208}Tl) bozunma zincirlerinden ve ^7Be ' den elde edilen spesifik aktivite değerlerinin toplamı, ^{40}K spesifik aktivite değerinin

yaklaşık olarak % 13 – 17' sine karşılık gelmiştir. 1 800 – 1 900 m arasındaki yüksekliklerden toplanan *Pseudevernia furfuracea* örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi, 1 100 – 1 450 m arasındaki yüksekliklerden toplananlara göre daha yüksek çıkmıştır. Fakat yükseklikle artış doğrusal değildir. 28 Mayıs 1991 yılında Weinebene (1 760 m) bölgesinden toplanan *Cetraria islandica* örneklerinde ^{137}Cs ortalama aktivitesi $11,1 \pm 1,9$ kBq/kg, ^{134}Cs ortalama spesifik aktivitesi $1,3 \pm 0,3$ kBq/kg ve ^{40}K ortalama spesifik aktivitesi $0,15 \pm 0,07$ kBq/kg olarak elde edilmiştir. Silvretta dağından (2 700 m) Haziran 1986 yılında toplanan *Cetraria islandica* örneklerinde ^{137}Cs spesifik aktivitesi $1,3 \pm 0,7$ kBq/kg olarak ölçülürken, Haziran 1990 yılında bu değer $0,7 \pm 0,2$ kBq/kg olarak bulunmuştur.

Eğilli (Ölmez) ve ark. (2003), Marmara Bölgesi' nin Trakya bölümünde liken ve karayosunu örneklerinde bazı ağır metalleri ve radyonüklidleri incelemiştir. Kullanılan liken türleri *Evernia prunastri*, *Parmelia sulcata*, *Pseudevernia furfuracea*, *Xanthoria parietina* ve *Ramalina farinacea*' dir. En yüksek ^{137}Cs spesifik aktivitesi 1998 yılında toplanan *Evernia prunastri*' den (114 ± 21) elde edilmiştir. ^{238}U ve ^{40}K spesifik aktiviteleri sırasıyla $<13 - 583 \pm 109$, $<170 - 710 \pm 283$ Bq/kg aralığında elde edilmiştir. ^{232}Th spesifik aktiviteleri bütün liken örneklerinde (< 7) MDA' nın altında çıkmıştır.

Topcuoğlu ve ark. (2003a), Balıkesir ili Sındırgı ilçesinde bulunan Emendere termallerinin çevresinde çalışmışlar ve farklı ortamlarda ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{210}Po , ^{137}Cs analizi yaparak örneklerin toplam alfa ve beta spesifik aktivitelerini belirlemiştir. Liken ve karayosunu örnekleri 1999 yılı Mart ayı boyunca termal alan çevresinde ağaç ve kaya üzerinden toplanmıştır. Likenler için elde edilen ortalama alfa ve beta spesifik aktiviteleri sırasıyla $244 \pm 7,9$ Bq/kg ve $16 \pm 2,3$ Bq/kg' dir. ^{238}U spesifik aktivitesi $100,3 \pm 21,7$ Bq/kg, ^{232}Th spesifik aktivitesi deteksiyon limitinin altında, ^{226}Ra spesifik aktivitesi $120,2 \pm 64,3$ Bq/kg, ^{40}K spesifik aktivitesi deteksiyon limitinin altında, ^{137}Cs spesifik aktivitesi $44,1 \pm 2,8$ Bq/kg, ^{210}Po spesifik aktivitesi 185 ± 12 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

Topcuoğlu ve ark. (2003b), Ermenistan' a ait, Türkiye' nin doğu sınırına yakın bir bölgede bulunan Medzamor Nükleer santralının çevreye olan etkisini araştırmışlardır. Çıldır, Digor, Akçalar ve K. Karabekir' den 1996 yılı haziran ayında kayalardan toplanan liken örneklerinde ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin spesifik aktiviteleri incelenmiştir. Çıldır' dan alınan likenlerde ortalama ^{134}Cs ve ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri sırasıyla 7 ± 3 ve 682 ± 17 Bq/kg olarak elde edilirken, ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K spesifik aktiviteleri dedeksiyon limitinin altında çıkmıştır. Digor için ^{134}Cs ve ^{137}Cs spesifik aktiviteleri sırasıyla 10 ± 5 , 382 ± 12 Bq/kg, ^{40}K spesifik aktivitesi 196 ± 92 Bq/kg olarak ölçülmüş, ^{238}U ve ^{232}Th spesifik aktiviteleri ise dedeksiyon limitinin altında değerler almıştır. Akçalar için sadece ^{137}Cs radyonüklidi için spesifik aktivite değeri belirlenmiş (164 ± 20 Bq/kg), diğer radyonüklidlerin spesifik aktiviteleri ise dedeksiyon limitinin altında kalmıştır. Son olarak K. Karabekir' den toplanan liken örneklerinde ortalama ^{134}Cs ve ^{238}U spesifik aktiviteleri dedeksiyon limitinin altında, ^{137}Cs spesifik aktivitesi 381 ± 9 Bq/kg, ^{232}Th spesifik aktivitesi 14 ± 8 Bq/kg, ^{40}K spesifik aktivitesi 291 ± 86 Bq/kg olarak rapor edilmiştir.

Celik ve ark. (2009), makalelerinde Doğu Karadeniz Bölgesi' nden topladıkları liken, karayosunu ve toprak örneklerinde gamma analizi yapmışlardır. ^{137}Cs ' nin karayosunu ve liken örneklerinde ekolojik yarı ömrünü belirlemişlerdir. Toplanan örnekler % 20 relatif verimli HPGe dedektöründe analiz edilmiştir. Dedektörün rezülasyonu ^{60}Co ' ın 1 332 keV' lik gamma piki için 2 keV' dir. Likenler için ^{137}Cs spesifik aktivitesi 29 – 879 Bq/kg (ortalama 329 Bq/kg), ekolojik yarı ömür ise 1,36 – 2,96 yıl aralığında değişen değerler almıştır.

Cevik ve Celik (2009b), makalelerinde Saka ve ark. (1997)' nin çalışma alanını seçmişlerdir. Aynı bölge ve yükseklikten topladıkları aynı tür ve karayosunu örneklerinde ^{137}Cs ve ^{40}K spesifik aktivitelerini belirleyerek ^{137}Cs ' nin ekolojik yarı ömrünü hesaplamışlardır. Toplanan örnekler % 15 relatif verimli HPGe dedektöründe analiz edilmiştir. Dedektörün rezülasyonu ^{60}Co ' ın 1 332 keV' lik gamma piki için 2 keV' dir. Liken örnekleri için ekolojik yarı ömür 2,1 ile 13,7 yıl arasında değişmektedir. ^{137}Cs ve ^{40}K için sıklık dağılımı her iki bitki için de çizilmiş, skewness ve kurtosis katsayıları likenler için sırasıyla 0,8 ve -0,2 olarak belirlenmiştir. Böylelikle dağılım

fonksiyonunun normal ve log-normal dağılımdan hangisine uyduğu tespit edilmiştir. Likenlerde ^{137}Cs spesifik aktivitesinin 45 ile 287 Bq/kg arasında değiştiği görülmüş ve ortalama değer 125 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. ^{40}K spesifik aktivitesi likenlerde 340 ile 2 100 Bq/kg aralığında değerler alırken ortalama değer 1 070 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Hem likenlerde hem de karayosunlarında artan ^{40}K spesifik aktivitesi ile ^{137}Cs spesifik aktivitesinin azaldığı saptanmıştır. Likenlerde korelasyonun karayosunlarındaki korelasyona göre daha güçlü olduğu belirlenmiştir.

Belivermiş ve Çotuk (2010), makalelerinde Marmara Bölgesi'nden topladıkları *Cladonia rangiformis* (liken) ve *Hypnum cupressiforme* (karayosunu) örneklerinin gamma analizlerini yapmışlardır. Bununla birlikte radyonüklid aktivitelerinin mevsimsel değişimlerini gözlemek amacıyla, belirledikleri üç alandan dört mevsim bu liken ve karayosunu örneklerinden toplamışlardır. Arazi çalışması 2001, 2003 ve 2008 yıllarında toplam 47 alanda gerçekleştirilmiştir. Örnekler koaksiyel geometrili HPGe dedektöründe incelenmiştir. Dedektörün rezülasyonu (FWHM) ^{57}Co 'nin 122 keV'lik gamma piki için 1,0 keV, ^{60}Co 'ın 1,33 MeV'lik piki için 2,0 keV'dir. Dedektörün relatif verimi ^{60}Co 'ın 1,33 MeV'i için % 22,1'dir. Likenlerde ^{137}Cs spesifik aktivitesi bazı bölgelerde minimum dedekte edilebilir aktivitenin (MDA) altında çıkmıştır. Maksimum ^{137}Cs spesifik aktivitesi, Narlı'dan alınan liken örneğinde $4,32 \pm 0,43$ Bq/kg olarak ölçülmüştür. ^{40}K spesifik aktivitesi 16,6 – 240,0 Bq/kg, ^{232}Th spesifik aktivitesi 1,32 – 6,47 Bq/kg aralığında bulunmuştur. ^{238}U spesifik aktivitesi ise sadece Adapazarı'ndan toplanan liken örneğinde MDA'nın altında çıkmıştır. Maksimum ^{238}U spesifik aktivitesi $3,57 \pm 0,34$ Bq/kg olarak belirlenmiştir. Ortalama ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U spesifik aktiviteleri sırasıyla $1,47 \pm 1,25$, $59,9 \pm 44,0$, $2,58 \pm 1,19$ ve $1,46 \pm 0,81$ Bq/kg olarak elde edilmiştir. Doğu Karadeniz Bölgesi'nden toplanan liken ve karayosunu örneklerinden elde edilen ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri bu çalışmadaki liken ve karayosunu örneklerindeki ^{137}Cs değerlerine göre 100 – 150 kat daha yüksek olarak belirlenmiştir. Bunun birinci sebebi, Karadeniz Bölgesi'ndeki yıllık yağış miktarının (2 000 mm), Marmara Bölgesi'ndeki yıllık yağış miktarından (650 mm) daha fazla olmasına bağlanırken, ikinci neden ^{137}Cs 'nin bitki bünyesinde birikme mekanizmasının toplanan liken ve karayosunu örneklerinin morfolojik yapılarına göre farklılık gösterebileceği yönünde açıklanmıştır. Çalışmada potasyum elementi canlıların

metabolizmasında gerekli olduğundan dolayı likendeki mevcudiyeti beklenen bir sonuç olarak yorumlanmıştır. Bununla birlikte metabolizma için gerekli olmayan uranyum ve toryumun varlığı iki nedenle açıklanmıştır. Birincisi, toprağın rüzgarla havadaki partiküllerle birleşerek, yağış yoluyla bitkiye geçmesi, ikincisi fosil yakıt tüketimiyle bu radyonüklidlerin atmosferik depozisyonu olarak belirtilmiştir. Bu nedenle bu radyonüklidlerin liken ve karayosunlarındaki varlığı toprak ile dolaylı yoldan ilişkilendirilmiştir. Çalışmada radyonüklidlerin spesifik aktivitelerinin mevsimlere göre önemli derecede değiştiği belirlenmiştir.

4. MATERYAL VE YÖNTEM

4.1. Uludağ

4.1.1. Uludağ'ın coğrafik konumu ve topoğrafik yapısı

Yunan mitolojisinde “Olympos”, Osmanlı döneminde ise “Keşiş Dağı” olarak isimlendirilen Uludağ, adını 1925 yılında almıştır. Coğrafik olarak Uludağ, 39° 45' – 40° 10' kuzey enlemi ve 28° 58' – 29° 38' doğu boylamları arasında yer almaktadır (Daşkın 2008). Dik eğimlere sahip olan dağın zirve yüksekliği 2 543 m' dir.

Türkiye' de en önemli kış sporları merkezlerinden biri olan Uludağ, bitki örtüsü çeşitliliği bakımından da oldukça zengindir (Daşkın 2008). Sarp kayalıklara, derin vadilere, yüksek yaylalara ve akarsulara sahip olan dağın 12 762 hektarlık alanı 1961 yılında Milli Park ilan edilerek koruma altına alınmıştır. Türkiye' de ilk buzul devri izleri Uludağ' da görülmüştür.

2 543 m yükseklikteki Uludağ Tepe, Milli Park sınırları içerisinde yer almaktadır. Milli Park' taki diğer tepeler, Çiftesenaber Tepe (2 524 m), Karataş Tepe (2 486 m), Zirve Tepe (2 485 m), Rasatdüzü Tepe (2 480 m), Kuşaklıkaya Tepe (2 232 m), Şahinkaya Tepe (2 130 m), Tutyalı, Paşaçayırı Tepe (2 099 m), Çardakseki Tepe (2 065 m), Fatın Tepe (2 045 m), Cennetkaya Tepe (1 990 m), Katıröldü Tepe (1981 m), Enginarlı Tepe (1 858 m), Kurtkaya Tepe (1 841 m), Çobankaya Tepe (1 770 m), Bakacak Tepe (1 734 m), Yantekir Tepe (1 630 m), Diktekir Tepe (1 628 m), Delmece Tepe (1 480 m), Yurtbeleni (1 416 m) ve Kadiyayla Tepe (1 231 m) şeklindedir. Bakacak (1 750 m), Sarıalan (1 620 m), Kirazlıyayla (1 505 m), Domuz Yaylası (1 390 m) ve Kadiyayla da (1 230 m) bu park sınırları içerisinde yer almaktadır. Keles ilçesinde bulunan Kocayayla (1 230 m) ve İnegöl ilçesinde bulunan Kıran yaylası (1 900 m) dağın diğer önemli alanlarıdır (Kaya 2008a).

4.1.2. Uludağ' ın jeomorfolojik özellikleri ve bazı kayaların doğal radyonüklidler açısından değerlendirilmesi

Bursa bölgesinde çeşitli jeolojik yapılar gözlenmektedir. Bu bölge, Mesozoyik sırasında, Tetis okyanusunun ayırdığı iki farklı kıtayı içermektedir. Tetis okyanusunun daralmaya başlamasıyla, kuzeyde bulunan Sakarya kıtası ile güneydeki Anatolid – Torid bloğu çarpışmıştır. Bu çarpışmayla bölge deformasyona uğramış ve Alpin orojenez meydana gelmiştir. Kuzey Anadolu Fay hattının güney kolunda bulunan Bursa ili yeraltı suyu ve sıcak su kaynakları açısından da oldukça önemlidir. Bölge temelini, gnays, mikaşist (kuvars-serisit şist, kuvars-muskovit şist vb.), amfibolit, kuvarsit, yer yer mermer, kalkşist bant ve mercekler oluşturur (Tut Hakkıdır 2007, Okay 2009).

Bursa bölgesindeki kayalar dört grupta toplanır:

1. Sakarya zonuna ait Paleozoyik – Kretase yaş aralığındakiler
2. Tetis okyanusuna ait kayalar
3. Tavşanlı zonundaki metamorfik ve granitik kayalar
4. Tüm bu bölümleri örten veya kesen, yaşı daha genç olan sedimenter, volkanik ve granitik kayalar (Okay 2009).

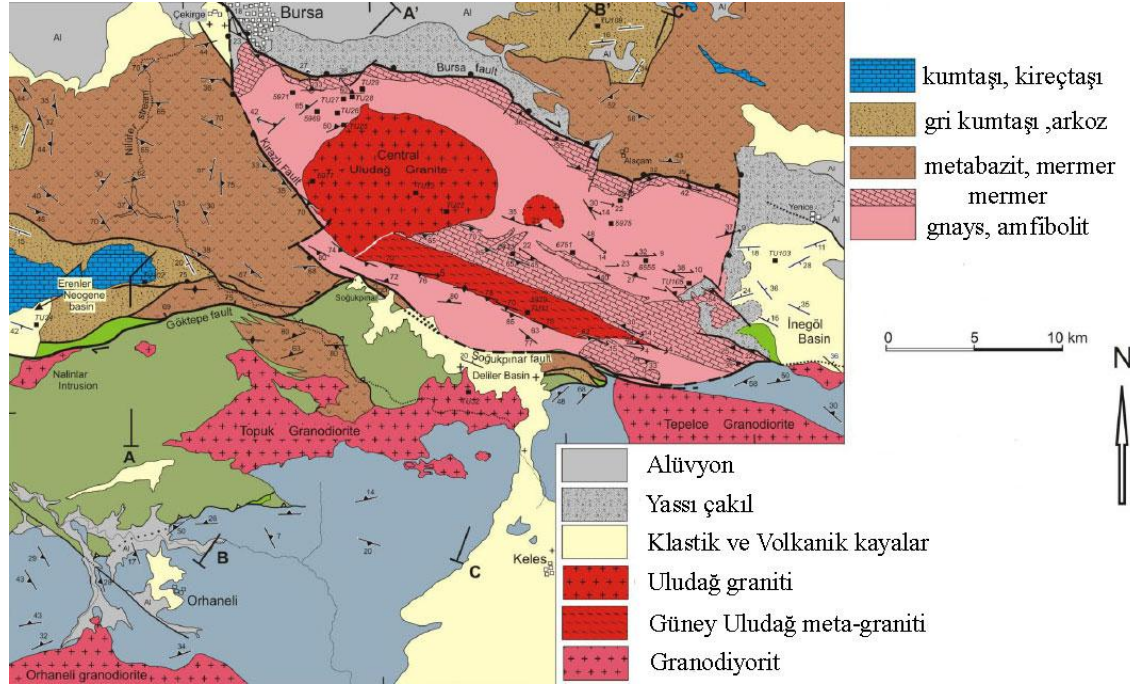
Alagöz (1947) tarafından bildirildiğine göre Dr. İhsan Ketin, dağın jeolojisini belli bölümlere ayırarak açıklamıştır. Buna göre, Uludağ granitik ve metamorfik bir merkezi kısım ile metamorfik olmayan kenarlar olmak üzere iki kısımdan meydana gelir. İlk kısım iki seriden oluşmaktadır:

A: gnays, amfibolit, şistli mermerler

B: mikaşist, fillitler, mermer, yarimermerler

Bu iki grubun arasında diskordans vardır. Uludağ' da, A serisine ait olan şistli mermerler, dik yamaçlarda ve zirvede geniş bir alanı kaplamaktadır. Kalınlığı yaklaşık olarak 350 – 400 m olan bu mermerler dağın tektonik oluşumunda önemli bir rol üstlenmişlerdir. B serisindeki kayalar dağın kuzey ve batı kesiminde büyük alanları

kaplamışlardır. Burada hornblend, granat şistleri, epidot şist, aktinolitli mikaşist, kalkklorit şist, yeşil şist ve çeşitli fillitler bulunur. Ayrıca kuzeyde Permiyen yaşlı kırıntılı sedimenterler ile fosilli kireç taşları yer almaktadır (Ketin 1947, Kaya 2008a). Şekil 4.1’ de Uludağ’ ın jeolojik yapısı görülmektedir.



Şekil 4.1. Uludağ’ ın jeolojik yapısı (Okay 2009’ dan değiştirilerek alınmıştır)

Metamorfik olmayan seriler, taneleri küçük konglomera, kalker breşi, alacalı gre, gravak, marnlar ve kırmızı – yeşil renkli şistlerden oluşur. Bu yapılar İnegöl üzerinde 20 km’ lik bir alanda yüzeye çıkarak hafif bir eğimle kuzeye geçerler. İnegöl havzasında genç Neojen örtü de yer almaktadır. Güneydeki Nilüfer havzasında iri taneli konglomera ve gradet mevcuttur. Baraklı yakınlarında yer yer kalkerler göze çarpmaktadır. Çekirge sırtlarında yine Neojen örtü yer almaktadır. En üstte ise Planorbis’ li kalkerler bulunmaktadır (Ketin 1947).

Uludağ’ ın bir diğer önemli jeolojik yapısı, dağın iskeletini oluşturan granit plütonlarıdır. Uludağ graniti karnonifer yaştaki Uludağ grubu kayalarını kesmektedir. Bu granit, kuvars, K-feldspar, plajiyoklas, biyotit ve muskovitten oluşur. Ayrıca bu granit, dağın doğu bölgesi boyunca mermerleri kesmiş ve böylece volfram cevherleşmesi oluşmuştur. Granitoidlerde kayacın mineral bileşiminin yönlendirdiği

hızlı ayrışmanın yanı sıra soğuma, basınç rahatlaması ve tektonik streslere bağlı olarak gelişen yoğun kırık sistemleri tipik granitik yerçekillerinin oluşmasına sebep olur. Bu şekiller kırıklara bağlı olarak farklı boyutlarda meydana gelirler. Uludağ' da en önemli granit yapılar, Karabelen ile Koğukdere ve Bakacak ile Batı zirve arasında bulunan büyük granit plütunu ve kapıdere yaylası civarındaki küçük plütundur. Granit yapı, Kirazlıyayla, Sarıalan ve Zirve arasında (1 500 – 2 300 m) geniş bir alanı kapsamaktadır. Büyük granit plütunu, eni 12 km ve boyu 7 km olan bir elips şeklindedir. Bu granit yapı, zirve bölgesindeki şistli mermerler, diğer bölgelerde ise gnays ve amfibolitlerle sınırlanır. Bursa' dan Kirazlıyayla' ya çıkan yol üzerinde gnayslerden granite geçiş kolaylıkla fark edilmektedir. Kirazlıyayla ve Oteller bölgesi çevresindeki granitler buzullarla yuvarlak şekiller almış, hayvan veya eşyaya benzetildikleri için buldukları yörelere bu şekillerin isimleri verilmiştir. Çoban Kaya, Cennet Kaya, Kurt Kaya bunların en güzel örnekleridir (Alagöz 1947, Ketin 1947, Erginal 2005, Okay 2009, Kaya 2008a).

Kaya (2008a) tarafından bildirildiğine göre, Milli Park sınırlarındaki jeolojik oluşumlar, aşınım yüzeyleri, Sirk Gölleri, Moren, Solüfliksiyon ve dolin olarak belirlenmiştir (Uludağ Milli Parkı Özel Amenajman Planı 1994). Uludağ' ın jeolojik yapısı Bursa Ovası' ndan zirveye doğru alınan bir kesitle incelendiğinde, ilk önce metamorfik ve parçalanmış mikalı şistler görülmektedir. Alçak alanlarda mikalı şistlerin görülmesinin en büyük sebebi, bu şistlerin mermerlere göre daha yumuşak olması nedeniyle aşınmalara dayanamamasıdır. 1 100 m' ye kadar devam eden Mikalı şistler ince tabakalar halindedir. 900 m civarında ise yer yer gnayslar gözlenmektedir. Granit benzeri bloklar 1 150 m' de başlar ve 1 250 m' ye kadar bu yayılış devam eder. Bu yükseklikten sonra granit bloklar açıkça gözlenmektedir. Zirve bölgesinde, granit yapının üzerinde amfibollü şist ve mermerler yer almaktadır. Bu yapılar genellikle kalın bir tabaka şeklindedir.

Magmatik kayalara kıyasla, metamorfik ve sedimenter kökenli kayalarda, ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin spesifik aktiviteleri daha düşüktür. Uranyum ve Toryum bazik magma nedeniyle kristalize olmaz. Bu nedenle bu radyonüklidlerin spesifik aktiviteleri granit gibi asidik magmatik kayalarda daha fazladır. Granitlerde ^{226}Ra ' nın

spesifik aktivitesi 195 Bq/kg, ^{232}Th ' nin 490 Bq/kg ve ^{40}K ' in 3 800 Bq/kg gibi yüksek değerler alabilir. Mermerlerde ise, bu radyonüklidler için spesifik aktiviteler sırasıyla 18, 2,74 ve 26 Bq/kg vb. olabilir. Th/U oranının değeri bir kayacda ikiden küçükse, bu kayacın uranyumca zengin olduğu düşünülür. Bu oranın yediden büyük olması, uranyumun ortamda azaldığını betimlemektedir (Yaşar 2006). Bazı kayaclarda Th/U oranı Çizelge 4.1' de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Bazı kayaclarda Th/U oranı (Yaşar 2006' dan değiştirilerek alınmıştır)

Kayaç	Kaya Tipi	Th/U
Granit, Granodiorit, Riyolit	Magmatik	3,5 – 6,3
Gnays	Metamorfik	1 – 30
Şist	Metamorfik	≥ 3

Türkiye' de bazı bölgelerden toplanan granit örneklerinde ortalama spesifik aktiviteler, ^{226}Ra için 93 ± 3 Bq/kg, ^{232}Th için 88 ± 3 Bq/kg ve ^{40}K için $1\ 141 \pm 11$ Bq/kg' dir. (Yaşar 2006).

4.1.3. Uludağ' ın iklimi

Uludağ' ın iklimi yamaçlardan zirveye doğru değişim göstermektedir. Yeşilkonak, Sarıalan, Zirve, İnegöl, Keles ve Bursa istasyonlarına ait meteorolojik veriler sırasıyla Çizelge 4.2, Çizelge 4.3, Çizelge 4.4, Çizelge 4.5, Çizelge 4.6 ve Çizelge 4.7' de verilmiştir (Anonim 2006b).

Çizelge 4.2. Yeşilkonak (Uludağ) istasyonuna ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	11	2,4	2,0	5,3	9,5	13,7	17,3	19,1	18,9	16,2	12,3	8,2	4,7	10,8
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	10	13,1	15,8	22,1	25,3	27,3	32,3	33,4	32,0	30,7	27,5	20,8	15,8	24,7
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	11	-9,9	-10,3	-8,2	-1,8	2,0	6,3	8,9	9,2	5,8	2,1	-3,3	-6,5	-0,5
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	10	6,4	6,5	10,3	15,2	20,0	24,4	26,3	26,3	23,7	18,7	13,2	8,8	16,6
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	11	-1,4	-1,8	0,9	4,6	8,4	11,4	13,2	13,2	10,8	7,6	4,0	0,9	6,0
Aylık Ort. Nem	11	74,6	75,0	70,4	65,4	70,8	68,2	68,6	71,8	71,6	73,8	68,1	72,5	70,9

Çizelge 4.3. Sarıalan (Uludağ Milli Parkı) istasyonuna ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	11	-2,7	-3,8	0,1	4,0	8,2	11,7	13,1	13,1	10,9	7,2	3,1	-0,6	5,4
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	11	7,1	8,6	13,2	17,3	20,3	23,6	25,0	25,0	22,9	19,1	15,2	9,2	17,2
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	11	-14,4	-16,2	-13,7	-5,8	-2,1	1,8	4,4	4,4	0,9	-3,3	-9,6	-11,4	-5,4
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	11	0,8	0,3	4,1	8,1	12,6	16,1	17,8	17,8	15,6	11,7	7,0	2,8	9,5
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	11	-5,6	-6,8	-3,2	0,6	4,5	7,7	9,4	9,4	7,3	4,0	0,2	-3,4	2,0
Aylık Ort. Nem	11	77,3	77,2	70,5	67,6	66,3	64,1	63,2	63,2	60,6	64,0	70,1	74,0	68,2

Çizelge 4.4. Zirve (Uludağ Milli Parkı) istasyonuna ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	31	-3,4	-4,0	-1,2	2,9	7,7	11,4	13,9	13,8	10,5	6,5	1,5	-2,1	4,8
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	31	7,0	7,4	11,6	16,0	20,2	23,8	25,9	25,2	22,5	18,9	13,4	7,3	16,6
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	31	-14,9	-15,6	-13,5	-7,8	-2,8	1,1	4,3	4,6	0,7	-4,4	-10,5	-13,1	-6,0
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	-0,3	-0,5	2,7	6,8	11,9	15,6	18,2	18,2	15,0	10,4	4,8	0,8	8,6
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	-5,9	-6,9	-4,5	-0,5	4,0	7,5	10,1	10,2	6,9	3,5	-1,0	-4,5	1,6
Aylık Ort. Nem	31	71,9	72,6	68,7	67,4	61,7	59,7	57,0	57,1	59,3	64,4	69,8	75,0	65,4

Çizelge 4.5. İnegöl ilçesine ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	25	2,9	3,9	7,0	12,1	15,7	18,9	21,6	21,2	17,4	2,9	8,0	4,6	12,2
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	25	16,7	18,6	24,4	28,4	30,8	32,9	36,0	35,2	33,6	29,8	23,0	18,2	27,3
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	25	-10,7	-10,1	-5,8	-1,2	1,4	6,4	8,7	8,0	3,5	-0,2	-4,6	-7,4	-1,0
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	25	7,6	9,4	13,4	19,0	23,0	27,3	29,6	29,5	26,6	20,9	14,5	9,5	19,2
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	25	-1,3	-0,9	1,4	5,3	8,6	11,9	13,3	13,2	9,6	6,7	3,1	0,5	6,0
Aylık Ort. Nem	30	76,0	72,1	69,8	67,9	69,6	66,4	65,0	67,0	69,6	75,8	75,6	76,6	70,9

Çizelge 4.6. Keles ilçesine ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	31	0,4	0,6	3,5	8,1	12,8	16,6	19,1	18,8	15,2	10,9	5,9	2,1	9,5
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	31	12,1	13,8	19,1	23,3	26,3	29,7	32,4	32,4	30,0	26,1	19,6	13,4	23,2
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	31	-11,2	-11,6	-9,1	-3,4	0,6	4,9	7,3	7,6	3,8	-0,4	-5,7	-8,8	-2,1
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	5,0	5,5	9,3	13,9	18,9	22,9	25,9	26,2	22,9	17,7	11,4	6,3	15,5
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	-3,0	-3,2	-0,9	3,2	7,0	10,1	12,2	13,2	9,3	6,2	2,1	-1,1	4,5
Aylık Ort. Nem	31	70,1	68,1	64,8	63,5	60,8	57,3	55,1	55,1	56,3	62,1	66,2	71,3	62,5

Çizelge 4.7. Bursa iline ait meteorolojik veriler

İklim Elemanları	Rasat Sür. (Yıl)	Aylar												Yıllık Ort.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aylık Ort. Sıcaklık (°C)	31	5,5	5,9	8,3	13,0	17,6	22,3	24,6	24,1	20,1	15,3	10,4	7,2	14,5
Aylık Maks. Sıcaklık (°C)	31	18,7	20,6	24,1	28,3	31,1	35,4	36,7	36,0	34,2	30,0	24,2	19,7	28,2
Aylık Min. Sıcaklık (°C)	31	-5,6	-6,3	-3,4	0,7	4,9	9,6	12,7	12,5	8,2	3,2	-1,5	-3,6	2,6
Maksimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	9,7	10,5	13,6	18,8	23,5	28,3	30,6	30,5	27,0	21,6	15,8	11,3	20,1
Minimum Ort. Sıcaklık (°C)	31	1,6	1,8	3,5	7,2	11,1	15,0	17,3	17,2	13,5	9,9	5,7	3,5	8,9
Aylık Ort. Nem	31	71,2	69,5	68,9	67,2	65,3	59,0	58,0	60,6	65,2	71,3	72,0	71,5	66,6

Daşkın (2008) tarafından elde edilen yağış sıcaklık emsali (Q), yıllık yağış miktarı (P), ve en soğuk ayın minimum sıcaklık ortalaması (m) verilerine göre istasyonların bulunduğu alanların biyoiklim tipleri, bu iklimlerin alt tipleri ve yıllık yağış miktarları (mm) Çizelge 4.8' de verilmiştir.

Çizelge 4.8. Uludağ' ın iklim özellikleri (Daşkın 2008' den değiştirilerek alınmıştır)

İstasyon	Yükseklik (m)	Yıllık Yağış Miktarı (mm)	Biyoiklim Tipi	Alt Tipi
Yeşilkonak	1 205	1 119,1	Yağışlı – Akdeniz	Kış buzlu
Sarıalan	1 620	1 225	Yağışlı – Akdeniz	Kış buzlu
Zirve	1 920	1 460,4	Yağışlı – Akdeniz	Kış buzlu
İnegöl	280	564,5	Yarı – kurak/Az – yağışlı Akdeniz	Kış soğuk
Keles	1 063	726,5	Az – yağışlı Akdeniz	Kış soğuk
Bursa	100	676,6	Az – yağışlı Akdeniz	Kış serin

4.2. Örneklerin Toplanması ve Ölçüme Hazırlanması

Liken örnekleri, 2008 ile 2010 yılları arasında Uludağ' ın 26 farklı bölgesinden toplanmıştır. Örnekler bir bıçak yardımıyla substratından ayrılıp, her biri ayrı poşetlere konulmuştur. Gamma spektrometrik analizler için bir bölgeden toplanan liken tallus sayısı 10 – 30 aralığındadır. Bu likenler birleştirilerek o bölgeyi temsil edecek örnek oluşturulmuştur. Beta aktivitesinin belirlenmesinde gerekli örnek miktarının az olması nedeniyle likenler karıştırılmamıştır. Çizelge 4.9' da çalışılan bölgelerin koordinatları, yükseklikleri ve örnek alma tarihleri, Şekil 4.2' de ise Uludağ' ın haritası verilmiştir.

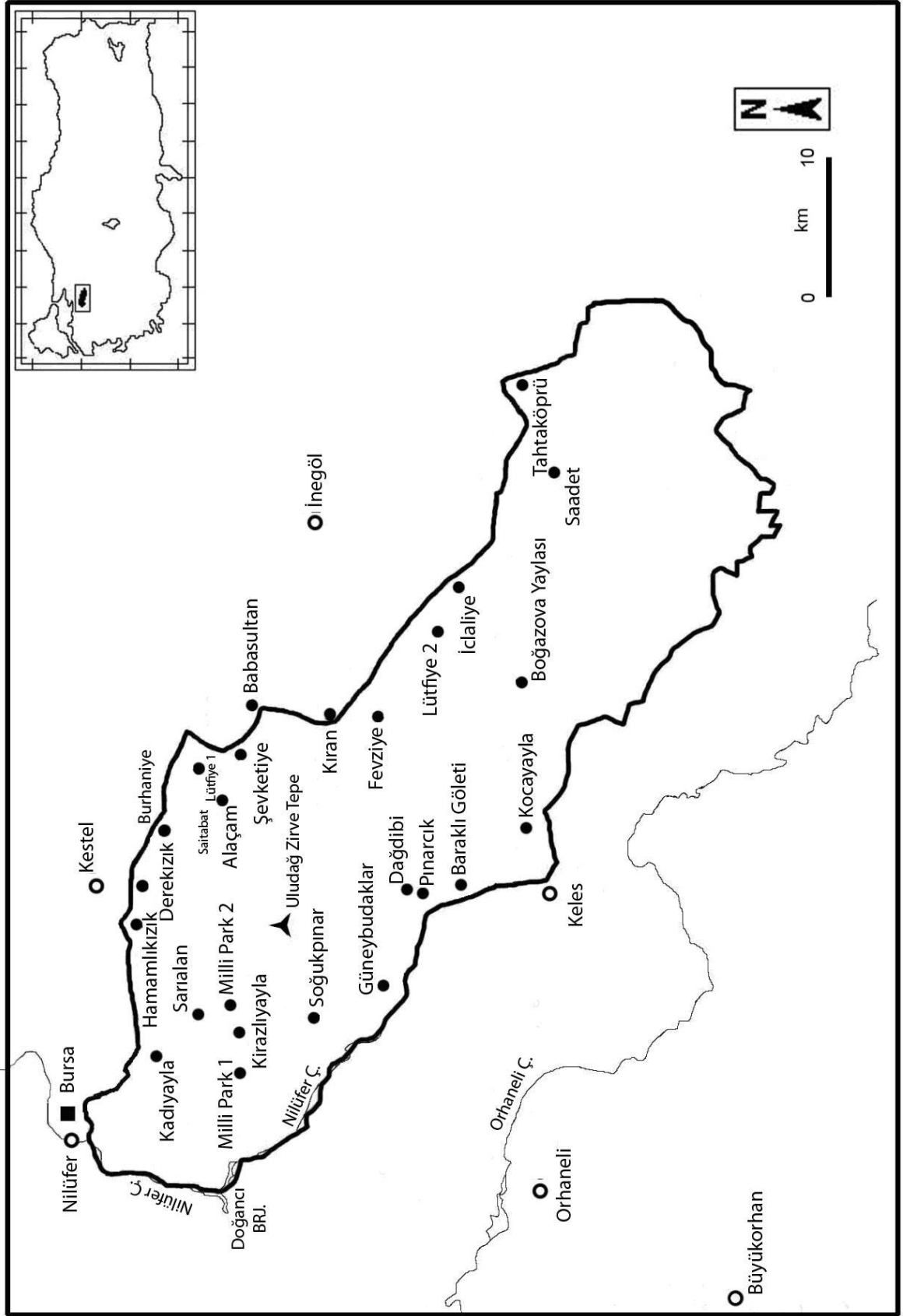
Laboratuvara getirilen örnekler önce temiz kâğıtlar üzerine serilerek kurutulmuştur. Liken örneklerinin üzerlerindeki ağaç kabuğu, çalı gibi yabancı maddeler el ile temizlenmiştir.

Beta sayımında ölçüm için gerekli olan miktarda örnek, etüv içerisinde alüminyum foil üzerinde 105 °C' de 24 saat kurutulmuştur. Etüvden çıkarılan örnekler desikatör içine yerleştirilmiş ve soğuması beklenmiştir. Desikatörden alınan örnekler blender yardımıyla toz haline getirilmiştir. Toz haline gelen örnek, darası belirlenmiş planşetlere konulmuş ve spatülle düz bir yüzey oluşturacak şekilde dağıtılmıştır. Planşet içerisindeki örnek presle sıkıştırılmış ve planşet yeniden tartılarak örnek miktarı tespit edilmiştir.

Gamma spektrometrik analizler için toz haline getirilmiş liken örnekleri çapları 5,63 cm ve yükseklikleri 3,54 cm olan şeffaf büyük silindir (ŞBS) denilen kaplara konulmuştur. Kapakları silikon ile kapatılan örnekler sayıma kadar saklanmıştır. Miktarı fazla olan örnekler, ŞBS kapların yanı sıra 450 ml' lik Marinellilere de konulmuştur.

Çizelge 4.9. Örneklerin alındığı bölgelerin koordinatları, yükseklikleri ve örnek alma tarihleri

Çalışma Alanı	Koordinat	Yükseklik (m)	Toplanma Tarihi
Kirazlıyayla	40° 07' N – 29° 05' E	1 497	06.07.2008
Kadıyayla	40° 09' N – 29° 05' E	1 205	24.07.2008
Sarıalan	40° 08' N – 29° 06' E	1 645	24.07.2008
Hamamlıkızık	40° 10' N – 29° 11' E	369	03.08.2008
Derekızık	40° 10' N – 29° 12' E	392	06.09.2008
Baraklı Göleti	39° 56' N – 29° 12' E	1 160	13.07.2009
Dağdibi	40° 00' N – 29° 14' E	1 155	13.07.2009
Güneybudaklar	40° 00' N – 29° 09' E	866	13.07.2009
Pınarcık	39° 59' N – 29° 13' E	1 055	13.07.2009
Boğazova yaylası	39° 56' N – 29° 24' E	1 203	23.07.2009
Alaçam	40° 07' N – 29° 17' E	924	30.07.2009
Soğukpınar	29° 07' N – 40° 03' E	997	30.07.2010
Milli Park 1	40° 06' N – 29° 04' E	1 000	30.07.2010
Milli Park 2	40° 06' N – 29° 06' E	1 736	30.07.2010
Kocayayla	39° 56' N – 29° 18' E	1 277	30.07.2010
Saitabat	40° 08' N – 29° 13' E	677	05.08.2010
Lütfiye 1	39° 59' N – 29° 26' E	960	05.08.2010
Şevketiye	40° 08' N – 29° 20' E	570	05.08.2010
Babasultan	40° 06' N – 29° 21' E	760	05.08.2010
Burhaniye	40° 10' N – 29° 14' E	488	05.08.2010
Kıran	40° 03' N – 29° 21' E	996	09.08.2010
Fevziye	40° 01' N – 29° 22' E	860	09.08.2010
Lütfiye 2	39° 59' N – 29° 26' E	855	09.08.2010
İclaliye	39° 69' N – 29° 28' E	784	09.08.2010
Saadet	39° 55' N – 29° 34' E	922	24.08.2010
Tahtaköprü	39° 56' N – 29° 38' E	553	24.08.2010

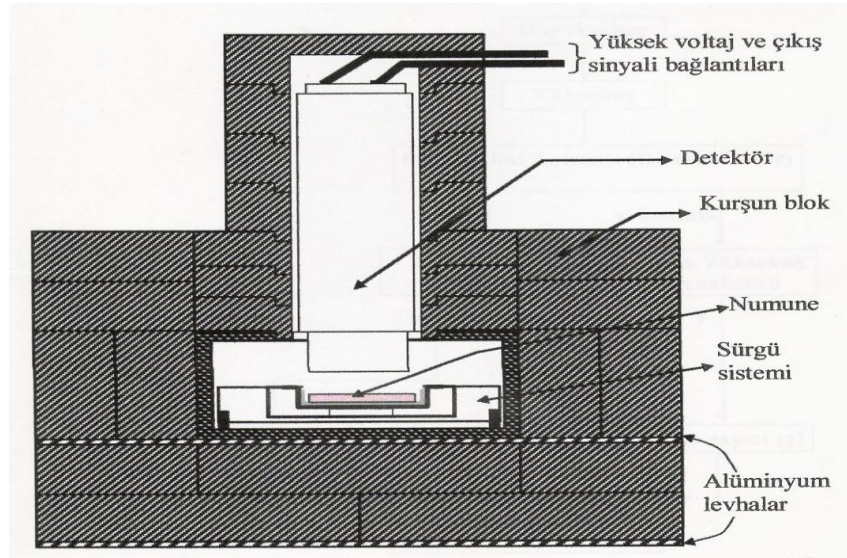


Şekil 4.2. Uludağ Haritası (Kaya ve Uğurtaş 2008b' den değiştirilerek alınmıştır)

4.3. Beta Aktivitesinin Belirlenmesi

4.3.1. Phoswich sintilasyon dedektörü

TENNELEC LB 1000-PW düşük doğal fonlu alfa, beta, gamma dedektörü içme suyu, hava, bitki gibi düşük aktiviteli örneklerde radyasyonu belirlemek için kullanılan bir sistemdir. OFHC bakır içine yerleştirilen dedektörün dış kısmı doğal fonu düşürmek amacıyla 4 inçlik kurşun bloklarla çevrilmiştir. OFHC bakırın görevi, kurşun blokların dışardan radyasyon girişini önlerken ürettikleri X-ışınlarını soğurmaktır. Böylece doğal fon daha fazla düşürülmüş olur. Dedektörün kurşun bloklarla çevrili hali Şekil 4.3' te gösterilmiştir.

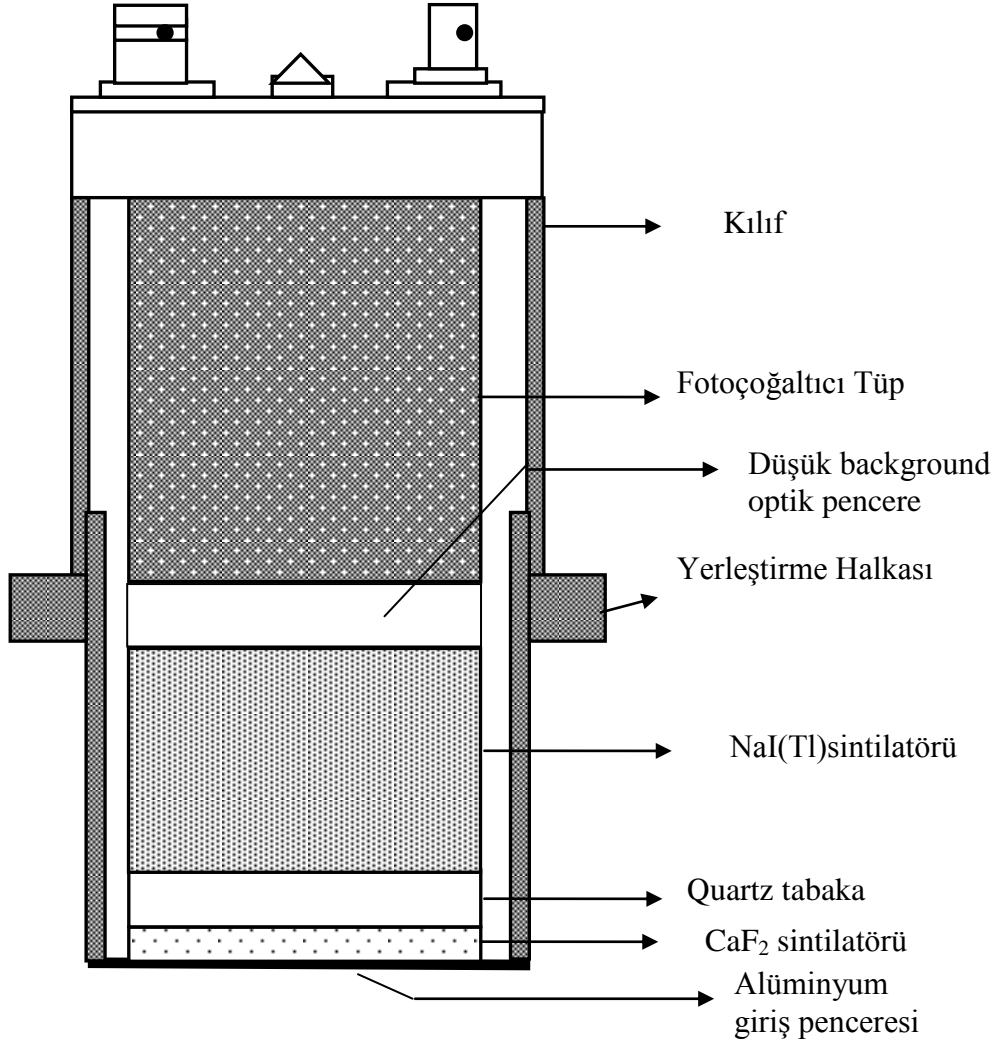


Şekil 4.3. PW dedektörünün doğal fonu düşürmek amacıyla kurşun bloklarla ortamdan yalıtılması (Yalçın 1999)

Şekil 4.4' te phoswich dedektörünün şematik görünümü verilmiştir. Phoswich dedektörü bozunma zamanları farklı iki sintilatörden oluşur. Bu iki sintilatör quartz tabaka ile birbirinden ayrılır. Dedektör sisteminde bulunan sintilatörlerin bazı özellikleri Çizelge 4.10' da verilmiştir.

Çizelge 4.10. PW dedektöründe bulunan sintilatörlerin ve quartz tabakanın bazı fiziksel ve optiksel özellikleri

Materyal	Bozunma zamanı (τ) μs	Yoğunluk (g/cm^3)	Çap (cm)	Kalınlık (cm)
CaF ₂ (Eu)	0,94	3,18	5,08	$6,35 \times 10^{-3}$
NaI(Tl)	0,23	3,67	5,08	5,08
Quartz(SiO ₂)	-	2,65	5,08	0,3175



Şekil 4.4. PW dedektörünün şematik gösterimi (Çizim ölçeksizdir)

Sintilatörler ortak bir fotoçoğaltıcı tüpe bağlıdır. İlk sintilatör alfa ve betaya duyarlı ince CaF₂(Eu) kristalidir. Alfa parçacıklarının tamamı ve beta parçacıklarının büyük çoğunluğu CaF₂(Eu) kristalinde soğrulur. İki sintilatör arasında bulunan quartz tabakanın görevi, CaF₂(Eu) kristalini geçen betaların ikinci sintilatör olan NaI(Tl)

kristaline geçmesini önlemektir. $\text{CaF}_2(\text{Eu})$ içinde soğrulan enerji 0,9 μs sabit bozunma zamanıyla görünür ışığa dönüşür. Gamma ve kozmik radyasyon ise $\text{NaI}(\text{Tl})$ sintilatöründe absorblanır. Bu absorblanan enerji ise 0,23 μs sabit bozunma zamanıyla görünür ışığa dönüşür. İki sintilatörde meydana gelen ışık ortak bir fotoçoğaltıcı tüpte toplanarak gerilim pulsuna çevrilir. Pulsun “Leading edgesi” ışığın hangi sintilatörden kaynaklandığının bir belirtgenidir. Bu puls lineer olarak yükseltilir. Lineer olarak yükseltile pul, puls şekil analizörüne gönderilir. Burada alfa ve beta pulsuları gamma ve kozmik pulslardan ayrılır. Bu ayırma işlemi iki sintilatörün bozunma zamanlarındaki farklılıkla yapılır (Anonim 1989a). $\text{CaF}_2(\text{Eu})$ kristalinin bozunma zamanı $\text{NaI}(\text{Tl})$ kristalinin bozunma zamanından daha uzun olduğu için, bu kristal tarafından üretilen puls daha geç meydana gelir. Böylelikle iki kristalden meydana gelen pulslar ayrılmış olur. Birbirinden ayrılan pulslar, puls yükseklik analizörüne gönderilir. Beta parçacıklarının kütlesi alfa parçacıklarının kütlesinden daha küçük olduğu için daha az sintilasyona neden olurlar. Bundan dolayı ürettikleri puls boyu alfaların ürettikleri puls boyundan daha kısadır. Aynı şekilde gamma pulsuları da kozmik pulslardan ayrılmak için puls yükseklik analizörüne gönderilir. Ayrılan alfa pulsuları alfa sayıcısına, beta pulsuları beta sayıcısına, gamma pulsuları gamma sayıcısına gönderilerek sayılır.

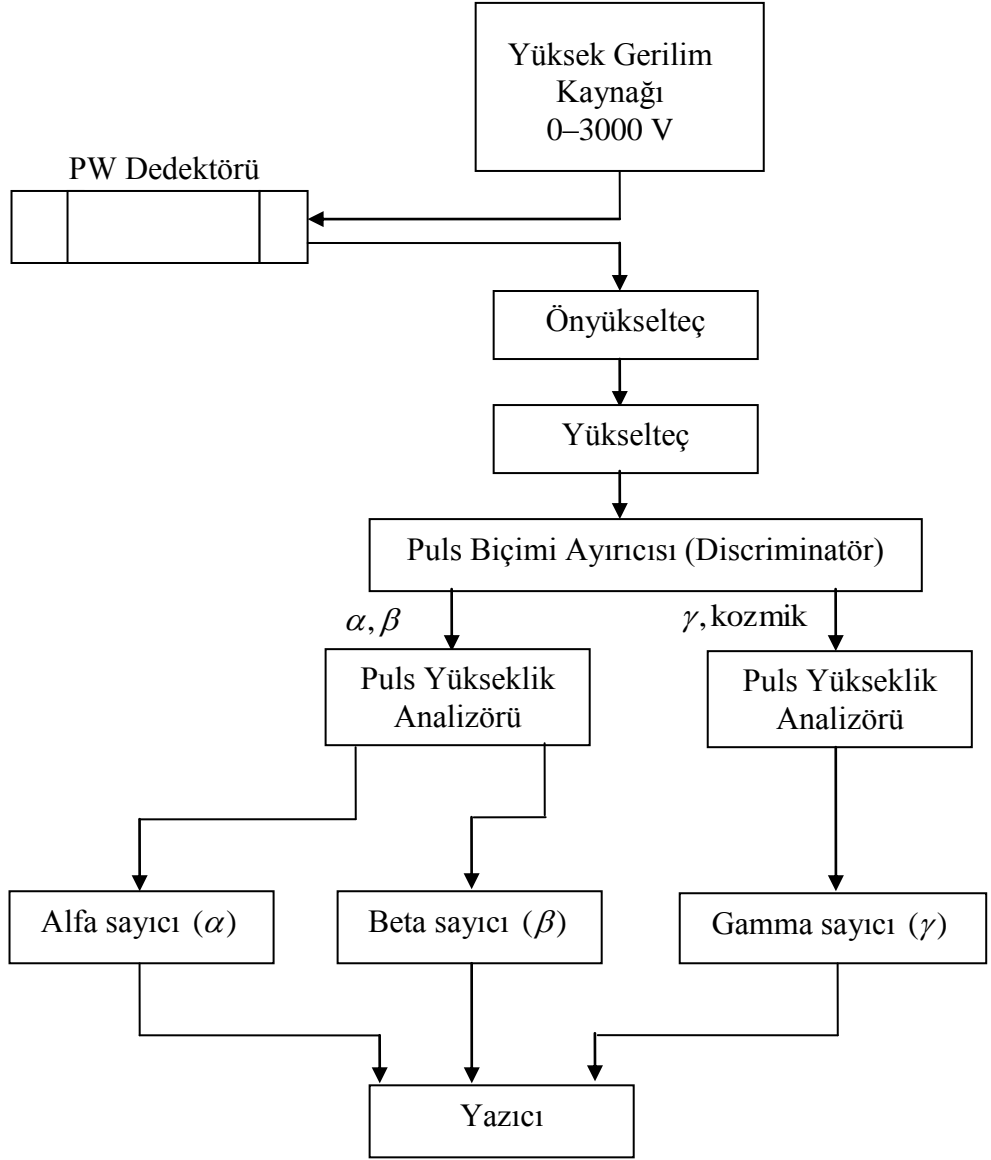
Herhangi bir örnek yokken dedektörden alınan saymaya doğal fon ya da “background” denir. Phoswich dedektöründen alınan dakika başına doğal fon sayma değerleri Çizelge 4.11’ de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Phoswich dedektörünün doğal fon sayma değerleri

Alfa (sayma/ dakika)	Beta (sayma/ dakika)	Gamma (sayma/dakika)
$0,0372 \pm 0,0012$	$1,1376 \pm 0,0417$	$17,4564 \pm 0,1459$

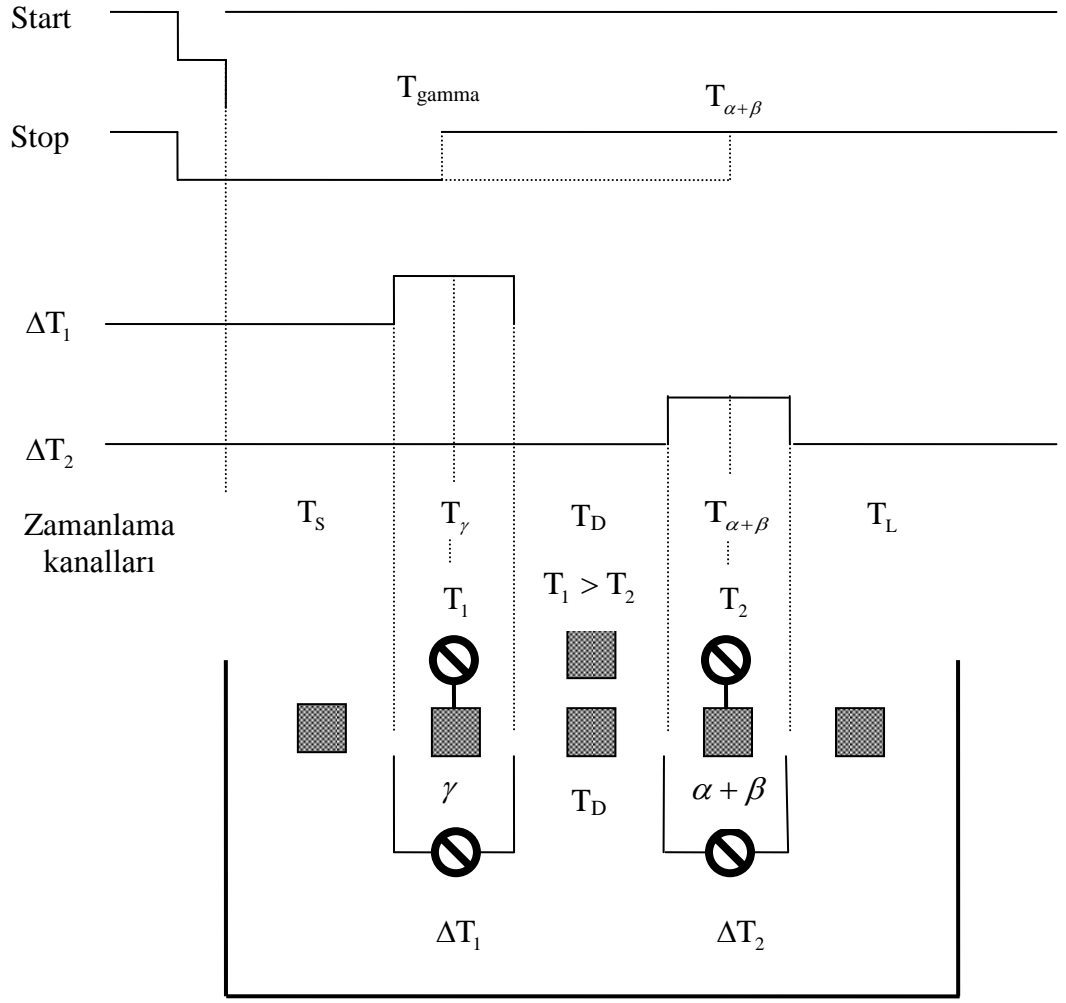
4.3.2. Phoswich sintilasyon dedektörünün sayma elektronığı

Deneyde kullanılan düşük doğal fonlu alfa, beta ve gamma sayma sisteminin blok diyagramı Şekil 4.5’ te verilmiştir.



Şekil 4.5. Sayma sisteminin blok diyagramı

Tennelec TC 466 Phoswich Processor (işlemcisi), çift sintilatörlü phoswich dedektöründen gelen pulsları sınıflandırmak için gerekli olan elektronik düzeneği (ön yükselteç, zamanlama, yükselteç ve ayırıcı devreleri) içerir. İki değiştirilebilen zaman penceresi her pulsun 5 ayrı zaman penceresinden birine düşmesini sağlar. Şekil 4.6' da olayın şematik görünümü verilmiştir.



Şekil 4.6. Pulsların zaman kanallarına ayrılması (Anonim 1989b)

START: Başlangıçta eşik geriliminde giden ve giriş pulsunun genliğinin küçük bir kesrinde yükselen, girişten üretilen bir pulstur.

STOP: Başlangıçta eşik seviyesinde giden ve giriş pulsunun genliğinin büyük bir kesrinde yükselen, girişten üretilen bir pulstur.

ΔT_1 : Kısa bozunma zamanlı giriş için kabul penceresini tanımlayan logic bir pulstur. Konum T_1 kontrolü ile, genişlik ΔT_1 kontrolü ile ayarlanır.

ΔT_2 : Büyük bozunma zamanlı giriş için kabul penceresini tanımlayan logic bir pulstur. Konum T_2 kontrolü ile, genişlik ΔT_2 kontrolü ile ayarlanır.

T_s : ΔT_1 penceresinin ön kenarından daha kısa puls bozunma zamanını gösteren en soldaki LED' dir.

T_{γ} : ΔT_1 penceresi için bozunma zamanı kriterini karşılayan bir pulsu gösteren LED' dir. Bu, gamma sintilatörü olan NaI(Tl) kristalinin bozunma zamanıdır.

T_D : Bozunma zamanı ΔT_1 penceresinden daha uzun fakat ΔT_2 penceresinden daha kısa bir pulsu gösteren LED' dir. Bu zaman kanalı ölü banttır.

T_{a+b} : ΔT_2 penceresi için bozunma zamanı kriteri ile karşılaşan bir pulsu gösteren LED' dir. Bu, alfa – beta sintilatörü olan $\text{CaF}_2(\text{Eu})$ kristalinin bozunma zamanıdır.

T_L : ΔT_1 ve ΔT_2 penceresinden daha uzun bozunma zamanlı bir pulsu gösteren LED' dir.

Ön Panel Kontrolleri;

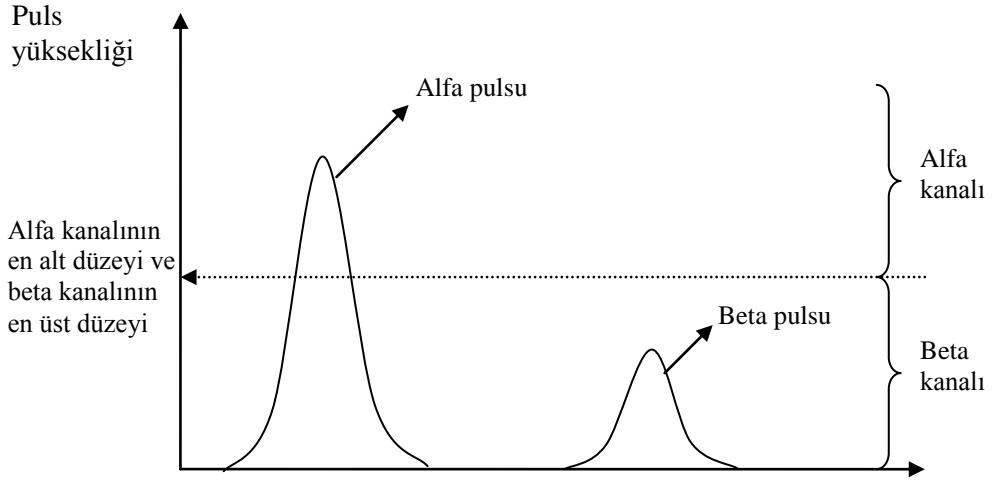
T_1 : ΔT_1 zaman penceresinin merkezini ayarlar. Başlangıç pulsundan itibaren 0,4 ile 1,8 μs arasında ayarlanabilir. Bu kontrol paneli NaI(Tl) sintilatöründen gelen gamma pulslarının merkezine ayarlanır.

T_2 : ΔT_2 zaman penceresinin merkezini ayarlar. Başlangıç pulsundan itibaren 0,4 ile 1,8 μs arasında ayarlanabilir. Bu kontrol paneli $\text{CaF}_2(\text{Eu})$ sintilatöründen gelen alfa ve beta pulslarının kabul penceresinin merkezine ayarlanır.

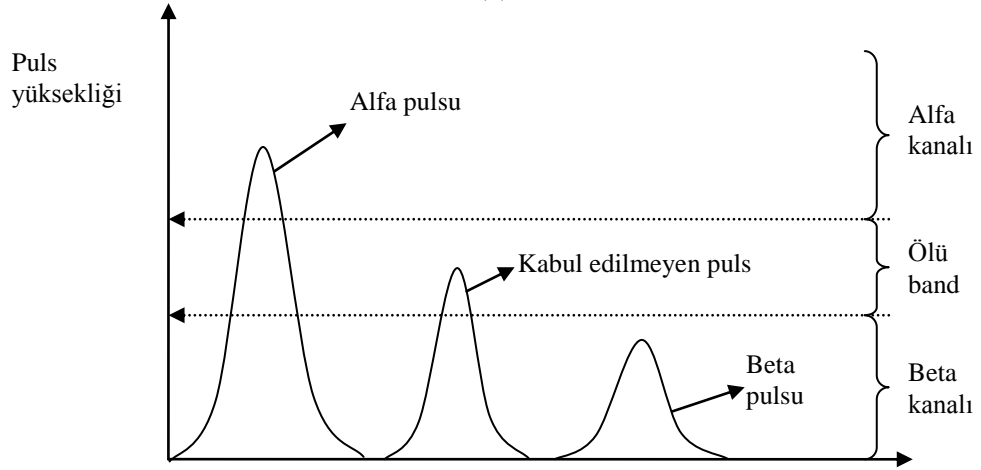
ΔT_1 : T_1 kabul penceresinin genişliğini ayarlar. 0,2 ile 0,5 μs arasında ayarlanabilir. T_1 konumunun etrafında simetrik olarak açılır ve kapanır.

ΔT_2 : T_2 kabul penceresinin genişliğini ayarlar. 0,2 ile 0,5 μs arasında ayarlanabilir. T_2 konumunun etrafında simetrik olarak açılır ve kapanır.

Alfa–Beta Karışması: Alfa ve beta kanal genliği ayırma penceresi arasında uygulanabilir bir ölü band ayarlar. Eğer bu denetim kolunu saat yelkovanıyla aynı yönde döndürürsek alfa – beta arasında bir ölü band oluşur. Saat yelkovanının tam tersi yönünde döndürürsek ölü band oluşmaz. Şekil 4.7' de kabul edilmeyen puls görülmektedir.



(a)



(b)

Şekil 4.7. Alfa, Beta karışması denetimi (Yalçın 1999)

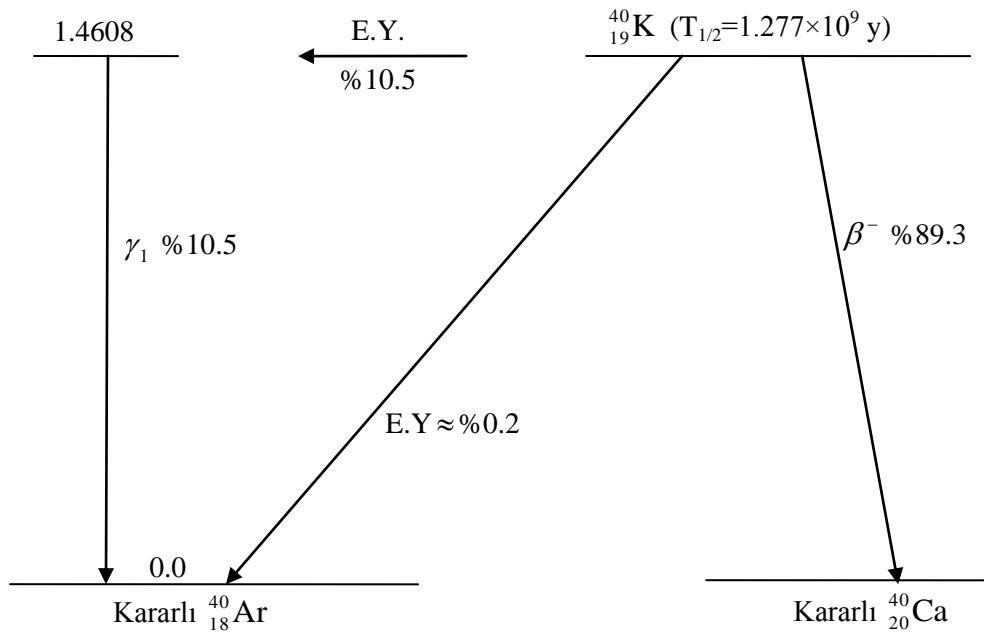
Sayım elektroniğini oluşturan temel parçaların işlevleri;

1. Yüksek Gerilim Güç Kaynağı: Fotoçoğaltıcı tüpe gerilim uygulamak için kullanılır. Güç kaynağı 0 – 3000 V arasında düzeltilmiş yüksek gerilim sağlar. Deneyleerde dedektör gerilimi 1011 V olarak seçilmiştir.
2. Ön Yükselteç: Sistemde kullanılan düşük gürültülü ön yükselteç, phoswich dedektöründen gelen yük giriş sinyalini toplayarak bir gerilim pulsuna çevirir ve bu puls yükseltece gider.
3. Yükselteç: Ön yükselteçten gelen pulsların boyunu lineer olarak büyütür. Bu pulslar, puls biçim ayırıcısına pulsların sınıflandırılması için gönderilir.

4. Puls Şekil Analizörü: Bu analizör alfa ve beta pulslarını gamma ve kozmik pulslardan ayırır.
5. Puls Yükseklik Analizörü: Burada alfa pulsları beta pulslarından, gamma pulsları ise kozmik pulslardan ayrılır (Anonim 1989b).
6. Sayıcı: Puls yükseklik analizörü ile ayrılan pulsları sayan elektronik kısımdır.
7. Elektronik saat: Bu saatle, $t=0$ anında deney başlatılıp istenilen herhangi bir t anında deney durdurulabilir.
8. Yazıcı: Deneyin yapıldığı zamanı, deneyin süresini, alfa, beta, gamma saymalarını ve sayım sonuçlarını dakikada sayma (cpm) olarak termal kağıt üzerine yazan bölümdür.

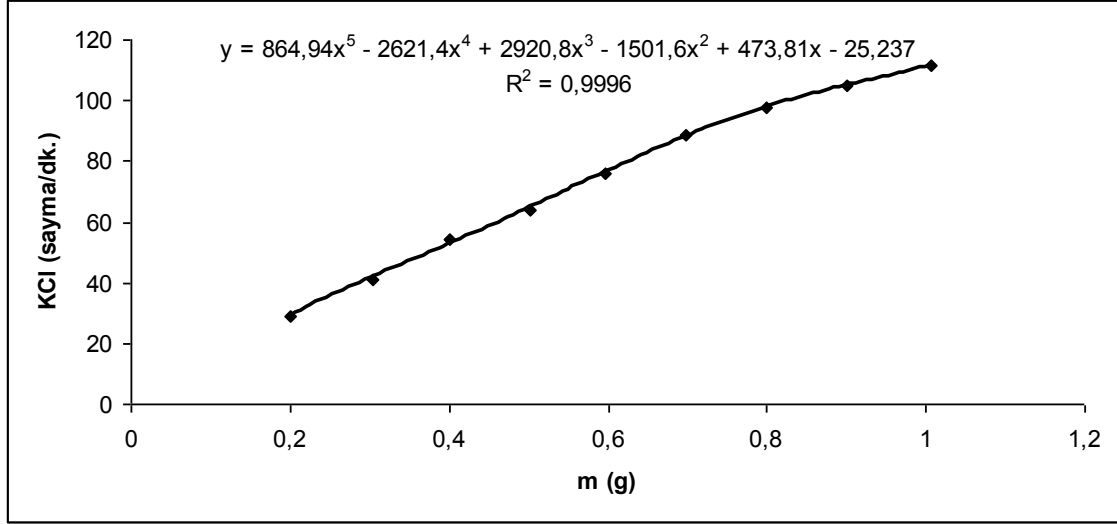
4.3.3. Beta aktivitesi için sayma sisteminin kalibrasyonu

Örneklerin bağıl aktivitelerinin belirlenmesi KCl yardımıyla yapılmıştır (EPA 1976, HASI 1979). KCl, izotopik bolluğu % 0,01178 olan ^{40}K izotopunu içermektedir. ^{40}K bir β ve γ yayınlayıcısı olup bozunma şeması Şekil 4.8’ de verilmiştir. Hazırlanan örneklerin bağıl beta aktiviteleri, örnek ile aynı kütledeki potasyumklorür’ den alınan sayma hızı ile karşılaştırılarak bulunmuştur.



Şekil 4.8. ^{40}K ' in bozunma şeması

KCl' nin belli kütlelerine karşılık gelen sayma hızları Microsoft-Excel yardımıyla fit edilmiştir. Şekil 4.9' da KCl' nin kütle sayma hızı grafiği verilmiştir.



Şekil 4.9. KCl' nin kütle sayma hızı grafiği

4.3.4. KCl' nin ve örneklerin beta aktivitelerinin hesaplanması

Kullanılan m gram KCl' nin beta aktivitesi,

$$Aktivite (Bq) = \frac{DC m N_A h_a \lambda \eta}{A_K} \quad (4.1)$$

bağıntısıyla hesaplanır (Yalçın 1992).

Burada;

D : KCl' nin kimyasal saflığı (% 99,8)

C : Örnek içindeki potasyum derişimi

$$C = \frac{A_K}{A_K + A_L} \quad (4.2)$$

m : Örneğin kütlesi (g)

N_A : Avogadro sayısı ($6,02 \times 10^{23} \text{ mol}^{-1}$)
 A_K : Potasyumun atom ağırlığı (39,0983 g/mol)
 A_{Cl} : Klorun atom ağırlığı (35,453 g/mol)
 h_a : ^{40}K 'ın doğal izotopik bolluğu (% 0,0117)
 λ : ^{40}K 'ın parçalanma olasılığı ($1,72 \times 10^{-17} \text{ s}^{-1}$)
 η : β geçişinin ^{40}K bozunumundaki oranı (% 89,33)

Sayısal değerler yerine konursa m gram KCl'nin verdiği aktivite $14,487 \times m$ olarak bulunur. Buradan KCl'nin gram başına beta aktivitesi,

$$A = 14,487 \text{ Bq/g} \quad (4.3)$$

ile verilir.

Örnekler sayılmadan önce doğal fonu belirlemek için boş planşet, sayma sistemine yerleştirilmiş ve her bir sayma süresi 5 000 s olmak üzere ard arda 5 kez sayım alınmıştır. Saymaların ortalama değerleri ve standart hataları,

$$\bar{N} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{n} \quad (4.4)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\bar{N} - N)^2}{n(n-1)}} \quad (4.5)$$

ile bulunmuştur. Burada \bar{N} , n kez ölçüm yapıldığında ortalama saymayı, σ da ortalama saymanın standart hatasını göstermektedir.

Hazırlanan örnek sayma sistemine yerleştirilerek, 5 000 s süreyle 5 kez ard arda sayılmıştır. Doğal fon saymasında olduğu gibi ortalama değer ve hata bulunmuştur. Sayma olarak elde edilen sonuçlardan, doğal fon sayması çıkarılarak örneğin verdiği net sayma,

$$N_s = N_n - N_b \quad (4.6)$$

ile hesaplanmıştır. Burada N_s net saymayı, N_n örnekten elde edilen saymayı, N_b 'de doğal fon saymasını göstermektedir. Net sayım hatası,

$$\Delta N_s = (\sigma_n^2 + \sigma_b^2)^{1/2} \quad (4.7)$$

bağıntısıyla bulunmuştur. Burada σ_n örnek ölçümünün standart hatasını, σ_b de doğal fon ölçümünün standart hatasını göstermektedir.

Liken örneklerinin beta aktiviteleri, aynı kütledeki KCl' nin verdiği sayma hızı ile karşılaştırılarak (4.7) bağıntısıyla hesaplanmıştır. Örnek ile aynı miktardaki KCl' nin verdiği sayma hızı değeri Şekil 4.9' dan bularak aşağıdaki ifadede yerine konmuştur.

$$\text{Aktivite}(Bq/kg) = 14\,487 \times \frac{A_s}{A_k} \quad (4.8)$$

Burada A_s örneğin verdiği net sayma hızı (sayma/dk), A_k aynı kütledeki KCl' nin verdiği net sayma hızıdır (sayma/dk).

4.4. Likenlerde HPGe Gamma Spektrometresi ile Radyonüklid Analizi

4.4.1. HPGe Dedektörlerinin Özellikleri

Liken örneklerinin gamma spektrometrik analizleri Ankara Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü' nde yapılmıştır. Örneklerin analizinde Canberra marka p-tipi HPGe dedektör (GCW4023) ile Ortec marka n-tipi Be pencereless eş eksenli HPGe dedektör (GMX70P4-S) kullanılmıştır.

p-tipi HPGe dedektör, ortamdaki doğal fon radyasyonunun etkisini en aza indirmek için Canberra Model 747 zırhı ile zırhlanmıştır. Zırh 9,5 mm kalınlığındaki çelik iskelet içinde 10 cm kalınlığında kurşundur. Ayrıca zırhın iç kısmı 72 – 88 keV enerji

aralığındaki kurşun X-ışınlarını önlemek amacıyla 1 mm kalınlığında kalay ve kalay X-ışınlarını (24 – 28 keV) önlemek için 1,6 mm kalınlığında bakır ile kaplanmıştır. Zırhın taban kısmında halka şeklinde bir kurşunla kapatılmış 11,4 cm çapında boşluk vardır. Bu boşluktan dikey geometrili kriyostat ve dedektör kabloları geçmektedir. Zırh içindeki saçılan radyasyonu en aza indirmek için dedektör zırhın merkezine yerleştirilmiştir. Azot soğutması için 30 L hacminde, çift duvarlı (vakumlu) bir sıvı azot kabı kullanılmıştır. Çizelge 4.12’ de bu dedektörün bazı özellikleri verilmiştir.

Çizelge 4.12. p-tipi HPGe dedektörünün bazı özellikleri

Dedektör geometrisi ve kristal tipi		Kapalı uçlu, eş eksenli, p-tipi
Bağıl verimi		% 44,8
Aktif hacmi		218 cm ³
Ge kristali	Çap	66,5 mm
	Yükseklik	67 mm
Dedektör kuyusu	Çap	23 mm
	Derinlik	35 mm
Kriyostat kuyusu	Çap	16 mm
	Derinlik	40 mm
Enerji ayırma gücü (FWHM)	122 keV (⁵⁷ Co)	1,16 keV
	1332,5 keV (⁶⁰ Co)	2,0 keV
Pik-Compton oranı	1332,5 keV (⁶⁰ Co)	60, 8 :1

Dedektör beslemesi Canberra 3106D yüksek gerilim güç kaynağı ile sağlanmıştır. Canberra 2002CSL direnç geri beslemeli önyükselteç ve Canberra 2025 spektroskopi yükselteci ile puls işleme yapılmıştır. Spektrum, Genie™2000 versiyon 3.0 gama spektroskopi yazılımı ile kontrol edilebilen 14 bit sabit dönüşüm zamanlı analog sayısal dönüştürücülü, 16K dönüştürme kazançlı Canberra Multiport II çok kanallı analizör ile kaydedilmiştir.

n-tipi HPGe dedektör, ortamdaki doğal fon radyasyonunun etkisini en aza indirmek için Ortec Model HPLBS1 zırhı ile zırhlanmıştır. Zırh 9,5 mm kalınlığındaki çelik iskelet içinde 10 cm kalınlığında kurşundur. Ayrıca zırhın iç kısmı floresans ve saçılan X-ışınlarını önlemek amacıyla 0,5 mm kalınlığında kalay ve kalay X-ışınlarını (24 – 28 keV) önlemek için 1,6 mm kalınlığında bakır ile kaplanmıştır. Zırhın taban kısmında

halka şeklinde bir kurşunla kapatılmış 11,4 cm çapında boşluk vardır. Bu boşluktan dikey geometrili kriyostat (CPG-P4) ve dedektör kabloları geçmektedir. Zırh içindeki saçılan radyasyonu en aza indirmek için dedektör zırhın merkezine yerleştirilmiştir. Dedektörün azot soğutması için de 30 L hacminde, çift duvarlı (vakumlu) bir sıvı azot kabı kullanılmıştır. Çizelge 4.13' te bu dedektörün bazı özellikleri verilmiştir.

Çizelge 4.13. n-tipi HPGe dedektörünün bazı özellikleri

Dedektör geometrisi ve kristal tipi		Eş eksenli, n-tipi
Bağıl verimi		% 76,5
Aktif hacmi		315 cm ³
Ge kristali	Çap	69,9 mm
	Yükseklik	82,6 mm
Kriyostat kuyusu	Çap	9,2 mm
	Derinlik	73,8 mm
Enerji ayırma gücü (FWHM)	122 keV (⁵⁷ Co)	0.8 keV
	1332,5 keV (⁶⁰ Co)	2,08 keV
Pik-Compton oranı	1332,5 keV (⁶⁰ Co)	74:1

Direnç geri beslemeli önyükselteç (A257N) ve sızdırmaz HV filtreli dedektöre Ortec DSPEC jr 2,0 dijital sinyal işleme sistemi bağlanmıştır. Dedektöre bağlı dijital sinyal işleme sistemi ile yükselteç, ADC ve MCA ayarları bilgisayardan kontrol edilmiştir. Spektrumlar, Ortec Gamma Vision 6.01 gama spektroskopi yazılımı ile kontrol edilebilen 14 bit sabit dönüşüm zamanlı analog sayısal dönüştürücülü, 16K dönüştürme kazançlı çok kanallı analizör ile kaydedilmiştir.

4.4.2. Gamma spektrometresinde fotopik altındaki net sayımın belirlenmesi

Bir gamma spektrometresinde temel amaç spektrumda meydana gelen fotopikleri analiz etmektedir. Çünkü bu pikleri, ortama tüm enerjisini bırakan (ortamla fotoelektrik etkileşme yapan) gammalar oluşturur. Herhangi bir fotopikin altında kalan alan (toplam sayma),

$$G = \sum_{i=1}^u y_i \quad (4.9)$$

bağıntısıyla verilir. Burada y_i , herhangi bir i . kanaldaki sayım, l ve u ise sırasıyla fotopikin sol ve sağ ucundaki kanal sayısını gösterir. Net fotopik sayımı ise, toplam sayımdan (G) ilgilenilen enerjideki Compton saçılmaları nedeniyle oluşan sürekliliğin (B) çıkarılması ile bulunur.

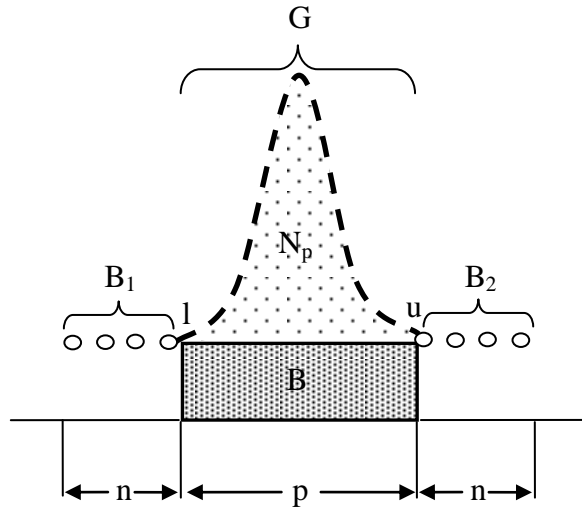
$$N_p = G - B \quad (4.10)$$

Burada B , Compton saçılmaları nedeniyle fotopik altında oluşan toplam sayımdır. Compton sürekliliğinin belirlenmesinde çeşitli yaklaşımlar kullanılmaktadır. Yaygın olarak doğrusal (linear) ve basamak (step) azalımı şeklindeki sürekli fonksiyonlar kullanılır.

Fotopikin sol tarafındaki Compton sürekliliği sayımı ile sağ tarafındaki Compton sürekliliği sayımı hemen hemen birbirine eşitse (Şekil 4.10), Compton sürekliliğinin belirlenmesinde doğrusal fonksiyon tercih edilir. Compton sürekliliği (B), yamuk alanı formülünden,

$$B = \left(\frac{p}{2n} \right) (B_1 + B_2) \quad (4.11)$$

olarak elde edilir. Burada p , ilgilenilen fotopikteki kanal sayısı, n , fotopikin sağındaki ve solundaki Compton süreklilik bölgesindeki kanal sayısı, B_1 , fotopikin solundaki, B_2 fotopikin sağındaki süreklilik bölgesindeki toplam sayımdır.

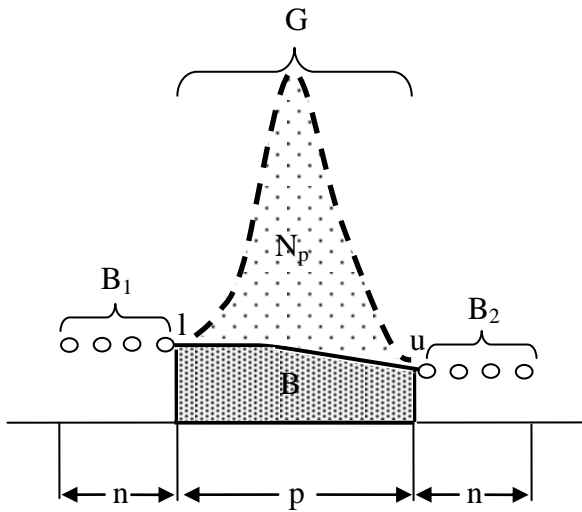


Şekil 4.10. Doğrusal fonksiyon ile süreklilik hesabı

Fotopikin sol tarafındaki Compton sürekliliği sayımı, sağ tarafındaki Compton sürekliliği sayımından daha fazla olduğu durumda (Şekil 4.11) Compton sürekliliği basamak fonksiyonuyla belirlenir. Buna göre basamak fonksiyonu,

$$B = \sum_{l=1}^p \frac{p B_l}{n} + \frac{(B_2 - B_l)}{nG} \sum_{j=1}^i y_j \quad (4.12)$$

ile verilmektedir.



Şekil 4.11. Basamak fonksiyonu ile süreklilik hesabı

4.4.3. Fotopik veriminin belirlenmesi

Belirli bir enerjide fotopik altında kaydedilen sayımın kaynaktan yayınlanan gamma ışınları sayısına oranına fotopik verimi (ε) denir. Herhangi bir örnekte var olan radyonüklidlerin aktivitelerinin belirlenebilmesi için belirli sayım geometrisinde, dedektörün fotopik (mutlak) veriminin bilinmesi gerekmektedir. Belirli bir enerjideki gamma sayma hızı, kaynağın özelliklerine, dedektörün özelliklerine, kaynak – dedektör geometrisine vb. birçok faktöre bağlıdır. Bu nedenle numunenin aktivite hesabı yapılırken, örnek – dedektör geometrisi ile kaynak – dedektör geometrisi aynı olmalıdır.

Belirli bir E enerjisindeki fotopik veriminin en hassas şekilde belirlenmesi için sertifikalı referans standart kaynakların kullanılması gerekmektedir. Referans standart kaynağın aktivitesi bilindiği için, belirli bir kaynak – dedektör geometrisinde standart kaynak için gamma spektrumu alınır. Bu spektrumda ilgilenilen enerjilerdeki fotopikteki net sayımların belirlenmesiyle fotopik verimi,

$$\varepsilon(E) = \frac{N_p - N_d}{f_\gamma(E) A} K \quad (4.13)$$

ile belirlenir. Burada N_p , ilgilenilen fotopikin Compton sürekliliği çıkarılmış net sayımı, t_c , sayım süresi (s), N_d , doğal fon spektrumundan elde edilen fotopikin Compton sürekliliği çıkartılmış net sayımı, t_d , doğal fon sayım süresi, $f_\gamma(E)$, ilgilenilen enerjide gamma yayınlanma olasılığı, A , standart kaynağın aktivitesi (Bq) ve K (radyoaktif bozunma düzeltmesi, ölçüm süresi düzeltmesi, gamma ışını öz soğurma düzeltmesi vb.), kaynağın özelliklerine ve ölçüm düzeneğine bağlı farklı etkileri içeren düzeltme katsayıdır.

Sistemin fotopik verim eğrisinin elde edilmesinde kullanılan standart kaynağın kimyasal bileşimi SiO_2 ' dir. Bu kimyasal bileşimin içindeki radyonüklidler ve aktiviteleri Çizelge 4.14' de verilmiştir.

Çizelge 4.14. Standart kaynaktaki radyonüklidlerin aktiviteleri

Nüklit	E (keV)	$f_{\gamma}(\%)$	$t_{1/2}$	Aktivite (μCi) (01.10.2009 tarihinde)	Toplam Belirsizlik (%)
^{210}Pb	47	4,18	$22,3 \pm 0,2$ yıl	1,595	7,0
^{241}Am	60	36,0	$432,17 \pm 0,66$ yıl	0,1605	3,0
^{109}Cd	88	3,63	$462,6 \pm 0,7$ gün	1,513	3,1
^{57}Co	122	85,6	$271,79 \pm 0,09$ gün	0,05596	3,1
^{123m}Te	159	84,0	$119,7 \pm 0,1$ gün	0,07460	3,1
^{51}Cr	320	9,86	$27,706 \pm 0,007$ gün	1,916	3,0
^{113}Sn	392	64,9	$115,09 \pm 0,04$ gün	0,2683	3,0
^{85}Sr	514	98,4	$64,849 \pm 0,004$ gün	0,3508	3,0
^{137}Cs	662	85,1	$30,17 \pm 0,16$ yıl	0,2492	3,0
^{88}Y	898	94,0	$106,630 \pm 0,025$ gün	0,5570	3,0
^{60}Co	1173	99,86	$5,272 \pm 0,001$ yıl	0,2985	3,0
^{60}Co	1333	99,98	$5,272 \pm 0,001$ yıl	0,2985	3,0
^{88}Y	1836	99,4	$106,630 \pm 0,025$ gün	0,5570	3,0

Standart kaynaktan elde edilen sayma değerleri (4.13) bağıntısında yerine konularak Çizelge 4.14' teki radyonüklidlerin fotopik verimleri belirlenmiştir. Bu verim değerleri fit edilerek enerjiye bağlı bir değişim fonksiyonu bulunmuştur. n-tipi ve p-tipi HPGe dedektörleri için sırasıyla,

$$\varepsilon(E) = \exp(-12,5771 + 6,0854 \ln(E) - 1,0880(\ln(E))^2 + 0,0572(\ln(E))^3)$$

ve

$$\varepsilon(E) = \exp(-26,968 + 12,8843 \ln(E) - 2,19095(\ln(E))^2 + 0,11615(\ln(E))^3)$$

fit fonksiyonları elde edilmiştir.

4.4.4. Minimum detekte edilebilen aktivite (MDA) hesabı

Minimum detekte edilebilen aktivite, bir sayım sisteminde herhangi bir radyonüklid için ölçülebilecek en küçük aktivite değeridir. MDA, kaynak dedektör geometrisine, örnek miktarına, ölçüm süresine vb. çeşitli faktörlere bağlıdır. Çalışmada MDA hesabı, L.A. Currie' nin (1968) önerdiği yaklaşıma göre yapılarak,

$$MDA = \frac{2,71 + 3,29\sqrt{N_d}}{\varepsilon(E) f_\gamma(E) t_c m} \quad (4.14)$$

bağıntısıyla hesaplanmıştır. Burada N_d , doğal fon spektrumundan elde edilen fotopikin Compton sürekliliği çıkartılmış net sayımı, t_c , örnek sayım süresi, $f_\gamma(E)$, ilgilenilen enerjide gamma yayınlanma olasılığı, m , örnek miktarı (kg veya L) ve $\varepsilon(E)$ ilgilenilen enerjideki fotopik verimidir.

4.4.5. Radyonüklidlerin spesifik aktivitelerinin belirlenmesi

Gamma spektrometrik analizler için tüm bölgeyi kapsayacak, yükseklikle ve türler arasında kıyaslama yapılabilecek şekilde 16 adet liken örneği seçilmiştir. Literatürde radyonüklid aktivite sonuçları bazı araştırmacılar tarafından yaş ağırlık, bazıları tarafından ise kuru ağırlık başına verilmektedir. Bu nedenle 16 adet liken örneğindeki radyonüklidlerin spesifik aktivite sonuçları bu çalışmada hem yaş hem de kuru ağırlık başına hesaplanmıştır. Bunun için öncelikle örneklerden bir miktar alınıp yaş ağırlıkları belirlenmiştir. Daha sonra bu örnekler 105 °C' de kurutulmuş ve kuru ağırlıkları not edilmiştir. Her bir örneğin nem değeri belirlenerek yaş ağırlıkta düzeltme yapılmış ve kuru ağırlıklar belirlenmiştir. Çizelge 4.15' te 16 adet liken örneğinin hem yaş hem de kuru ağırlıkları görülmektedir.

Çizelge 4.15. Liken örneklerinin yaş ve kuru ağırlıkları (ŞBS geometri)

Liken Türü	Toplanılan Yer	Yaş ağırlık (kg)	Kuru ağırlık (kg)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet Köyü	0,02647	0,02370
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	0,02953	0,02674
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	0,02798	0,02549
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	0,02873	0,02615
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	0,03493	0,03141
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	0,03395	0,03059
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	0,02799	0,02519
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	0,02862	0,02580
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	0,02910	0,02587
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	0,02883	0,02594
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	0,02803	0,02545
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	0,02855	0,02512
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	0,03194	0,02871
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	0,03263	0,02921
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	0,03333	0,02961
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	0,02658	0,02404

Çizelge 4.16’ da marinelli kaplara konulan örneklerin yaş ve kuru ağırlıkları görülmektedir.

Çizelge 4.16. Liken örneklerinin yaş ve kuru ağırlıkları (Marinelli geometri)

Liken Türü	Toplanılan Yer	Yaş ağırlık (kg)	Kuru ağırlık (kg)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet Köyü	0,16594	0,14858
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	0,17322	0,15686
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	0,1458	0,13280
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	0,19046	0,17330
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	0,15432	0,13886
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	0,13206	0,11991
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	0,16762	0,15007

Örneklerin ^{40}K spesifik aktivitesi, kendi karakteristik gamması olan 1 460 keV enerjili gamma piki kullanılarak, ^{137}Cs spesifik aktivitesi ise yine kendi karakteristik gamması

olan 662 keV' lik gamma piki yardımıyla hesaplanmıştır. ^{226}Ra spesifik aktivitesi belirlenirken, ^{214}Pb ' ün 295,2 keV ve 351,92 keV' lik gamma piki ile ^{214}Bi ' ün 609,31 keV' lik gamma piki kullanılmıştır. ^{232}Th spesifik aktivitesinin hesaplanmasında ise ^{208}Tl ' un 583,19 keV' lik gamma piki ile ^{228}Ac ' nin 911,21 keV' lik gamma piki esas alınmıştır. ^7Be ve ^{210}Pb spesifik aktiviteleri ise sırasıyla 477,6 ve 46,5 keV' lik gamma pikleri yardımıyla belirlenmiştir.

Piklerden elde edilen aktiviteler,

$$A = \frac{\left[\frac{N_p}{t_c} - \frac{N_d}{t_d} \right]}{\varepsilon(E) f_\gamma(E) m} K \quad (4.15)$$

ile hesaplanmıştır. Burada N_p , ilgilenilen fotopikin Compton sürekliliği çıkarılmış net sayımı, t_c , sayım süresi (s), N_d , doğal fon spektrumundan elde edilen fotopikin Compton sürekliliği çıkartılmış net sayımı, t_d , doğal fon sayım süresi, $f_\gamma(E)$, ilgilenilen enerjide gamma yayınlanma olasılığı, ε , fotopik verimi ve K (radyoaktif bozunma düzeltmesi, ölçüm süresi düzeltmesi, gamma ışını öz soğurma düzeltmesi vb.), kaynağın özelliklerine ve ölçüm düzeneğine bağlı farklı etkileri içeren düzeltme katsayıdır.

4.5. İstatistiksel Yöntemler

Verilerin istatistiksel analizleri SPSS Statistics 17.0 programıyla yapılmıştır. Program çıktısındaki parametrelerden kullanılanlar aşağıda açıklanmıştır.

1. Çarpıklık Katsayısı (Skewness) ve Çarpıklık Değeri: Çarpıklık katsayısı normal dağılımdan ayrılmanın bir ölçütü olup, tam simetrik bir normal dağılımda (düzgün bir çan eğrisi) değeri sıfırdır.

Çarpıklık değeri, Çarpıklık katsayısının kendi standart hatasına bölümü ile elde edilir. Çarpıklık değerinin negatif olması dağılımda sola doğru kaymayı, pozitif olması ise

sağa doğru kaymayı betimler. Çarpıklık değeri -1,96 ile +1,96 arasında ise verilerin normale yakın dağıldığı söylenebilir (Kalaycı 2006).

2. Basıklık Katsayısı (Kurtosis) ve Basıklık Değeri: Basıklık katsayısı, dağılımın yayvanlığının bir ölçütüdür.

Basıklık değeri çarpıklık değeri gibi, basıklık katsayısının kendi standart hatasına bölünmesiyle elde edilen değerdir. Basıklık değerinin negatif olması, dağılımın normale göre yayvan, pozitif olması ise normale göre daha dik olduğunu gösterir. Basıklık değeri -1,96 ile +1,96 arasında ise dağılımın basıklığının veya dikliğinin normal olduğu söylenebilir (Kalaycı 2006).

3. Medyan: Ortanca değer olarak da adlandırılan medyan, verileri küçükten büyüğe sıralanmış bir seride tam ortaya düşen ve seriyi iki eşit parçaya bölen değerdir.

4. Standart Sapma: Standart sapma,

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n-1}} \quad (4.16)$$

ifadesi ile verilir. Burada n , veri sayısı, X_i veriler, \bar{X} ise verilerin aritmetik ortalamasıdır.

5. Varyans: Standart sapmanın karesidir.

6. Kolmogorov-Smirnov ve Shapiro-Wilk Normallik Testi: Her iki test de verilerin normal dağılıma uygunluğunu test eder. Örnek sayısı 29' dan büyük olduğunda Kolmogorov-Smirnov, az olduğunda Shapiro-Wilk Normallik testi kullanılır. Test sonuçlarının anlamlılık düzeyleri (P) 0,05' ten büyük olduğunda verilerin dağılımlılarının normal dağılıma uyduğu kabul edilir (Kalaycı 2006).

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Toplanan liken örneklerinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve spesifik beta aktiviteleri Çizelge 5.1’ de verilmiştir.

Çizelge 5.1. Liken örneklerinin spesifik beta aktivite sonuçları

Liken Türleri	Lokasyonlar	Yükseklik (m)	Beta Aktivitesi (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
<i>Parmelia sulcata</i>	Boğazova Yaylası	1203	426	36
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova Yaylası	1203	295	23
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Boğazova Yaylası	1203	258	18
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	294	26
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	223	14
<i>Xanthoria parietina</i>	Pınarcık	1055	177	14
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	606	41
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	450	31
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	471	31
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	488	37
<i>Parmelia sulcata</i>	Tahtaköprü	553	289	18
<i>Xanthoria parietina</i>	Burhaniye	488	626	37
<i>Xanthoria parietina</i>	Burhaniye	488	403	24
<i>Xanthoria parietina</i>	Burhaniye	488	430	30
<i>Parmelia sulcata</i>	Babasultan	760	451	22
<i>Parmelia sulcata</i>	Babasultan	760	576	33
<i>Parmelia sulcata</i>	Babasultan	760	493	36
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	535	46
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	426	23
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	443	28
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	479	45
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	474	30
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	541	30
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	458	40
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	510	42
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	492	33
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	475	39

Çizelge 5.1. Liken örneklerinin spesifik beta aktivite sonuçları (devam)

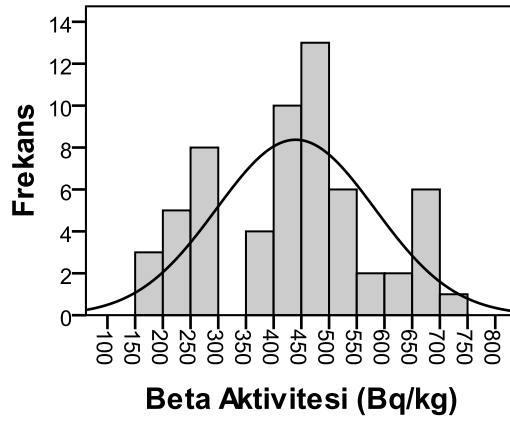
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Fevziye	860	513	43
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Fevziye	860	497	35
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Lütfiye 1	960	427	37
<i>Parmelia sulcata</i>	Lütfiye 1	960	408	27
<i>Parmelia sulcata</i>	Kıran	996	664	46
<i>Parmelia sulcata</i>	Kıran	996	707	57
<i>Parmelia sulcata</i>	Kıran	996	658	41
<i>Xanthoria parietina</i> + <i>Parmelia sulcata</i>	Kıran	996	574	37
<i>Parmelia sulcata</i>	Kıran	996	686	52
<i>Xanthoria parietina</i>	Kıran	996	532	35
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	399	26
<i>Parmelia sulcata</i>	Soğukpınar	997	471	31
<i>Ramalina farinacea</i> + <i>Parmelia sulcata</i>	Soğukpınar	997	265	25
<i>Ramalina farinacea</i>	Soğukpınar	997	193	18
<i>Parmelia sulcata</i>	Saitabat	677	677	51
<i>Parmelia sulcata</i>	Saitabat	677	698	42
<i>Evernia prunastri</i>	Lütfiye 2	855	429	35
<i>Parmelia sulcata</i>	Lütfiye 2	855	677	43
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	528	35
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	406	34
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	247	27
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Dağdibi	1155	269	25
<i>Platismatia glauca</i>	Baraklı Göleti	1160	215	19
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Alaçam	924	294	22
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	226	13
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	272	35
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Sarıalan	1645	473	39
<i>Usnea filipendula</i>	Sarıalan	1645	244	50
<i>Bryoria fuscescens</i>	Sarıalan	1645	183	47
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kirazlıyayla	1497	405	21
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kadiyayla	1205	380	20
<i>Parmelia sulcata</i>	Derekızık	392	387	30
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	364	377	26

Sarıalan bölgesi çalışmada özel alan olarak belirlenmiş olup, Çizelge 5.1’ de bu bölgede çalışılan her bir tür için ortalama değerleri verilen spesifik beta aktivite sonuçları, Çizelge 5.3’ te görülmektedir. Çizelge 5.1 ve Çizelge 5.3’ teki sonuçların istatistiksel analizi SPSS 17.0 programıyla yapılmış, gerekli parametrik değerler Çizelge 5.2 ve Çizelge 5.4’ te verilmiştir.

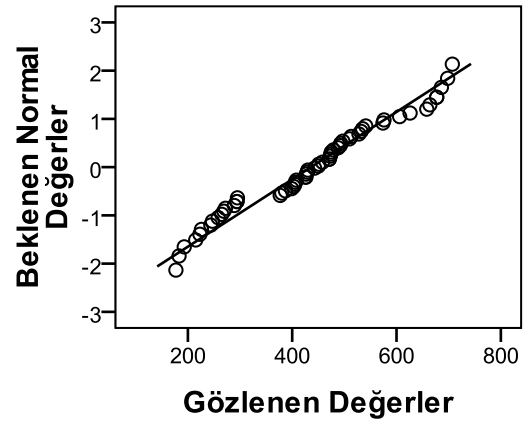
Çizelge 5.2. Spesifik beta aktivite sonuçları için istatistiksel veriler

İstatistiksel Veriler		Standart Hata
Aritmetik Ortalama	436,17	18,50
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	0,018	0,309
Çarpıklık Değeri	0,058	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	-0,689	0,608
Basıklık Değeri	-1,133	
Medyan	446,50	
Geometrik Ortalama	410,59	
Harmonik Ortalama	382,88	
Standart Sapma	143,268	
Varyans	20525,667	
Minimum	177	
Maksimum	707	
Kolmogorov-Smirnov Normallik Testi Anlamlılık Düzeyi (P)	0,164	

Şekil 5.1 (a)’ da Çizelge 5.1’ de verilen spesifik beta aktivite değerlerinin frekans dağılımı ve bu dağılımı betimleyen gauss eğrisi görülmektedir. Eğrinin çarpıklık değeri (0,058), Bölüm 4.5’ te belirtilen normal dağılım sınırları içerisindeydir. Bu değer pozitif olduğundan, eğri sağa kayıktır. Eğri için elde edilen -1,133 basıklık değeri, dağılımın basıklığının normal olduğunu gösterir. Çizelge 5.1’ deki spesifik beta aktivite değerleri için normallik grafiği Şekil 5.1 (b)’ de verilmiştir. Bu grafikte verilerin bir doğru etrafında toplanmış olması, verilerin normale yakın dağıldığının bir diğer göstergesidir. Veri sayısının yeterliliği nedeniyle (>29) sonuçlara, Kolmogorov – Smirnov normallik testi de uygulanmıştır. Bu test ile elde edilen anlamlılık düzeyinin (0,164) 0,05’ ten büyük olması, yukarıdaki bahsedilen diğer sonuçlar gibi dağılımın normal dağılıma uyduğunu göstermektedir.



(a)



(b)

Şekil 5.1. (a) Spesifik beta aktivitesine ait verilerin histogramla gösterimi (b) Spesifik beta aktivite değerleri için normal dağılım grafiği

Çizelge 5.3. Sarıalan' dan toplanan bazı liken türlerindeki spesifik beta aktivite değerleri

Liken Türleri	Beta Aktivitesi (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	657	30
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	615	30
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	487	24
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	511	32
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	243	24
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	382	22
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	405	20
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	589	25
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	422	30
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	421	27
<i>Usnea filipendula</i>	347	20
<i>Usnea filipendula</i>	522	20
<i>Usnea filipendula</i>	298	11
<i>Usnea filipendula</i>	192	8
<i>Usnea filipendula</i>	164	9
<i>Usnea filipendula</i>	149	6
<i>Usnea filipendula</i>	75	5
<i>Usnea filipendula</i>	201	7
<i>Bryoria fuscescens</i>	230	14

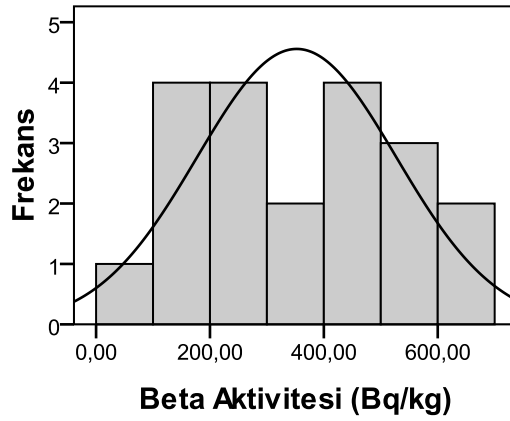
Çizelge 5.3. Sarıalan' dan toplanan bazı liken türlerindeki spesifik beta aktivite değerleri (devam)

<i>Bryoria fuscescens</i>	136	8
Ort. (<i>P. furfuracea</i>)	473	39
Ort. (<i>U. filipendula</i>)	244	50
Ort. (<i>B. fuscescens</i>)	183	47

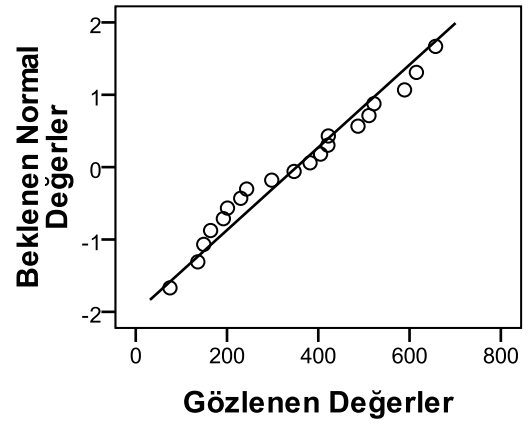
Çizelge 5.4. Sarıalan verileri için istatistiksel sonuçlar

İstatistiksel Veriler		Standart Hata
Aritmetik Ortalama	352,30	39,14
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	0,157	0,512
Çarpıklık Değeri	0,307	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	-1,154	0,992
Basıklık Değeri	-1,163	
Medyan	364,50	
Geometrik Ortalama	304,59	
Harmonik Ortalama	253,22	
Standart Sapma	175,05	
Varyans	30641,17	
Minimum	75	
Maksimum	657	
Shapiro-Wilk Normallik Testi		
Anlamlılık Düzeyi (P)	0,460	

Şekil 5.2 (a)' da Sarıalan likenlerinde belirlenen spesifik beta aktivitelerinin frekans dağılımı ve bu dağılımı betimleyen gauss eğrisi görülmektedir. Eğrinin çarpıklık değeri normal dağılım sınırları içerisinde olup eğri sağa kayıktır. Eğri için elde edilen -1,163 basıklık değeri, dağılımın basıklığının normal olduğunu gösterir. Şekil 5.2 (b)' de spesifik beta aktivite değerleri için çizilen normallik grafiğinde verilerin bir doğru boyunca sıralanması da dağılımın, normal dağılıma uyduğunu göstermektedir. Normal dağılımın sınanması veri sayısının uygunluğu nedeniyle (<29) Shapiro-Wilk normallik testi ile de yapılmıştır. Bu test sonucu bulunan anlamlılık düzeyinin (P=0,460) 0,05' ten büyük olması veri dağılımının normalliğinin bir diğer göstergesidir. Böylece Sarıalan bölgesi için elde edilen verilerin dağılımının, normal dağılıma uyduğu sonucuna varılmıştır.



(a)



(b)

Şekil 5.2. (a) Sarıalan' dan elde edilen spesifik beta aktivite değerlerinin histogramla gösterimi (b) Sarıalan' dan elde edilen spesifik beta aktivite değerlerinin normal dağılım grafiği

Sarıalan likenlerinde spesifik beta aktivite değerleri *Pseudevernia furfuracea* türü için 243 – 657 Bq/kg, *Usnea filipendula* için 75 – 522 Bq/kg, *Bryoria fuscescens* için 136 – 230 Bq/kg aralığındadır. Türler kendi aralarında incelendiğinde elde edilen sonuçlar arasında dalgalanma olduğu görülmektedir. Her bir likenin yaşının, sağlığının ve ağaç gövdesindeki konumunun birbirinden farklı olması, aynı türlerin farklı oranlarda radyonüklid biriktirmesine yol açabilir (Delfanti ve ark. 1999, Heinrich 1999). Ayrıca sonuçlar, *Pseudevernia furfuracea*' daki ortalama spesifik beta aktivitesinin, *Usnea filipendula* ve *Bryoria fuscescens*' a göre daha yüksek olduğu göstermektedir. Dalsı ve epifitik olan bu üç tür substratlarına benzer bir yüzey alanı ile (tek bir noktadan) tutunurlar. *Pseudevernia furfuracea*' daki spesifik beta aktivitesinin diğer iki türe göre fazla olmasının nedeni muhtemelen bu türün yüzey alanı/kütle oranının daha yüksek olmasıdır.

Belirlenen radyonüklidlerin spesifik aktivite dağılımlarının normal dağılıma uygunluğu veri sayısının yeterliliği nedeniyle Shapiro-Wilk normallik testi ile sınanmıştır. 16 adet likenin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ¹³⁷Cs spesifik aktivite sonuçları Çizelge 5.5' te yer almaktadır.

Çizelge 5.5. Liken örneklerindeki ¹³⁷Cs spesifik aktivite değerleri

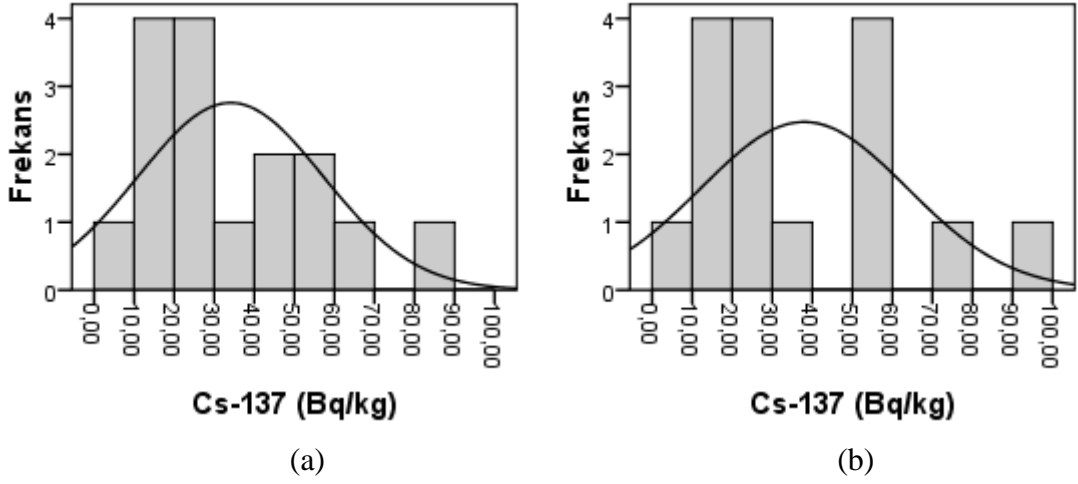
Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	¹³⁷ Cs (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	¹³⁷ Cs (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	11,19 ± 0,49	12,49 ± 0,55
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	86,26 ± 2,75	95,26 ± 3,03
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	23,53 ± 1,24	25,84 ± 1,36
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	54,32 ± 1,99	59,70 ± 2,18
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	24,59 ± 0,96	27,34 ± 1,07
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	1160	15,43 ± 0,86	17,12 ± 0,95
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	1160	33,00 ± 1,29	36,67 ± 1,43
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	47,41 ± 1,71	52,59 ± 1,90
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	67,65 ± 2,74	76,09 ± 3,08
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	26,04 ± 1,32	28,94 ± 1,47
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	17,19 ± 0,93	18,93 ± 1,03
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	48,39 ± 1,56	55,00 ± 1,77
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	369	22,68 ± 1,09	25,24 ± 1,22
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	10,74 ± 1,01	11,99 ± 1,13
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	1203	53,16 ± 2,14	59,84 ± 2,41
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	3,66 ± 0,51	4,05 ± 0,56

Çizelge 5.6’ da liken örneklerinden elde edilen ¹³⁷Cs spesifik aktivite değerleri için SPSS 17.0 programıyla hesaplanmış bazı istatistiksel sonuçlar verilmiştir.

Çizelge 5.6. ¹³⁷Cs spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler

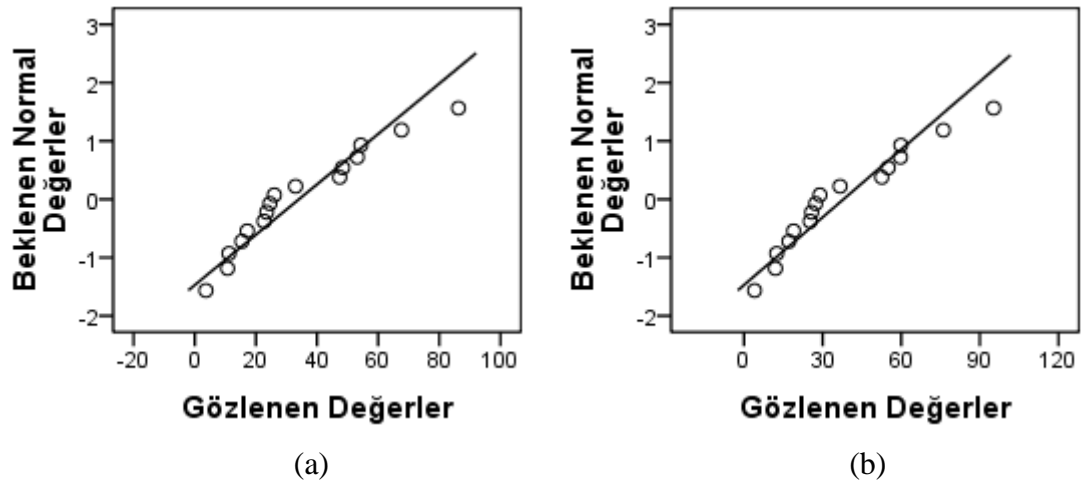
İstatistiksel Veriler	Yaş ağırlık – Kuru ağırlık	Standart Hata (Yaş ağırlık – Kuru ağırlık)
Aritmetik Ortalama	34,08 – 37,94	5,78 – 6,44
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	0,814 – 0,792	0,564 – 0,564
Çarpıklık Değeri	1,443 – 1,404	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	0,021 – -0,082	1,091 – 1,091
Basıklık Değeri	0,019 – -0,075	
Medyan	25,32 – 28,14	
Geometrik Ortalama	26,25 – 29,20	
Harmonik Ortalama	18,18 – 20,19	
Standart Sapma	23,14 – 25,78	
Varyans	535,35 – 664,46	
Minimum	3,66 – 4,05	
Maksimum	86,26 – 95,26	
Shapiro-Wilk Normallik Testi Anlamlılık Düzeyi (P)	0,217 – 0,207	

Şekil 5.3 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.3 (b)' de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ^{137}Cs spesifik aktivitelerinin frekans dağılımları ve bu dağılımları betimleyen gauss eğrileri görülmektedir. Eğrilerin çarpıklık değerleri normal dağılım sınırları içerisinde olup her iki eğri de sağa kayıktır. Şekil 5.3 (a)' daki eğrinin dikliği (0,019) ve Şekil 5.3 (b)' deki eğrinin basıklığı (-0,075) normaldir.



Şekil 5.3. (a) Yaş ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği

Şekil 5.4 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.4 (b)' de kuru ağırlık başına hesaplanan ^{137}Cs spesifik aktivitelerinin normallik grafikleri görülmektedir. Verilerin bir doğru etrafında toplanişı, Shapiro-Wilk normallik testi sonucu yaş ve kuru ağırlıklar için belirlenen $P=0,217$, $P=0,207$ anlamlılık düzeylerinin de 0,05' ten büyük olması verilerin dağılımlarının normal dağılıma uyduğunu göstermektedir.



Şekil 5.4. (a) Yaş ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{137}Cs spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği

16 adet liken örneğinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ^{40}K spesifik aktivite değerleri Çizelge 5.7’ de verilmiştir.

Çizelge 5.7. Liken örneklerindeki ^{40}K spesifik aktivite değerleri

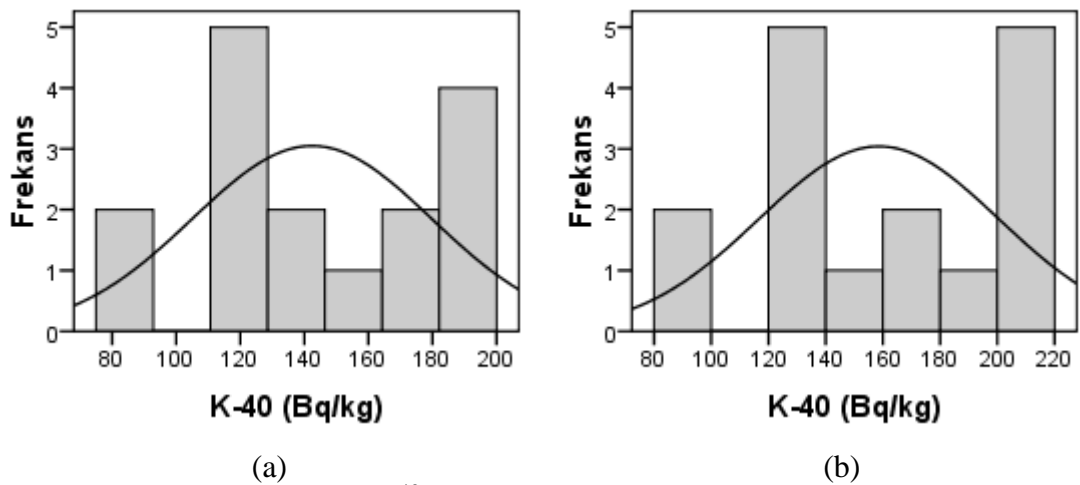
Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	^{40}K (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	^{40}K (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	185 ± 10	206 ± 11
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	90 ± 8	99 ± 8
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	129 ± 12	142 ± 13
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	113 ± 9	125 ± 10
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	77 ± 7	86 ± 8
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	1160	124 ± 7	138 ± 8
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	1160	181 ± 10	201 ± 11
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	185 ± 13	206 ± 14
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	113 ± 12	127 ± 13
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	155 ± 13	172 ± 14
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	116 ± 11	128 ± 12
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	186 ± 9	211 ± 11
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	369	116 ± 9	129 ± 11
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	173 ± 10	193 ± 12
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	1203	146 ± 11	165 ± 12
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	189 ± 11	209 ± 12

Çizelge 5.8’ de liken örneklerindeki ^{40}K spesifik aktivite değerleri için SPSS 17.0 programıyla belirlenen bazı istatistiksel sonuçlar verilmiştir.

Çizelge 5.8. ^{40}K spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler

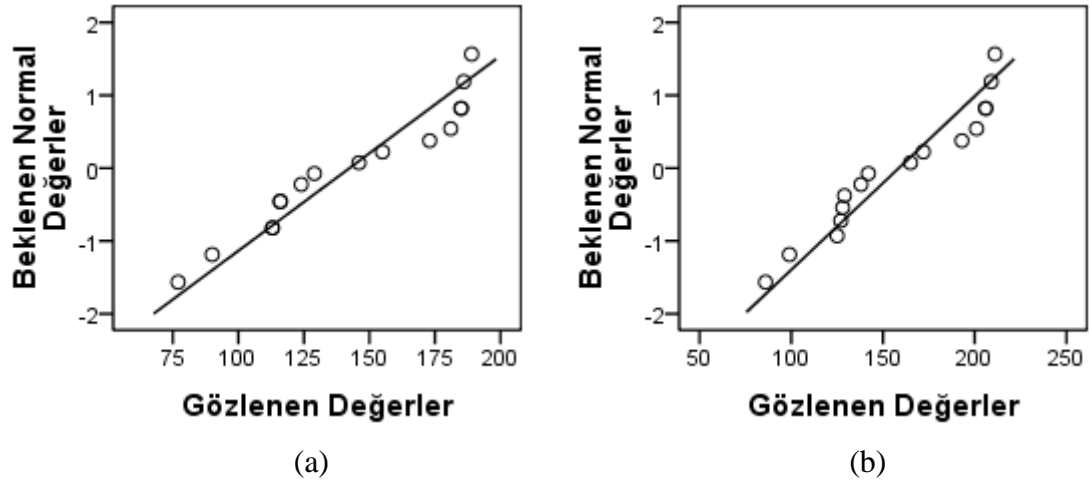
İstatistiksel Veriler	Yaş ağırlık – Kuru ağırlık	Standart Hata (Yaş ağırlık – Kuru ağırlık)
Aritmetik Ortalama	142,37 – 158,56	9,35 – 10,50
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	-0,133 – -0,128	0,564 – 0,564
Çarpıklık Değeri	-0,236 – -0,227	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	-1,338 – -1,359	1,091 – 1,091
Basıklık Değeri	-1,226 – -1,246	
Medyan	137,50 – 153,50	
Geometrik Ortalama	137,45 – 152,99	
Harmonik Ortalama	132,30 – 147,17	
Standart Sapma	37,38 – 41,99	
Varyans	1397,58 – 1762,93	
Minimum	77 – 86	
Maksimum	189 – 211	
Shapiro-Wilk Normallik Testi		
Anlamlılık Düzeyi (P)	0,092 – 0,093	

Şekil 5.5 (a)’ da yaş ağırlık başına, Şekil 5.5 (b)’ de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ^{40}K spesifik aktivitelerinin frekans dağılımları ve bu dağılımları betimleyen gauss eğrileri görülmektedir. Eğrilerin çarpıklık değerleri normal dağılım sınırları içerisinde olup her iki eğri de sola kayıktır. Eğriler için elde edilen -1,226, -1,246 basıklık değerleri, dağılımların basıklıklarının normal olduğunu gösterir.



Şekil 5.5. (a) Yaş ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği

Şekil 5.6 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.6 (b)' de kuru ağırlık başına hesaplanan ^{40}K spesifik aktivitelerinin normallik grafikleri görülmektedir. Verilerin bir doğru etrafında toplanışı, Shapiro-Wilk normallik testi sonucu yaş ve kuru ağırlıklar için elde edilen $P=0,092$, $P=0,093$ anlamlılık düzeylerinin de $0,05$ ' ten büyük olması verilerin dağılımlarının normal dağılıma uyduğunu göstermektedir.



Şekil 5.6. (a) Yaş ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{40}K spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği

Türkiye' de likenlerle yapılan bazı çalışmalar ve elde edilen değerler Çizelge 5.9' da verilmiştir.

Çizelge 5.9. Türkiye’ den toplanan liken örneklerindeki ^{137}Cs ve ^{40}K spesifik aktiviteleri ⁽¹⁾ Kuru ağırlık başına spesifik aktivite değerleri

Literatür	Alan (Örnekleme Yılı)	$^{137}\text{Cs}^{(1)}$ (Bq/kg)	$^{40}\text{K}^{(1)}$ (Bq/kg)
Akçay ve Ardisson (1988)	İzmir (1987)	1 028 – 1 112	
	Trabzon (1987)	1 150 – 1 170	
Akçay (1995)	İzmir (1986 ve 1987)	1 028 – 3 100	
	Trabzon (1986 – 1990)	29 – 3 065	
Coşkun ve ark. (2000)	İstanbul (1996)	8,0	91,6
Eğilli (Ölmez) ve ark.(2003)	Trakya Bölgesi (1998 – 2000)	< 3 – 114	< 170 – 710
Topçuoğlu ve ark. (2003a)	Batı Anadolu (1999)	44,1	BDL
Topçuoğlu ve ark. (2003b)	Doğu Anadolu (1996)	164 – 682	BDL – 291
Çelik ve ark. (2009)	Doğu Karadeniz (2006)	29 – 879	
Kahraman ve ark. (2009)	Gökçeada (2005)	10,3 – 241,8	195,7 – 366,4
Belivermiş ve Çotuk (2010)	Marmara Bölgesi (2001, 2003 ve 2008)	BDL – 4,32	16,6 – 240,0
Bu çalışma	Uludağ (2008, 2009 ve 2010)	4,05 – 95,26	86 – 211

Chernobyl nükleer reaktör kazasından önce Türkiye’ de likenlerde ^{137}Cs spesifik aktivitesinin belirlenmesi üzerine çalışmalar kısıtlıdır. Çalışma alanındaki likenlerde 1986 yılı öncesi ^{137}Cs spesifik aktivitesi bilinmediği için global serpintiden kaynaklanan ^{137}Cs seviyesi ile Chernobyl nükleer reaktör kazasından kaynaklanan ^{137}Cs içeriğinin kıyaslanması mümkün olmamıştır. Strandberg (1994) likenlerdeki ^{137}Cs içeriğinin yaklaşık olarak % 90’ ının Chernobyl kaynaklığını olduğunu rapor etmiştir. Benzer bir yüzde karayosunları için Delfanti ve ark.’ nın (1999) verileri kullanılarak elde edilebilir. Hem yukarıdaki sonuçlar hem de çalışma alanına en yakın yerden Sawidis ve ark. (2010) tarafından elde edilen bulgular, ^{137}Cs kaynağının büyük bölümünün Chernobyl orijinli olduğunu göstermektedir.

Milli Park 1’ den elde edilen sonuçlar, *Parmelia sulcata*’ daki ^{137}Cs spesifik aktivitesinin *Pseudevernia furfuracea*’ dakinden yaklaşık olarak dört kat daha fazla olduğunu göstermektedir. *Parmelia sulcata*’ daki ^{137}Cs spesifik aktivitesinin *Lobaria pulmonaria*’ dakine göre yüksek olduğu Alaçam sonuçlarından görülmektedir. Baraklı Göleti çevresinden toplanan *Lobaria pulmonaria*’ daki ^{137}Cs spesifik aktivitesi ise

Pseudevernia furfuracea’ dakinden iki kat daha fazladır. Milli Park 2 sonuçları ise *Usnea filipendula*’ nın ^{137}Cs içeriğinin *Pseudevernia furfuracea*’ dan düşük olduğunu göstermektedir (bkz. Çizelge 5.5).

Bu çalışmada, likenlerde ^{137}Cs spesifik aktivitesinin türler açısından değerlendirilmesi üç aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk durumda türlerin ^{137}Cs ’ yi biriktirme kapasitelerinin farklı, türlerdeki ^{137}Cs ekolojik yarı ömürlerinin aynı olduğu kabul edilmiştir. İkinci durumda türlerin ^{137}Cs ’ yi biriktirme kapasitelerinin aynı, ^{137}Cs ’ nin türlerdeki ekolojik yarı ömürlerinin farklı olduğu düşünülmüştür. Son durumda ise hem biriktirme kapasitelerinin hem de ekolojik yarı ömürlerin farklı olduğu düşünülerek sonuçlar yorumlanmıştır. Sonuçların bu temel nedenler altında incelenmesinin nedeni türlerdeki ^{137}Cs içeriğinin büyük olasılıkla likenin morfolojik özelliklerine ve ekolojik koşullara bağlı olarak değiştiğinin düşünülmesidir. Ancak, yaklaşık olarak 500 m^2 ’ lik bir alandan türler toplanması rağmen, radyoaktif bulut içerisinde radyonüklidlerin rastgele dağılması ve bunun sonucunda homojen olmayacak bir şekilde radyoaktif partiküllerin liken yüzeyine çökmesi de, likenlerdeki ^{137}Cs içeriğinin farklı olmasına yol açabilir.

^{137}Cs ’ nin her bir türdeki ekolojik yarı ömrü birbirine eşit ise, türlerin ^{137}Cs ’ yi biriktirme kapasiteleri (*Platismatia glauca* ve *Xanthoria parietina* hariç), *Parmelia sulcata* > *Lobaria pulmonaria* > *Pseudevernia furfuracea* > *Usnea filipendula* şeklinde sıralanır. Bu sıralama yapraksı türlerin dalsı türlerden daha fazla ^{137}Cs biriktirdiğini göstermektedir. Ancak bütün yapraksı türlerin dalsı türlerden daha fazla ^{137}Cs biriktirdiğini söylemek güçtür (Svoboda ve Taylor 1979, Papastefanou ve ark. 1989, Kahraman ve ark. 2009).

Oldukça zayıf bir ihtimal olmasına rağmen türlerin ^{137}Cs ’ yi biriktirme kapasiteleri aynı ise, ^{137}Cs ’ nin ekolojik yarı ömrünün en uzun olduğu tür *Parmelia sulcata* en kısa olduğu tür ise *Usnea filipendula*’ dır.

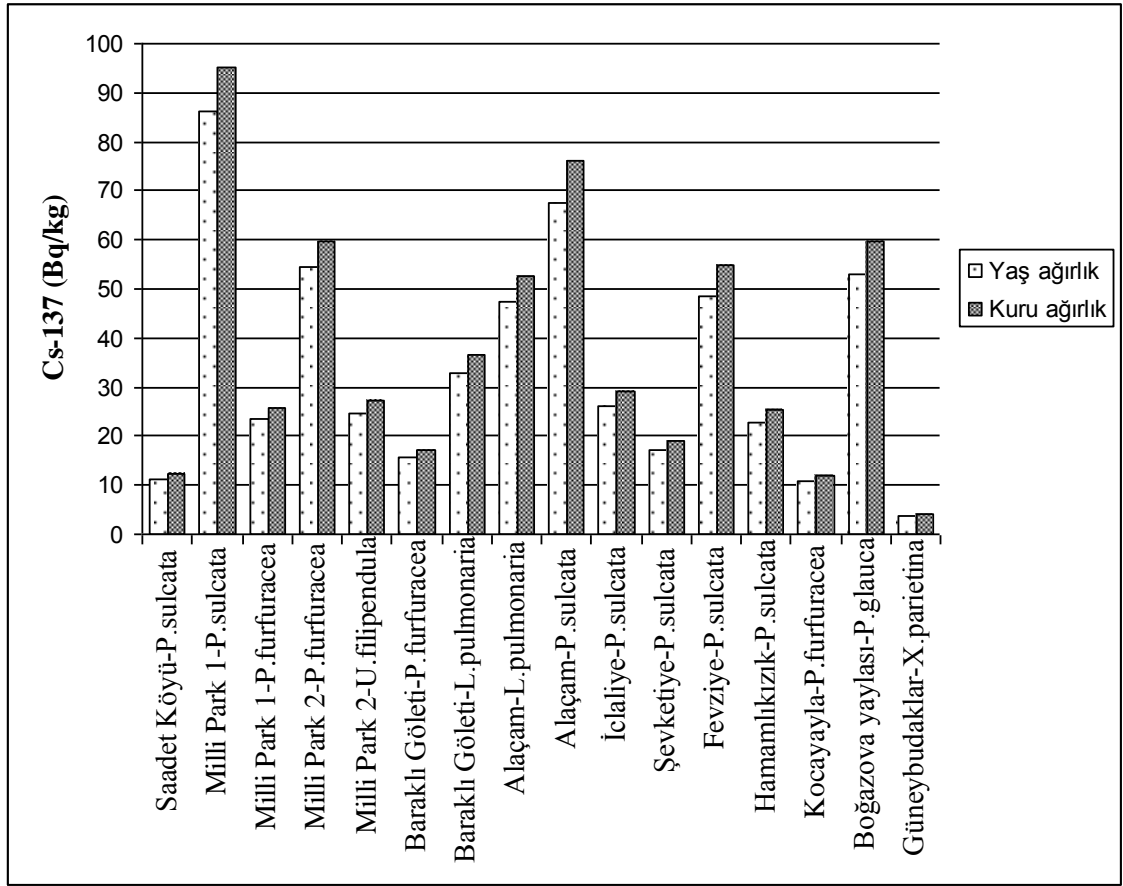
Bölüm 2.16’ da anlatıldığı gibi ^{137}Cs ’ nin türlerdeki ekolojik yarı ömürleri oldukça farklı değerler almaktadır. Sawidis ve ark. (2010) tarafından 1986 – 2006 yılları arasında alınan ölçümler *Parmelia sulcata*’ nın *Pseudevernia furfuracea*’ ya göre

bünyesinde daha fazla ^{137}Cs depoladığını göstermektedir. Celik ve ark. (2009) tarafından elde edilen ekolojik yarı ömürler *Lobaria pulmonaria* > *Usnea filipendula* > *Parmelia sulcata* şeklinde sıralanmaktadır. Eğer yukarıdaki sıralama bizim çalışma alanımız içinde geçerli olursa, *Parmelia sulcata*'nın ^{137}Cs 'yi hem *Lobaria pulmonaria*'ya hem de *Usnea filipendula*'ya göre daha iyi topladığı düşünülebilir. Riga-Karandinos ve Karandinos (1998) tarafından yapılan çalışmada üç farklı epifitik liken türünde (*Anaptychia ciliaris*, *Lobaria pulmonaria* ve *Ramalina farinacea*) ^{137}Cs 'nin ekolojik yarı ömürleri belirlemişlerdir. Elde edilen sonuçlar ^{137}Cs spesifik aktivitesinin yüksek olduğu liken türünde ^{137}Cs 'nin efektif yarı ömrünün de daha fazla olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla ^{137}Cs 'yi fazla depolayan tür, onu uzun süre bünyesinde saklayabilir. Bu durumda ise türlerin ^{137}Cs 'yi biriktirme kapasiteleri ilk durumda incelendiği şekilde olacaktır. Likenlerde element alımı likenin yüzey alanı/ kütle oranı ile ilişkilidir. *Parmelia sulcata*'nın *Pseudevernia furfuracea*'ya göre dört kat daha fazla veya *Pseudevernia furfuracea*'nın *Usnea filipendula*'ya göre iki kat daha fazla ^{137}Cs içermesinin nedeni yüzey alanı/ kütle oranı olabilir. Benzer bulgular, Alaçam ve Baraklı Göleti sonuçları incelendiğinde de elde edilebilir. Likenlerde element alımında yüzey alanının yanı sıra yüzey yapısı da önemli bir parametredir. Çünkü *Usnea filipendula* gibi yüzey yapısı sert olan türler element alımına direç gösterebilir (Sawidis ve ark. 2010). Element alımını etkileyen bir diğer parametre likenin ağaç üzerindeki konumudur. Bölüm 2.15' te belirtildiği gibi ağaç gövdesi üzerinde dik konumda bulunan likenlerin, ağaç dallarında yatay konumda bulunan likenlere göre yaklaşık olarak iki kat daha fazla ^{137}Cs içerdiği gözlenmiştir. Çalışma alanında *Pseudevernia furfuracea* hem ağaç dallarından hem de ağaç gövdesinden, *Parmelia sulcata* ise sadece ağaç gövdesinden toplanmıştır. Bu veriler de *Parmelia sulcata*'nın ^{137}Cs 'yi *Pseudevernia furfuracea*'ya göre daha fazla biriktirdiğini gösterebilir. Likenin substratına geniş bir yüzeyle tutunması, bünyesinde daha fazla ^{137}Cs depolamada etkilidir. Çalışılan türler arasında *Parmelia sulcata*, substratına en geniş yüzeyle tutunan türdür.

En düşük ^{137}Cs spesifik aktivitesi apotesyum yoğunluğu oldukça fazla olan *Xanthoria parietina* türünde gözlenmiştir. Bunun en önemli sebebi radyonüklidlerin homojen olmayan bir şekilde çevreye yayılmasıdır.

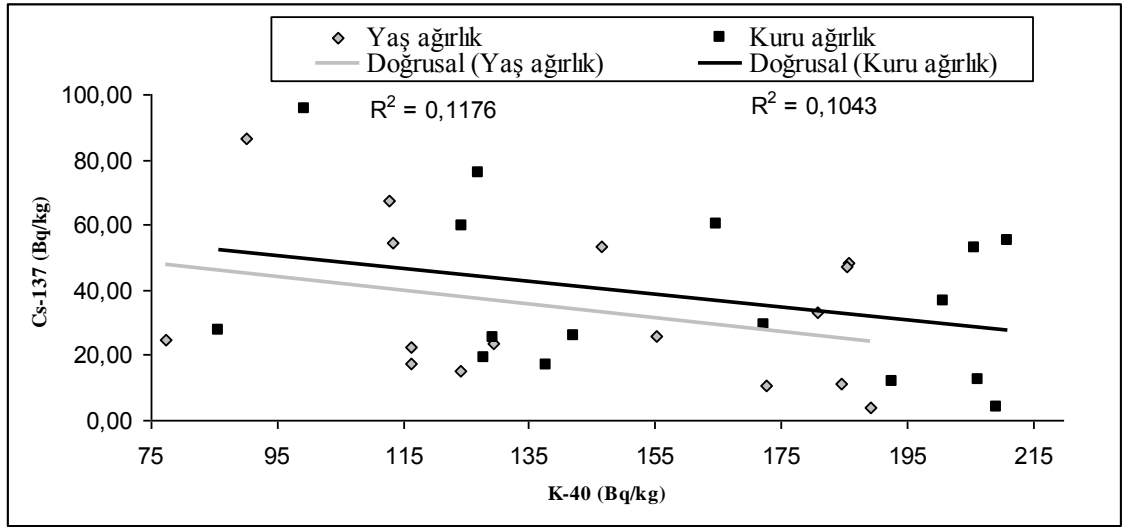
Milli Park 1 ve Milli Park 2' den toplanan *Pseudevernia furfuracea* türündeki ^{137}Cs spesifik aktivite sonuçları ekolojik yarı ömürden bağımsız olarak incelendiğinde, yükseklikle birlikte ^{137}Cs ' nin spesifik aktivite değerinin arttığı sonucuna ulaşılabilir (Şekil 5.7). Benzer bir bulgu *Pseudevernia furfuracea* türü için Heinrich ve ark. (1999) tarafından da elde edilmiştir.

Belivermiş ve Çotuk (2010), Bursa' nın Erikli bölgesinden 2001 yılında topladıkları *Cladonia rangiformis* liken türünde ^{137}Cs spesifik aktivitesini $0,61 \pm 0,27$ Bq/kg olarak belirlemişlerdir. Gökçeada' dan 2005 yılında toplanan *Cladonia foliacea* liken türünde ise ölçülen değer $10,3 \pm 1,2$ Bq/kg' dır (Kahraman ve ark. 2009). *Cladonia rangiformis* terrikol ve dalsı bir liken iken *Cladonia foliacea* terrikol ve yapraksı bir türdür. İki değer birbirinden farklı olmasının nedenleri, Gökçeada' nın Erikli' den daha fazla kontamine olması, yapraksı türün dalsı türe göre bünyesinde daha fazla ^{137}Cs biriktirmesi, ekolojik koşullar, bitkinin yapısı, organizmanın sağlığı, farklı ekolojik yarı ömürler şeklinde sıralanabilir. Yükseklik ve bölge açısından çalışmada Erikli' ye en yakın örnek alanı Hamamlıkızık köyüdür. Bu örnekte ölçülen $22,8 \pm 1,1$ Bq/kg sonucu, *Parmelia sulcata* türünün *Cladonia rangiformis*' e göre bünyesinde daha çok ^{137}Cs biriktirdiğini gösterebilir.



Şekil 5.7. ^{137}Cs sütun grafiği

^{40}K spesifik aktiviteleri ile ^{137}Cs spesifik aktiviteleri arasında Pearson korelasyon katsayısı, yaş ağırlık için $R=-0,343$, $P=0,193$, kuru ağırlık için $R=-0,323$, $P=0,222$ olarak elde edilmiştir. Bu sonuçlar iki radyonüklid arasındaki ilişkinin zayıf olduğunu göstermektedir (Şekil 5.8). Çizelge 5.10' da literatürde, literatür değerleri kullanılarak ve bu çalışmada elde edilmiş Pearson korelasyon katsayıları verilmiştir. Çalışmada literatürdeki bazı sonuçlara benzer olarak negatif korelasyon bulunmuştur.



Şekil 5.8. ^{40}K ile ^{137}Cs arasındaki ilişki

Çizelge 5.10. ^{40}K ile ^{137}Cs arasındaki Pearson Korelasyon katsayıları
(¹) Kuru ağırlık için elde edilen değerler

Literatür	Korelasyon katsayısı ⁽¹⁾
Papastefanou ve ark. (1989)	R=0,343, P=0,194
Mietelski ve ark. (2000)	R=-0,659, P=0,154
Chibowski ve Reszka (2001)	R=-0,243, P=0,529
Cevik ve Celik (2009)	R=-0,627, P=0,030
Bu çalışma	R=-0,323, P=0,222

Çizelge 5.11' de dünyada epifitik likenlerle yapılan bazı çalışmalar ve elde edilen ^{137}Cs ve ^{40}K değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.11. Dünyanın bazı bölgelerinden toplanan liken örneklerindeki ^{137}Cs ve ^{40}K spesifik aktiviteleri
⁽¹⁾ Kuru ağırlık başına spesifik aktivite değerleri

Literatür	Çalışma Alanı (Örnekleme Yılı)	$^{137}\text{Cs}^{(1)}$ (Bq/kg)	$^{40}\text{K}^{(1)}$ (Bq/kg)
Papastefanou ve ark. (1989)	Kuzey Yunanistan (1987)	1 069 – 14 560	49 – 118
Loppi ve ark. (1997)	İtalya – Travale-Radicondoli Jeotermal Alanı (1993 ve 1994)	100 – 150	500 – 850
Heinrich ve ark. (1999)	Avusturya – Styria (1986)	8 610 – 61 197	98 – 244
Mietelski ve ark. (2000)	Güney Shetlands ve Antartik Peninsula (1988, 1996 ve 1998)	< 6 – 17,9	50 – 220
Chibowski ve Reszka (2001)	Polonya – Lublin (1998 ve 1999)	BDL – 107,6	BDL – 152,5
Kirchner ve Daillant (2002)	Fransa – Montceau-les-Madenleri ve Gueugnon (1994, 1999 ve 2000)	BDL – 154,8	
Dowdall ve ark. (2005)	Yüksek Kutup Bölgesi (2001 ve 2002)	75 – 140	57 – 60
Sawidis ve ark. (2010)	Doğu Makedonya ve Kuzey Yunanistan – Mt. Vermion Dağı ve Klimataki Platosu (2006)	49 – 325	

Çizelge 5.12’ de liken örneklerinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ²²⁶Ra spesifik aktivite değerleri görülmektedir.

Çizelge 5.12. Liken örneklerindeki ²²⁶Ra spesifik aktivite değerleri

Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	²²⁶ Ra (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	²²⁶ Ra (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	2,5 ± 1,7	2,8 ± 1,9
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	MDA	MDA
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	MDA	MDA
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	8,1 ± 1,3	8,9 ± 1,4
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	4,6 ± 1,0	5,1 ± 1,1
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	1160	MDA	MDA
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	1160	MDA	MDA
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	MDA	MDA
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	12,8 ± 1,7	14,4 ± 1,9
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	MDA	MDA
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	8,6 ± 1,5	9,5 ± 1,7
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	MDA	MDA
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	369	7,8 ± 1,3	8,7 ± 1,4
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	MDA	MDA
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	1203	17,1 ± 1,6	19,2 ± 1,8
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	MDA	MDA

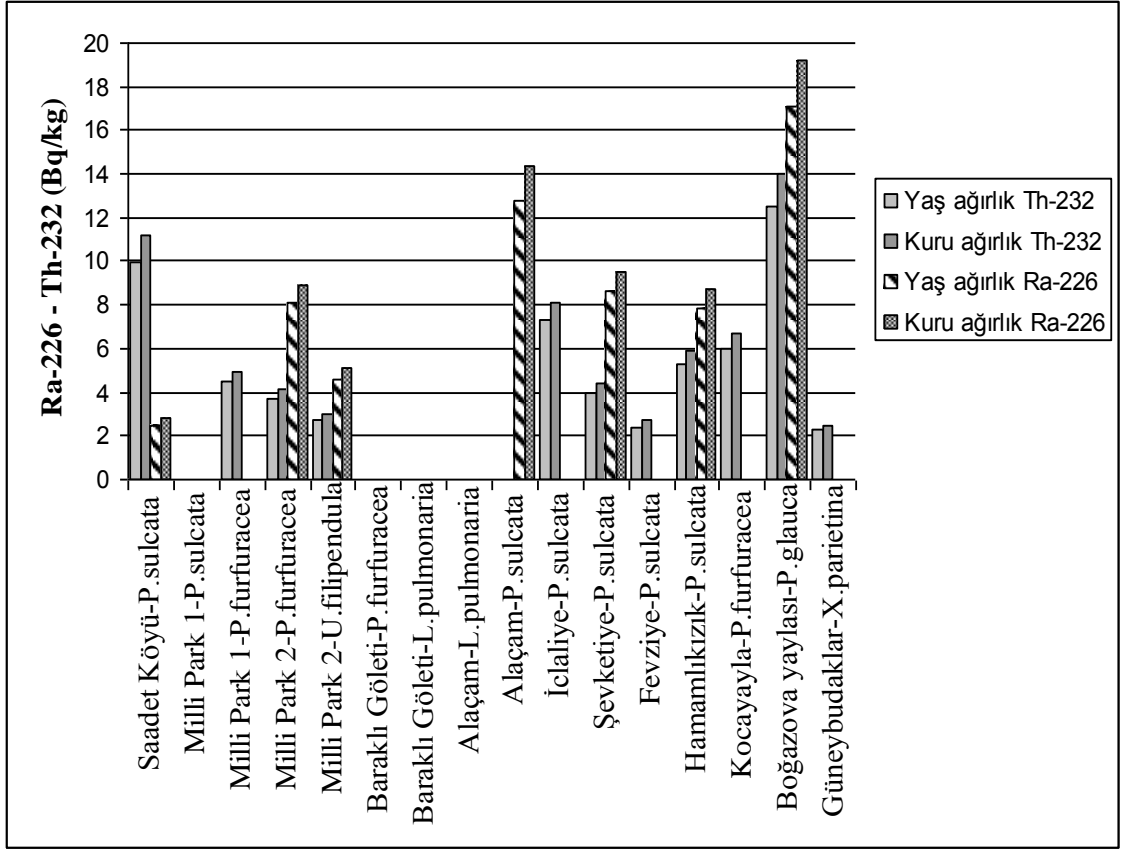
Liken örneklerinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ²³²Th spesifik aktivite değerleri Çizelge 5.13’ te verilmiştir.

Çizelge 5.13. Liken örneklerindeki ^{232}Th spesifik aktivite değerleri

Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	^{232}Th (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	^{232}Th (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	10,0 ± 2,3	11,2 ± 2,5
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	MDA	MDA
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	4,5 ± 1,8	4,9 ± 2,0
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	3,7 ± 1,4	4,1 ± 1,5
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	2,7 ± 1,1	3,0 ± 1,2
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	1160	MDA	MDA
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	1160	MDA	MDA
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	MDA	MDA
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	MDA	MDA
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	7,3 ± 2,6	8,1 ± 2,9
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	4,0 ± 1,5	4,4 ± 1,7
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	2,4 ± 1,7	2,7 ± 1,9
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	369	5,3 ± 1,5	5,9 ± 1,6
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	6,0 ± 2,2	6,7 ± 2,4
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	1203	12,5 ± 1,8	14,0 ± 2,0
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	2,3 ± 1,7	2,5 ± 1,8

^{226}Ra ve ^{232}Th için MDA' nın altında çıkan sonuçlar olduğundan istatistiksel analiz bu radyonüklidler için yapılmamıştır.

Likenlerde ^{226}Ra ve ^{232}Th , toprak partiküllerinin rüzgârla bitki yüzeyine taşınması ile birikir. Liken bünyesine bu radyonüklidlerin gelmesinin diğer bir yolu ise fosil yakıt tüketimidir. Böylece fosil yakıt tüketimiyle atmosfere dağılan radyonüklidler liken yüzeyine kuru ve yaş depozisyonla çökerler (Kirchner ve Dailliant 2002, Belivermiş ve Çotuk 2010). 9 adet liken örneğinde ^{226}Ra , 5 adet liken örneğinde ise ^{232}Th spesifik aktivitesi MDA' nın altında çıkmıştır. En yüksek ^{226}Ra ve ^{232}Th spesifik aktivite değeri Boğazova yaylasından toplanan *Plasmatia glauca* türünde gözlenmiştir (Şekil 5.9).



Şekil 5.9. ^{226}Ra ve ^{232}Th sütun grafiği

Çizelge 5.14' te liken örneklerinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.14. Liken örneklerindeki ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri

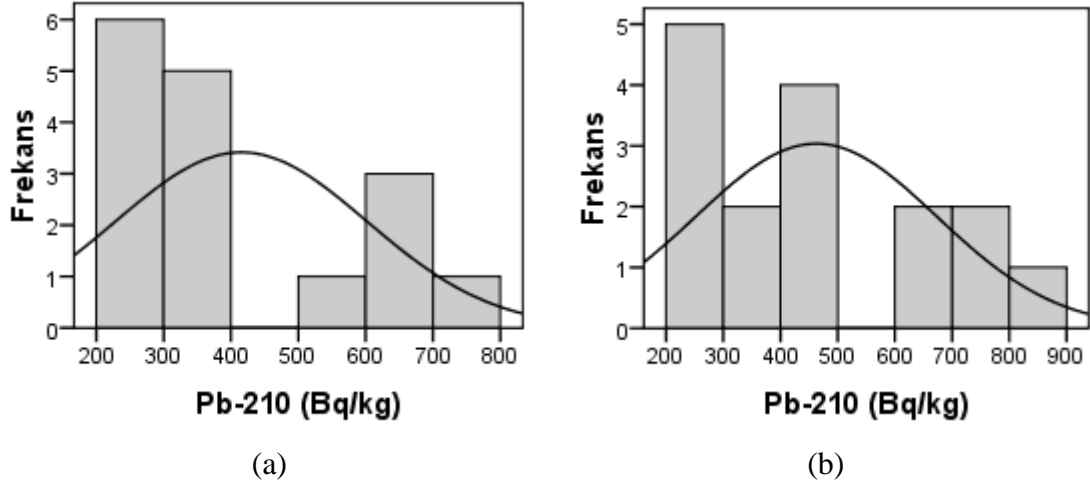
Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	^{210}Pb (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	^{210}Pb (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	662 ± 55	739 ± 62
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	554 ± 46	612 ± 51
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	254 ± 25	279 ± 28
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	289 ± 26	318 ± 28
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	206 ± 18	229 ± 20
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Baraklı Göleti	1160	238 ± 21	264 ± 23
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Baraklı Göleti	1160	240 ± 24	267 ± 27
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Alaçam	924	383 ± 34	424 ± 37
<i>Parmelia sulcata</i>	Alaçam	924	617 ± 54	694 ± 61
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	785 ± 65	872 ± 72
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	399 ± 36	440 ± 40
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	695 ± 58	790 ± 66
<i>Parmelia sulcata</i>	Hamamlıkızık	369	307 ± 28	341 ± 32
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	385 ± 33	430 ± 37
<i>Platismatia glauca</i>	Boğazova yaylası	1203	262 ± 26	295 ± 29
<i>Xanthoria parietina</i>	Güneybudaklar	866	367 ± 35	406 ± 38

^{210}Pb spesifik aktivite sonuçları için SPSS 17.0 programıyla elde edilmiş bazı istatistiksel veriler Çizelge 5.15’ te görülmektedir.

Çizelge 5.15. ^{210}Pb spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler

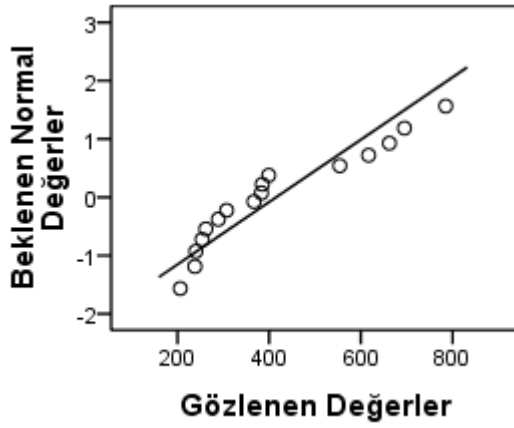
İstatistiksel veriler	Yaş ağırlık – Kuru ağırlık	Standart Hata (Yaş ağırlık – Kuru ağırlık)
Aritmetik Ortalama	415,19 – 462,50	46,70 – 52,56
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	0,784 – 0,793	0,564 – 0,564
Çarpıklık Değeri	1,390 – 1,406	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	-0,760 – -0,782	1,091 – 1,091
Basıklık Değeri	-0,697 – -0,717	
Medyan	375 – 415	
Geometrik Ortalama	379,51 – 442,08	
Harmonik Ortalama	349,48 – 388,24	
Standart Sapma	186,80 – 210,25	
Varyans	34894,83 – 44206,27	
Minimum	206 – 229	
Maksimum	785 – 872	
Shapiro-Wilk Normallik Testi		
Anlamlılık düzeyi (P)	0,037 – 0,032	

Şekil 5.10 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.10 (b)' de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ^{210}Pb spesifik aktivitenin frekans dağılımları ve bu dağılımları betimleyen gauss eğrileri görülmektedir. Eğrilerin çarpıklık değerleri normal dağılım sınırları içerisinde olup, her iki eğri de sağa kayıktır. Eğriler için elde edilen -0,697, -0,717 basıklık değerleri, dağılımların basıklıklarının normal olduğunu gösterir.

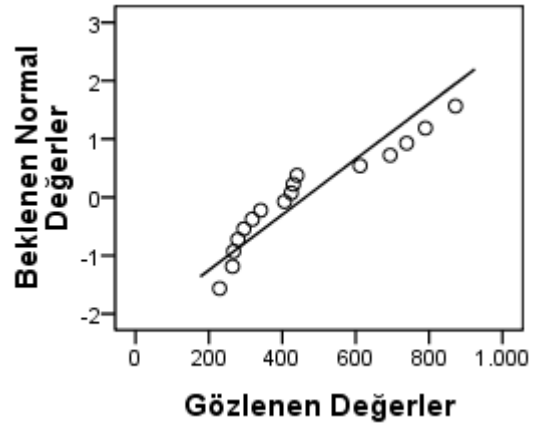


Şekil 5.10. (a) Yaş ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği
(b) Kuru ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği

Şekil 5.11 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.11 (b)' de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ^{210}Pb spesifik aktivitelerinin normallik grafikleri görülmektedir. Verilerin bir doğru etrafında toplanmamış olması ve Shapiro-Wilk normallik testi sonucu yaş – kuru ağırlık için elde edilen $P=0,037$, $P=0,032$ anlamlılık düzeylerinin de $0,05$ ' ten küçük olması verilerin dağılımlarının Log-normal olduğunu göstermektedir.



(a)

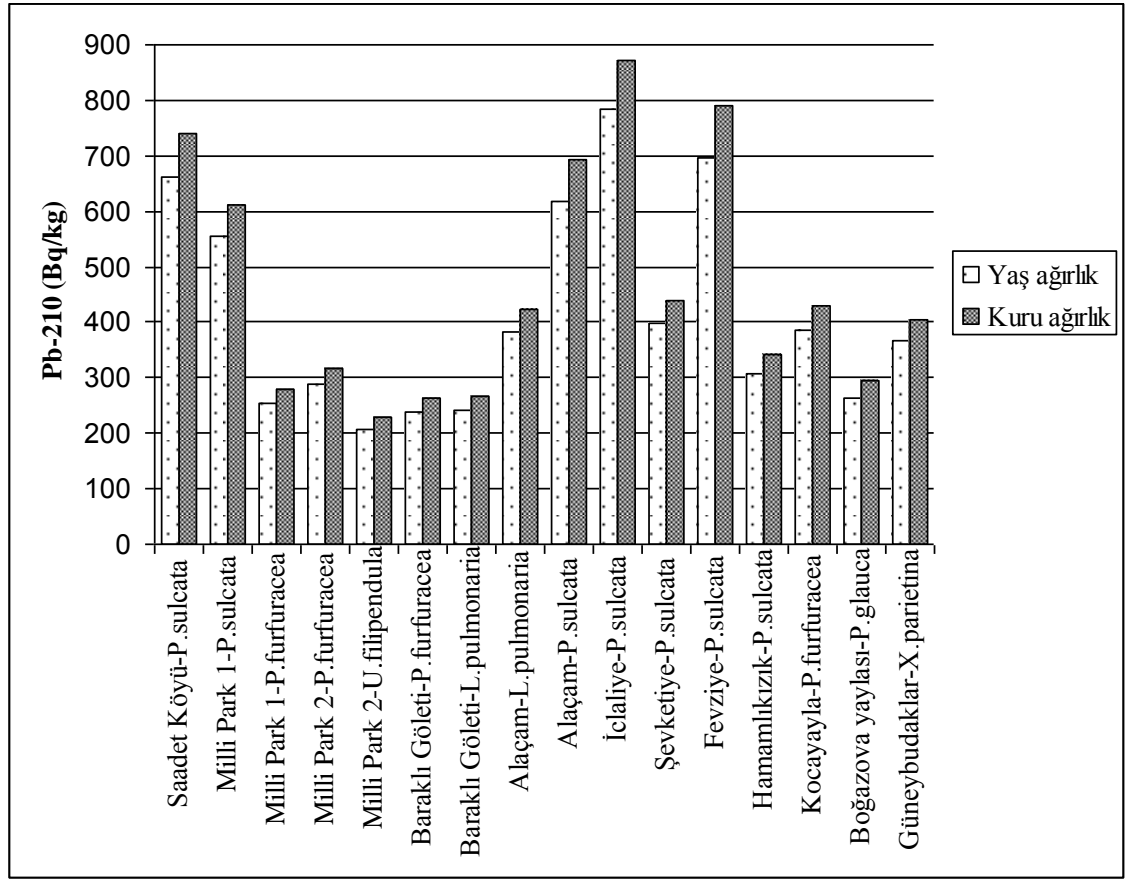


(b)

Şekil 5.11. (a) Yaş ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği

Milli Park 1' den toplanan *Parmelia sulcata* ve *Pseudevernia furfuracea* türlerinde ölçülen ^{210}Pb sonuçlarına bakıldığında, *Parmelia sulcata*' daki spesifik aktivitenin *Pseudevernia furfuracea*' ya göre daha fazla olduğu görülmektedir. Benzer bir bulgu Milli Park 2' de ki *Pseudevernia furfuracea* ve *Usnea filipendula* arasında da gözlenmiştir. Milli Park 1 ve Milli Park 2' den toplanan *Pseudevernia furfuracea*' da ki ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri birbirine yakın olduğundan, yükseklikle birlikte ^{210}Pb spesifik aktivite artışından söz edilemez. Baraklı Göleti' nden alınan *Lobaria pulmonaria* ve *Pseudevernia furfuracea*' daki ^{210}Pb spesifik aktivite değerleri de birbirlerine oldukça yakındır. Alaçam' dan elde edilen sonuçlara bakıldığında *Parmelia sulcata*' nın *Lobaria pulmonaria*' ya göre ^{210}Pb için daha verimli bir biyomonitör olduğu söylenebilir.

Şekil 5.12' de ^{210}Pb spesifik aktivitesinin sütun grafiği verilmiştir. Bu grafikten de görüldüğü gibi genellikle *Parmelia sulcata*' dan elde edilen ^{210}Pb değerleri diğer türlere göre daha yüksektir.



Şekil 5.12. ^{210}Pb sütun grafiği

Atmosferdeki ^{210}Pb ' un en önemli kaynağı ^{222}Rn ' dir. ^{226}Ra ' nın bozunmasıyla oluşan ^{222}Rn ' nin kısa yarı ömürlü birkaç radyonüklide bozunmasıyla ^{210}Pb meydana gelir (bkz. Ek 1). ^{222}Rn ' nin havadaki konsantrasyonu ise, toprağın içerisindeki elementlerin konsantrasyonlarına, toprağın yapısına, sıcaklığa, neme vb. birçok faktöre göre değişkenlik göstermektedir. Atmosferdeki her bir ^{210}Pb atomu aerosollere tutunarak yağışlarla veya kuru depozisyonla bitki tarafından bünyeye alınmaktadır. Örneklerden elde edilen ^{226}Ra değerlerinin oldukça düşük olması da (bkz. Çizelge 5.12) ^{210}Pb ' un büyük ölçüde ^{222}Rn ' nin bozunmasıyla bitki bünyesine alındığını desteklemektedir. Benzer bir bulgu *Parmelia sulcata* türü için Kirchner ve Daillant (2002) tarafından da gözlenmiştir.

Çizelge 5.16' da liken örneklerinin türleri, lokasyonları, yükseklikleri ve ^7Be spesifik aktivite sonuçları verilmiştir.

Çizelge 5.16. Liken örneklerindeki ⁷Be spesifik aktivite değerleri

Liken Türü	Toplanılan Yer	Yükseklik (m)	⁷ Be (Bq/kg) (Yaş ağırlık)	⁷ Be (Bq/kg) (Kuru ağırlık)
<i>Parmelia sulcata</i>	Saadet	922	64,6 ± 3,0	72,1 ± 3,3
<i>Parmelia sulcata</i>	Milli Park 1	1000	101,3 ± 8,6	111,9 ± 9,5
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 1	1000	201,0 ± 25,8	220,7 ± 28,3
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Milli Park 2	1736	92,8 ± 7,1	102,0 ± 7,8
<i>Usnea filipendula</i>	Milli Park 2	1736	145,0 ± 19,8	161,2 ± 22,1
<i>Parmelia sulcata</i>	İclaliye	784	126,7 ± 9,1	140,8 ± 10,1
<i>Parmelia sulcata</i>	Şevketiye	570	135,1 ± 13,1	148,8 ± 14,4
<i>Parmelia sulcata</i>	Fevziye	860	77,3 ± 31,4	87,8 ± 35,7
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Kocayayla	1277	90,4 ± 10,5	101,0 ± 11,7

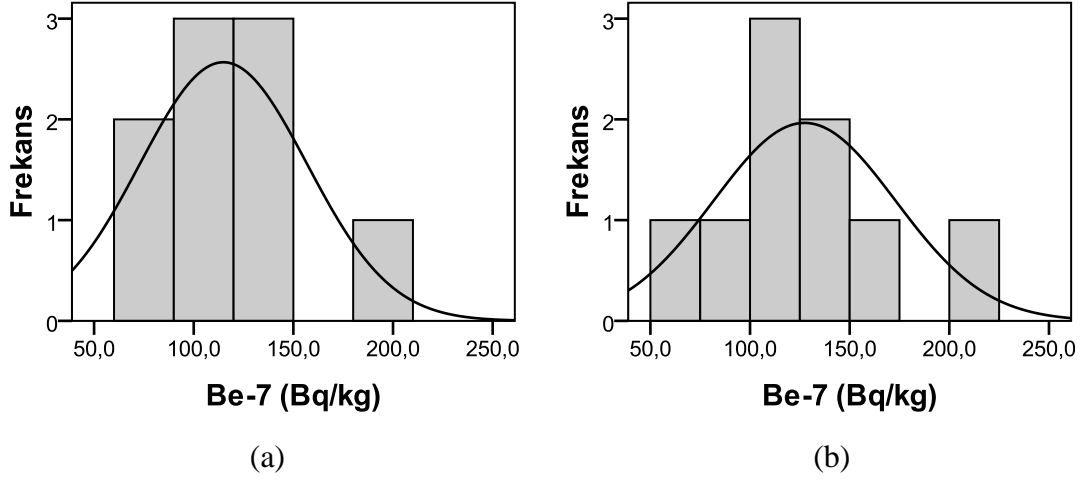
⁷Be spesifik aktivite değerleri için SPSS 17.0 programıyla hesaplanmış bazı istatistiksel veriler Çizelge 5.17’ de görülmektedir.

Çizelge 5.17. ⁷Be spesifik aktivite sonuçları için istatistiksel veriler

İstatistiksel Veriler	Yaş ağırlık – Kuru ağırlık	Standart Hata (Yaş ağırlık – Kuru ağırlık)
Aritmetik Ortalama	114,91 – 127,37	13,99 – 15,23
Çarpıklık Katsayısı (Skewness)	1,015 – 1,003	0,717 – 0,717
Çarpıklık Değeri	1,416 – 1,399	
Basıklık Katsayısı (Kurtosis)	1,044 – 0,976	1,400 – 1,400
Basıklık Değeri	0,746 – 0,697	
Medyan	101,30 – 111,90	
Geometrik Ortalama	108,69 – 120,71	
Harmonik Ortalama	103,10 – 114,71	
Standart Sapma	41,96 – 45,68	
Varyans	1760,50 – 2086,68	
Minimum	64,6 – 72,1	
Maksimum	201,0 – 220,7	
Shapiro-Wilk Normallik Testi		
Anlamlılık Düzeyi (P)	0,463 – 0,459	

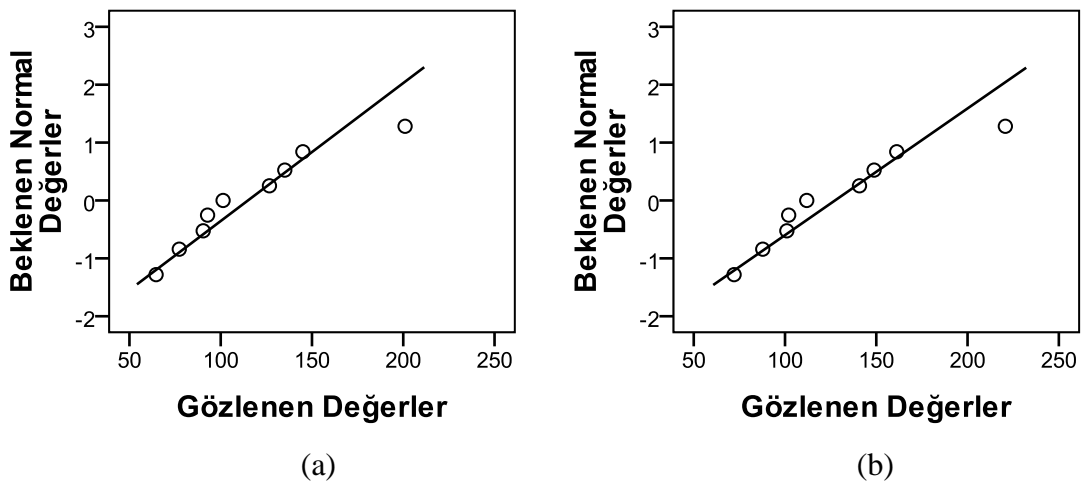
Şekil 5.13 (a)’ da yaş ağırlık başına, Şekil 5.13 (b)’ de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ⁷Be spesifik aktivitelerinin frekans dağılımları ve bu dağılımları betimleyen gauss eğrileri görülmektedir. Eğrilerin çarpıklık değerleri normal dağılım sınırları

içerisinde olup her iki eğride sağa kayıktır. Eğriler için elde edilen 0,746, 0,697 basıklık değerleri, dağılımların dikliğinin normal olduğunu gösterir.



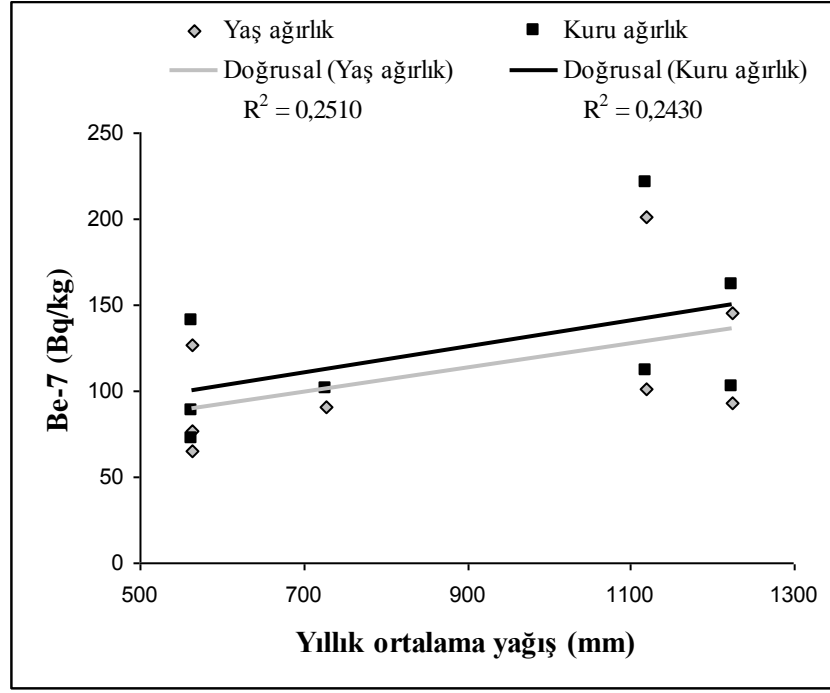
Şekil 5.13. (a) Yaş ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerlerinin histogram grafiği

Şekil 5.14 (a)' da yaş ağırlık başına, Şekil 5.14 (b)' de ise kuru ağırlık başına hesaplanan ^7Be spesifik aktivite değerlerinin normallik grafikleri görülmektedir. Verilerin bir doğru etrafında toplandığı, Shapiro-Wilk normallik testi sonucu yaş ve kuru ağırlıklar için hesaplanan $P=0,463$, $P=0,459$ anlamlılık düzeylerinin de $0,05$ ' ten büyük olması verilerin dağılımlarının normal dağılıma uyduğunu göstermektedir.



Şekil 5.14. (a) Yaş ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği (b) Kuru ağırlık başına ^7Be spesifik aktivite değerleri için normal dağılım grafiği

Yıllık ortalama yağış miktarıyla ⁷Be spesifik aktivite değerleri arasında bir ilişki olup olmadığının belirlenebilmesi için Pearson korelasyon analizi yapılmıştır. Yaş ağırlık için elde edilen korelasyon katsayısı $R=0,501$, $P=0,206$, kuru ağırlık için elde edilen korelasyon katsayısı $R=0,493$, $P=0,215$ tir. Elde edilen bu değerler orta düzeyde bir ilişki olduğunu göstermektedir. Diğer bir deyişle yağış miktarıyla ⁷Be artma eğiliminde olmakla birlikte bu eğilim orta düzeydedir (Şekil 5.15). Elde edilen P (anlamlılık düzeyleri) değerlerinin 0,05' ten büyük olması istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon bulunmadığını göstermektedir. Korelasyonun orta düzeyde olması nedeniyle yıllık ortalama yağış miktarının ⁷Be spesifik aktivitesini nasıl etkilediğini belirlemek için regresyon analizi yapılmıştır. Kuru ağırlık için, R^2 değeri 0,243 olarak belirlenmiştir. Bu da spesifik aktivite değerinin % 24,3' lük kısmının yağıştaki değişimle açıklanabileceği anlamına gelir. Ayrıca analiz sonucunda yağış miktarındaki bir birimlik artışın ⁷Be spesifik aktivite değerinde 0,076' lık bir artışa neden olacağı bulunmuştur ($P=0,215$). Yaş ağırlık için, $R^2=0,251$ olarak belirlenirken ⁷Be' deki 0,071' lik artış yağış miktarındaki bir birimlik artışın sağladığı belirlenmiştir ($P=0,206$). Elde edilen P değerlerinin yüksek olması nedeniyle yıllık ortalama sıcaklığı da kapsayan çoklu regresyon analizi yapılmıştır. Kuru ağırlık için R^2 değeri 0,365 olarak bulunmuştur. Bu da yıllık ortalama yağış ve sıcaklığın ⁷Be spesifik aktivitesinin % 36,5' lik kısmını açıkladığını göstermektedir. Modele göre yıllık ortalama yağıştaki bir birimlik artış ⁷Be spesifik aktivitesinde 0,141 birimlik artışa, sıcaklıktaki bir birimlik artış ise ⁷Be spesifik aktivitesinde 9,062' lik bir artışa neden olmaktadır. Elde edilen P değerleri yıllık ortalama yağış için 0,161, yıllık ortalama sıcaklık için 0,371' dir. Yaş ağırlık için R^2 değeri 0,377 olarak belirlenirken, yıllık ortalama yağıştaki bir birimlik artışın ⁷Be spesifik aktivitesinde 0,131 birimlik artışa ($P=0,153$), sıcaklıktaki bir birimlik artışın ise ⁷Be spesifik aktivitesinde 8,423' lük bir artışa ($P=0,361$) neden olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Yüksek P değerleri, hem yaş hem de kuru ağırlık için kurulan modellerin istatistiksel olarak anlamsız olduğunu göstermektedir.



Şekil 5.15. Yağış miktarı ile ^7Be arasındaki ilişki

Literatürde likenlerde ölçülmüş bazı doğal radyonüklidlerin spesifik aktivite değerleri Çizelge 5.18' de verilmiştir.

Çizelge 5.18. Literatürde likenlerden elde edilen bazı radyonüklidlerin spesifik aktivite sonuçları
(1) Kuru ağırlık başına spesifik aktivite değerleri

Literatür	Çalışma Alanı (Örnekleme Tarihi)	$^{226}\text{Ra}^{(1)}$ veya $^{238}\text{U}^{(1)}$ (Bq/kg)	$^{232}\text{Th}^{(1)}$ (Bq/kg)	$^{210}\text{Pb}^{(1)}$ (Bq/kg)	$^7\text{Be}^{(1)}$ (Bq/kg)
Sumerling (1984)	İngiltere – Sellafield Nükleer Güç Santral Alanı (1982 – 1983)			135 – 245	
Godoy ve ark. (1998)	King George Adası (1986, 1988 ve 1992)	ND		17,3 – 149,8	
Mietelski ve ark. (2000)	Güney Shetlands ve Antartik Peninsula (1988, 1996 ve 1998)		0,02 – 0,95	<18 – 31	
Chibowski ve Reszka (2001)	Polonya – Lublin (1998 ve 1999)	MDA – 121,1	MDA – 757,2		
Kirchner ve Daillant (2002)	Fransa – Montceau-les-Madenleri ve Gueugnon (1994, 1999 ve 2000)	< 1,1 – 74,8		204 – 407	< 151 – 513
Eğilli (Ölmez) ve ark. (2003)	Trakya Bölgesi (1998 – 2000)	< 13 – 583	< 7		
Vuletic ve ark. (2004)	Sırbistan ve Karadağ – Vranje (2001 – 2002)	< 0,4 – 60	2,7 – 45		
Dowdall ve ark. (2005)	Yüksek Kutup Bölgesi (2001 ve 2002)	< 20	< 4 – 20		
Kahraman ve ark. (2009)	Gökçeada (2005)	< 6 – 19	< 4 – 13		
Belivermiş ve Çotuk (2010)	Marmara Bölgesi (2001, 2003 ve 2008)	BDL – 3,57	1,32 – 6,47		
Bu çalışma	Uludağ (2008, 2009, 2010)	MDA – 17,1	MDA – 12,5	229 – 872	72,1 – 220,7

KAYNAKLAR

- Akçay, H. 1995.** Deposition of Fission Product Radionuclides in Lichens and Coniferous Plants in Turkey. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters*, 200 (2): 147-158.
- Akçay, H., Ardisson, G. 1988.** Radioactive Pollution of Turkish Biotas one year After the Chernobyl Accident. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters*, 128 (4): 273-281.
- Alagöz, C.A. 1947.** Dördüncü Coğrafya Meslek Haftası Birinci Jeoloji İlmi Toplantısı. *Ankara Üniversitesi Dil ve Tarih-Coğrafya Fakültesi Dergisi*, 5 (3): 329-338.
- Aldahan, A., Possnert, G., Vintersved, I. 2001.** Atmospheric interactions at northern high latitudes from weekly Be-isotopes in surface air. *Applied Radiation and Isotopes*, 54: 345-353.
- AMAP 2002.** Radioactive Contamination and Vulnerability of Arctic Ecosystems. AMAP Assessment Report: Radioactivity in the Arctic, Oslo.
- Anonim 1989a.** Low Background 1000 PW Manual Phoswich Low Background Alpha/Beta/ Gamma Counting System. Tennelec/Nucleus, Inc. Oak Ridge, USA, pp: 3-4.
- Anonim 1989b.** Instruction Manual TC 466 Phoswich Processor. Tennelec/Nucleus, Inc. Oak Ridge, USA, 1 p.
- Anonim, 2005.** Potassium-40. Argonne National Laboratory-Human Health Fact Sheet. <http://www.ead.anl.gov/pub/doc/potassium.pdf>-(Erişim Tarihi: 01.12.2011).
- Anonim, 2006a.** Çernobil Nükleer Reaktör Kazası Sonrası Türkiye' de Kanser. Türk Tabipler Birliği Yayınları, Ankara, 107 s.
- Anonim, 2006b.** Bursa ili, Yeşilkonak, Kirazlıyayla, Sarıalan, Zirve (Uludağ), Keles ve İnegöl İlçelerine Ait Meteorolojik Veriler. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü, Elektronik Bilgi İşlem Müdürlüğü, Ankara.
- Anonim, 2008.** Uludağ Milli Parkı I. ve II. Gelişim Bölgeleri Peyzaj Planlama, Kentsel Tasarım ve Mimari Proje Fikir Yarışması. http://www2.cevreorman.gov.tr/belgeler6/yarisma_sartnamesi.pdf-(Erişim Tarihi: 28.02.2011).
- Anonim, 2009.** Germanium Detectors. http://www.canberra.com/pdf/Literature/brochure_germ_det.pdf-(Erişim Tarihi: 04.07.2011).
- Appleby, L.J., Luttrell, S.P. 1993.** Radioecology after Chernobyl. SCOPE, <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope50/chapter02.html>-(Erişimtarihi: 16.06.2011).
- Arya, A.P. 1999.** Çekirdek Fizikinin Esasları. Aktif Yayın Dağıtım San. Tic. Ltd. Şti., Erzurum, 427 s.
- Aslan, A., Budak, G., Tıraşoğlu, E., Karabulut, A. 2006.** Determination of elements in some lichens growing in Giresun and Ordu province (Turkey) using energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry. *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer*, 97: 19-19.
- Aydın, S., Kınalıoğlu, K. 2010.** *P. furfuracea* (L.) Zopf var. *furfuracea* ve *Parmelina tiliaceae* (Hoffm.) Ach. Liken Ekstraktlarının Antimikrobial Aktivitesi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 1(2): 30-38.
- Bargagli, R., Mikhailova, I. 2002.** Accumulation of Inorganic Contaminants: Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens, Ed.: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A., Kluwer Academic Publishers, Netherlands, s. 65-84.
- Baskaran, M., Kelley, J.J., Naidu, A.S., Holleman, D.F. 1991.** Environmental Radiocesium in Subarctic and Arctic Alaska Following Chernobyl. *Arctic*, 44 (4): 346-350.

- Belivermis, M., Kılıç, Ö., Çotuk, Y., Topçuoğlu, S., Coşkun, M., Çayır, A., Küçer, R. 2008.** Radioactivity concentrations in topsoil samples from the Thrace region of Turkey and assessment of radiological hazard. *Radiation Effects & Defects in Solids*, 163(11): 903-913.
- Belivermiş, M., Çotuk, Y. 2010.** Radioactivity measurements in moss (*Hypnum cupressiforme*) and lichen (*Cladonia rangiformis*) samples collected from Marmara region of Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101: 945-951.
- Bell, J.N.B., Shaw, G. 2005.** Ecological lessons from the Chernobyl accident. *Environment International*, 31: 771-777.
- Biazrov, L.G. 1994.** The Radionuclides in Lichen Thalli in Chernobyl and East Urals Areas after Nuclear Accidents. *Phyton (Horn, Austria)*, 34 (1): 85-94.
- Celik, N., Cevik, U., Celik, A., Koz, B. 2009.** Natural and artificial radioactivity measurements in Eastern Black Sea region of Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 162: 146-153.
- Cevik, U., Celik, N., Celik, A., Damla, N., Coskuncelebi, K. 2009a.** Radioactivity and heavy metal levels in hazelnut growing in the Eastern Black Sea Region of Turkey. *Food and Chemical Toxicology*, 47: 2351-2355.
- Cevik, U., Celik, N. 2009b.** Ecological half-life of ^{137}Cs in mosses and lichens in the Ordu province, Turkey by Cevik and Celik. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100: 23-28.
- Ciuffo, L.E.C., Belli, M., Pasquale, A., Menegon, S., 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.
- Clark, M.J. 1986.** Fallout from Chernobyl. *J. Soc. Radiol. Prot.*, 6 (4): 157-166.
- Conti, M.E., Cecchetti, G. 2001.** Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment-a review. *Environmental Pollution*, 114: 471-492.
- Coşkun, M., Çotuk, Y., Küçer, R., Girgin, A., Aydın, A. 2000.** Bioindicators for radioactivity monitoring in the golden horn catchment area-Istanbul. *University of Istanbul Journal of Biology*, 62: 9-16.
- Cottingham, W.N., Greenwood, D.A. 2001.** An Introduction to Nuclear Physics Second edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 271 pp.
- Çelik, N. 2010.** Doğu Karadeniz Bölgesinde ^{137}Cs ' nin Ekolojik Yarıömrünün Belirlenmesi ve ^{137}Cs Üzerine Çeşitli Modellemeler. *Doktora Tezi*, Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Trabzon.
- Daish, S.R., Dale, A.A., Dale, C.J., May, R., Rowe, J.E. 2005.** The temporal variations of ^7Be , ^{210}Pb and ^{210}Po in air in England. *Journal of Environmental Radioactivity*, 84: 457-467.
- Das, A., Ferbel, T. 1994.** Introduction To Nuclear and a Particle Physics. John Wiley & Sons Inc., Newyork, USA, 327 pp.
- Daşkın, R. 2008.** Uludağ Florası. *Doktora Tezi*, UÜ. Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Bursa.
- Delfanti, R., Papucci, C., Benco, C. 1999.** Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *The Science of the Total Environment*, 227: 49-56.
- Dowdall, M., Gwynn, J.P., Moran, C., O'Dea, J., Davids, C., Lind, B. 2005.** Uptake of radionuclides at a High Arctic location. *Environmental Pollution*, 133: 327-332.

- Dueñas, C., Fernández, M.C., Cañete, S., Pérez, M. 2009.** ^7Be to ^{210}Pb concentration ratio in ground level air in Málaga (36,70° N, 4,5° W). *Atmospheric Research*, 92: 49-57.
- Eckl P, Hofmann W, Türk R. 1986.** Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.*, 25 (1): 43-54.
- Eğilli (Ölmez), E., Topcuoğlu, S., Kut, D., Kırbaşoğlu, Ç., Esen, N. 2003.** Heavy Metals and Radionuclides in Lichens and Mosses in Thrace, Turkey. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 502-508.
- EPA 600/4-75-008, 1976.** Interim Radiochemical Methodology for Drinking Water.
- Erginal, A.E. 2005.** Bursa, Uludağ Güneyindeki Topuk Plütonunda Göynükbelen Butoniyerinin Oluşumu ve Granitik Şekiller. *İÜ. Edebiyat Fakültesi Coğrafya Bölümü Coğrafya Dergisi*, 13: 139-150.
- Evans, R.D. 1955.** The Atomic Nucleus. McGraw-Hill Book Company Inc., United States of America, 972 pp.
- Flues, M., Moraes, V., Mazzilli, B.P. 2002.** The influence of a coal-fired power plant operation on radionuclide concentrations in soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 63: 285-294.
- Gaare, E. 1987.** The Chernobyl accident: Can lichens be used to characterize a radiocesium contaminated range?. *Rangifer*, 7 (2): 46-50.
- Gilmore, G. 2008.** Practical Gamma-ray Spectrometry 2nd Edition. John Wiley & Sons Inc., Warrington, UK, 387 pp.
- Giordani, P., Brunialti, G., Alleteo, D. 2002.** Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution*, 118: 53-64.
- Godoy, J.M., Schuch, L.A., Nordemann, D.J.R., Reis, V.R.G., Ramalho, M., Recio J.C., Brito, R.R.A., Olech, M.A. 1998.** ^{137}Cs , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb and ^{40}K Concentrations in Antarctic Soil, Sediment and Selected Moss and Lichen Samples. *J. Environ. Radioactivity*, 41 (1): 33-45.
- Golikov, V., Logacheva, I., Bruk, G., Shutov, V., Balonov, M., Strand, P., Borghuis, S., Howard, B., Wright, S. 2004.** Modelling of long-term behaviour of caesium and strontium radionuclides in the Arctic environment and human exposure. *Journal of Environmental Radioactivity*, 74: 159-169.
- González-Gómez, C., Azahra, M., López-Peñalver, J.J., Camacho-García, A., Bardouni, T. El., Boukhal, H. 2006.** Seasonal variability in ^7Be depositional fluxes at Granada, Spain. *Applied Radiation and Isotopes*, 64: 228-234.
- HASI-300, 1979.** Manual of Standard Procedures.
- Heath, R.L. 1998.** Gamma-ray spectrum catalogue-Ge and Si detector spectra. 4.th edition (electronic version).
- Heinrich, G., Oswald, K., Müller, H.J. 1999.** Lichens as monitors of radiocesium and radiostrontium in Austria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 45: 13-27.
- Hodgson, P.E., Gadioli, E., Erba, E.C. 1997.** Introductory Nuclear Physics. Clarendon Press, Oxford, 715 pp.
- Ioannidou, A., Manolopoulou, M., Papastefanou, C. 2005.** Temporal changes of ^7Be and ^{210}Pb concentrations in surface air at temperate latitudes (40° N). *Applied Radiation and Isotopes*, 63: 277-284.
- Iurian, A.R., Hofmann, W., Lettner, H., Türk, R., Comsa, C. 2011.** Long Term Study of Cs-137 Concentrations in Lichens and Mosses. *Rom. Journ. Phys.*, 56(7-8): 983-992.

- Kahraman, A. 2006.** Bursa Katırlı Dağı Karayosunlarında Radyasyon Taranması. *Yüksek Lisans Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Bursa.
- Kahraman, A., Kaynak, G., Gurler, O., Yalcin, S., Ozturk, S., Gundogdu, O. 2009.** Investigation of environmental contamination in lichens of Gökçeada (Imbroz) Island in Turkey. *Radiation Measurements*, 44: 199-202.
- Kalaycı, Ş. 2006.** SPSS Uygulamalı Çok Değişkenli İstatistik Teknikleri 2. Baskı. Asil Yayın Dağıtım Ltd. Şti., Ankara, 426 s.
- Karamanoğlu, K. 1971.** Türkiye' nin Önemli Liken Türleri. *Ankara Ecz. Fak. Mec.*, 1: 53-75.
- Kaya, R.S. 2008a.** Bursa Uludağ yöresi ağ ören örümceklerinin (Arachnida, Araneae) sistematik yönden incelenmesi. *Doktora Tezi*, UÜ. Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Bursa.
- Kaya, R.S., Uğurtaş, İ.H. 2008b.** The orb-weaver spiders (araneae, araneidae) of Uludağ Mountain, Bursa. *Turk. J. Arach.*, 1: 160-165.
- Ketin, İ. 1947.** Uludağ Masifinin Tektoniği Hakkında. Türkiye Jeoloji Kurumu Bülteni, Cilt 1, Sayı 1: 60-88.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Topçuoğlu, S., Çotuk, Y., Coşkun, M., Çayır, A., Küçer, R. 2008.** Radioactivity concentrations and dose assessment in surface soil samples from east and South of Marmara region, Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*, 128(3): 324-330.
- Kirchner, G., Daillant, O. 2002.** The potential of lichens as long-term biomonitors natural and artificial radionuclides. *Environmental Pollution*, 120: 145-150.
- Kittel, C. 1996.** Kathal Fiziğine Giriş. Güven Kitap Yayın Dağıtım Ltd. Şti., İstanbul, 434 s.
- Knoll, G.F. 1999.** Radiation detection and measurement 3rd Edition. John Wiley&Sons Inc.,USA, 802 pp.
- Krane, K.S. 2001.** Nükleer Fizik 1. Cilt. Palme Yayıncılık, Ankara, 404 s.
- Krane, K.S. 2002.** Nükleer Fizik 2. Cilt. Palme Yayıncılık, Ankara, 839 s.
- Kritz, M.A., Rosner, S.W., Kelly, K.K., Loewenstein, M., Chan, K.R. 1993.** Radon measurements in the lower tropical stratosphere: evidence for rapid vertical transport and dehydration of tropospheric air. *J. Geophys. Res.*, 98(D5): 8725-8736.
- Krmar, M., Radnović, D., Mihailović, Lalić, B., Slivka, J., Bikit, I. 2009.** Temporal variations of ⁷Be, ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs in moss samples over 14 month period. *Applied Radiation and Isotopes*, 67: 1139-1147.
- Kulan, A., Aldahan, A., Possnert, G., Vintersved, I. 2006.** Distribution of ⁷Be in surface air of Europe. *Atmospheric Environment*, 40: 3855-3868.
- Kwapuliński, J., Seaward, M.R.D., Bylińska, E.A. 1985a.** ¹³⁷Caesium content *Umbilicaria* species, with particular reference to altitude. *The Science of the Total Environment*, 41: 125-33.
- Kwapuliński, J., Seaward, M.R.D., Bylińska, E.A. 1985b.** Uptake of ²²⁶Radium and ²²⁸Radium by the lichen genus *Umbilicaria*. *The Science of the Total Environment*, 41: 135-141.
- Lamborg, C.H., Fitzgerald, W.F., Graustein, W.C., Turekian, K.K. 2000.** An examination of the Atmospheric Chemistry of Mercury Using ²¹⁰Pb and ⁷Be. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 36: 325-338.
- Leppänen, A.-P., Pacini, A.A., Usoskin, I.G., Aldahan, A., Echer, E., Evangelista, H., Klemola, S., Kovaltsov, G.A., Mursula, K., Possnert, G. 2010.** Cosmogenic ⁷Be

in air: A complex mixture of production and transport. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 72: 1036-1043.

Loppi, S., Riccobono, F., Zhang, Z.H., Savic, S., Ivanov, D., Pirintsos, S.A. 2003. Lichen as biomonitors of uranium in the Balkan area. *Environmental Pollution*, 125: 277-280.

Masarik, J., Beer, J. 1999. Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the earth's atmosphere. *Journal of Geophysical Research*, D104 (10), 12,099-13,012.

Mietelski, J.W., Gaca, P., Olech, M.A. 2000. Radioactive contamination of lichens and mosses collected in South Shetlands and Antarctic Peninsula. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 245 (3): 527-657.

Okay, A., 2009. Bursa arazi gezisi. <http://web.itu.edu.tr/~okay/dersler/bursagezi.pdf> (Erişim Tarihi: 25.02.2011).

Özdemir, A. 1992. Hava kirliliği ve Likenler, *Ekoloji Çevre Dergisi*, 1(3): 18-21.

Öztürk, M., İ. Türkan, S. Selvi. 1987. Bitkiler ve Radyoaktif Kirlenme. *Doğa TU Botanik Dergisi*, 11(3): 22-326.

Öztürk, Ş. 1995. Yüzyılların Çevrecisi Likenler. *Bilim ve Teknik*, 328: 74-75.

Papastefanou, C., Manolopoulou, M., Sawidis, T. 1989. Lichens and Mosses: Biological Monitors of Radioactive Fallout from the Chernobyl Reactor Accident. *J. Environ. Radioactivity*, 9: 199-207.

Papastefanou, C. 2009. Beryllium-7 Aerosols in Ambient Air. *Papastefanou, Aerosol and Air Quality Research*, 9(2): 187-197.

Riga-Karandinos, A.N., Karandinos, M.G. 1998. Caesium-137 Concentrations and Ecological Half-Lives in Three Epiphytic Lichen Species from Southern Greece (Megalopolis). *The Bryologist*, 101: 422-427.

Rissanen, K., Rahola, T. 1990. Radiocesium in lichens and reindeer after the Chernobyl accident. *Rangifer*, Special Issue 3: 55-61.

Saka, A.Z., Çevik, U., Bacaksız, E., Kopya, A.İ., Tıraşoğlu, E. 1997. Levels of cesium radionuclides in lichens and mosses from the province of Ordu in the Eastern Black Sea area of Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 222(1-2): 87-92.

Sangsingkeow, P., Berry, K.D., Dumas, J., Raudorf, T.W., Underwood, T.A. 2003. Advances in germanium detector technology, *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res. A*, 505: 183-186.

Sawidis, T., Heinrich, G., Chettri, M.K. 1997. Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece. *Can. J. Bot.*, 75: 2216-2223.

Sawidis, T., Tsigaridas, K., Tsikritzis, L. 2010. Cesium-137 monitoring using lichens from W. Macedonia, N. Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 1789-1796.

Seaward, M.R.D., Heslop, J.A., Gren, D., Bylińska, E.A. 1988. Recent Levels of Radionuclides in Lichens from Southwest Poland with Particular Reference to ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs. *Journal of Environmental Radioactivity* 7: 123-129.

Seaward, M.R.D. 2002. Lichens as monitors of radioelements: Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens, Ed.: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A., Kluwer Academic Publishers, Netherlands, s. 85-96.

Sloof, E., Wolterbeek, B.T. 1992. Lichens as Biomonitors for Radiocaesium Following the Chernobyl Accident. *J. Environ. Radioactivity*, 16: 229-242.

- Sloof, J.E. 1993.** Biomonitoring trace-element air pollution. *Ph.D. Thesis*, Interfaculty Reactor Institute, Delft University of Technology, The Netherlands.
- Strandberg, M. 1994.** Radiocesium in a Danish pine forest ecosystem. *Sci. Total Environ.*, 157: 125-132.
- Sumerling, T.J. 1984.** The use of Mosses as Indicators of Airborne Radionuclides near a Major Nuclear Installation. *The Science of the Total Environment*, 35: 251-265.
- Svoboda, J., Taylor, H.W. 1979.** Persistence of ^{137}Cs in arctic lichens, *Dryas integrifolia* and lake sediments. *Arctic and Alpine Research*, 11: 95–108.
- Szczepaniak K., Biziuk, M. 2003.** Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*, 93: 221-230.
- Topcuoğlu, S., Zeybek, U., Küçükcezzar, R., Güngör, N., Bayülgen, N., Cevher, E., Güvener, B., John, V., Güven, K.C. 1992.** The Influence of Chernobyl on the Radiocesium Contamination in Lichens in Turkey. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 35: 161-165.
- Topcuoğlu, S., Dawen, A.M.V., Güngör, N. 1995.** The Natural Depuration Rate of ^{137}Cs in a Lichen and Moss Species. *J. Environ. Radioactivity*, 29(2): 157-162.
- Topcuoğlu, S., Karahan, G., Güngör, N., Kırbaşoğlu, Ç. 2003a.** Natural and artificial radioactivity in Emendere thermal spring area in Western Anatolia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 256(3): 395-398.
- Topcuoğlu, S., Türer, A., Güngör, N., Kırbaşoğlu, Ç. 2003b.** Monitoring of anthropogenic and natural radionuclides and gamma absorbed dose rates in eastern Anatolia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 258(3): 547-550.
- Töre, B.K. 2006.** Uludağ’ da Yayılış Gösteren Quercus sp. Epifitik Likenleri Üzerinde Taksonomik İncelemeler. *Yüksek Lisans Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Bursa.
- Tut Hakkıdır, F.S. 2007.** Bursa İli ve Çevresindeki Termal, Maden ve Yeraltı Sularının Jeokimyasal İncelenmesi. *Doktora Tezi*, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ekonomik Jeoloji Anabilim Dalı, İzmir.
- Ueno, T., Nagao, S., Yamazawa, H. 2003.** Atmospheric deposition of ^7Be , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{210}Pb during 1993-2001 at Tokai-mura, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 255 (2): 335-339.
- Uğur, A., Özden, B., Saç, M.M., Yener, G. 2003.** Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around a uraniferous coal-fired power plant in western Turkey. *Atmospheric Environment*, 37: 2237-2245.
- Uğur, A., Özden, B., Saç, M.M., Yener, G., Altınbaş, Ü., Kurucu, Y., Bolca, M. 2004.** Lichens and Mosses for Correlation Between Trace Elements and ^{210}Po in the Areas Near Coal-Fired Power Plant at Yatağan, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 259 (1): 87-92.
- UNSCEAR 1988.** Annex D-Exposures from the Chernobyl accident. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*, 1-74.
- UNSCEAR 2000a.** Annex B-Exposures from natural radiation sources. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 1: 84–156.
- UNSCEAR 2000b.** Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 1: 1-17.
- UNSCEAR 2000c.** Annex J-Exposures and effects of the Chernobyl accident. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 2: 453-551.

- UNSCEAR 2008.** Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 1: 1-20.
- Vainio, R., Desorgher, L., Heynderickx, D., Storini, M., Flückiger, E., Horne, R.B., Kovaltsov, G.A., Kudela, K., Laurenza, M., McKenaa, S., Rothkaehl, H., Usoskin, I.G. 2009.** Dynamics of the Earth's Particle Radiation Environment. *Space Sci Rev.*, 147: 187-231.
- Varinlioğlu, A., Akyüz, T., Köse, A. 1998.** The radioactivity Measurement of Turkish Lignites. *J. Environ. Radioactivity*, 41(3): 381-387.
- Vuletic, V., Pantelic, G., Javorina, Lj., Tanaskovic, I., Eremic-Savkovic, M. 2004.** Lichens and Mosses Radioactivity in Region of Vranje. 11th International Congress of the International Radiation Protection Association, 23-28 May 2004, Madrid, Spain.
- Williams, D. 2001.** Lessons from Chernobyl. *BMJ*, 323: 643-644.
- Winkler, R., Dietl, F., Frank, G., Tschiersch, J. 1998.** Temporal variation of ⁷Be and ²¹⁰Pb size distributions in ambient aerosol. *Atmospheric Environment*, 32 (6): 983-991.
- Yalçın, S. 1992.** Güney Marmara Bölgesinde Çeşitli Ortamlarda Radyoaktif Kirliliğin Belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Bursa.
- Yalçın, S. 1999.** İki inçlik CaF₂(Eu) ve NaI(Tl) Kristalli Phoswich Sintilasyon Dedektörünün α, β, γ Sayma Veriminin Kuramsal ve Deneysel Olarak Tayini. *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Bursa.
- Yaşar, Ö. 2006.** Türkiye Mermerlerindeki Doğal Radyonüklid İçeriğinin ve Radon Emanasyon Hızının Radyolojik Risk Açısından Değerlendirilmesi. *Doktora Tezi*, Ege Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü, Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, İzmir.
- Yavuz, M. 2004.** Pamukkale Yöresi Likenleri Üzerinde Taksonomik ve Ekolojik Bir Çalışma. *Yüksek Lisans Tezi*, Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, İstanbul.
- Yücel, H. 2008.** Deney 7- Gamma spektrometresinin kalibrasyonu ve radyoaktivite ölçümü: İleri Radyasyon Dedeksiyonu ve Ölçüm Lab. Deneyleri. Ankara Üniversitesi, Nükleer Bilimler Enstitüsü, Ders Notları, Ankara, s. 1-25.

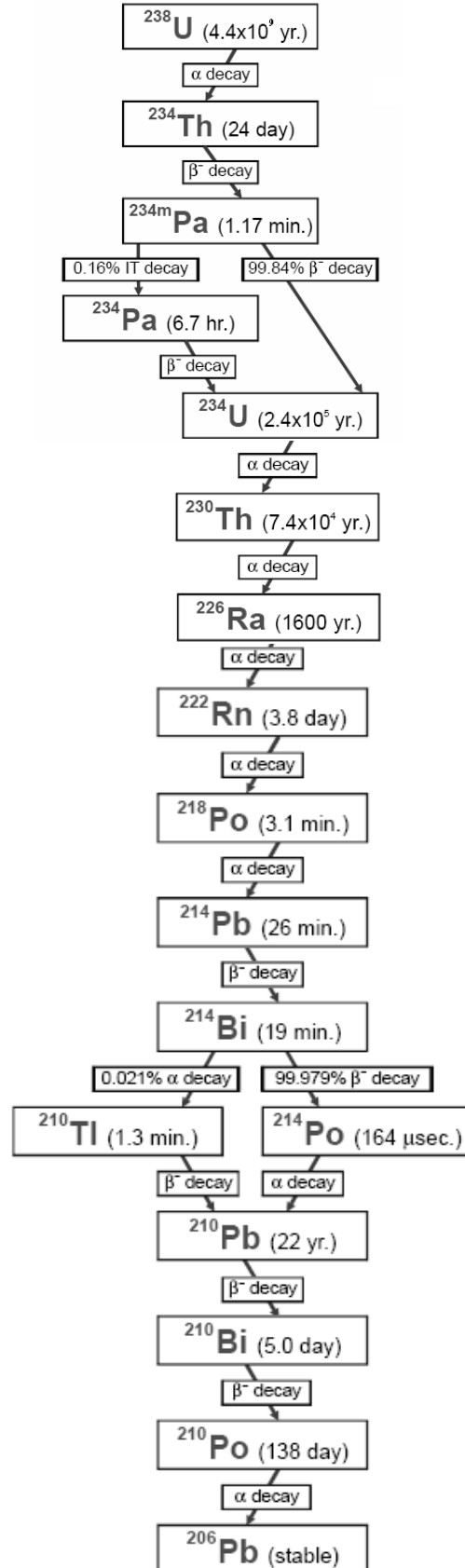
EKLER

EK 1 Uranyum Bozunma Zinciri (Heath 1998)

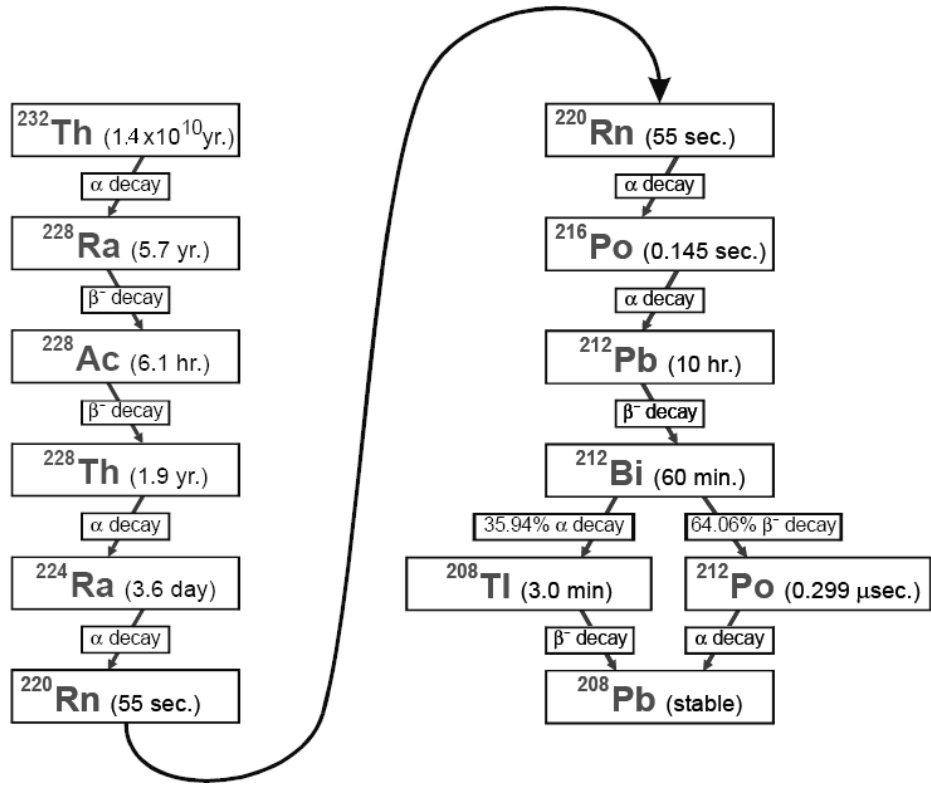
EK 2 Toryum Bozunma Zinciri (Heath 1998)

EKLER

EK 1 Uranyum Bozunma Zinciri (Heath 1998)



EK 2 Toryum Bozunma Zinciri (Heath 1998)



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Ayşegül KAHRAMAN
Doğum Yeri ve Tarihi : Bursa – 1981
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Nuri Erbak Yabancı Dil Ağırlıklı Lisesi (1995 – 1999)
Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen – Edebiyat Fakültesi Fizik
Bölümü (1999 – 2003)
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik
Anabilim Dalı (2003 – 2006)

Çalıştığı Kurum ve Yılı : Uludağ Üniversitesi Fen – Edebiyat Fakültesi Fizik
Bölümü (2008 –)

İletişim : aysegulk@uludag.edu.tr

Yayımları :

Kahraman, A., Kaynak, G., Akkaya, G., Gultekin, A., Gurler, O., Yalcin, S. 2007. Mosses Beta Radioactivity in Katırlı Mountain-Bursa, Turkey. *AIP Conference Proceeding*, 899: 737.

Kahraman, A., Kaynak, G., Gurler, O., Yalcin, S., Ozturk, S., Gundogdu, O. 2009. Investigation of Environmental Contamination in Lichens of Gökçeada (Imbroz) Island in Turkey. *Radiation Measurements*, 44: 199-202.

Kahraman, A., Ozmutlu, E.N., Gurler, O., Yalcin, S., Kaynak, G., Gundogdu, O. 2009. Calculation of Angular Distribution of 662 keV Gamma rays by Monte Carlo Method in Copper Medium. *Applied Radiation and Isotopes*, 67: 2083-2087.

Akar, U., Gurler, O., Kahraman, A., Yalcin, S., Kaynak, G., Gundogdu, O. 2010. Measurements of Radium Levels in Bottled Natural Spring Water of Marmara Region (Turkey). *Romanian Journal of Physics*, Yayına kabul edildi.

Gurler, O., Akar, U., Kahraman, A., Yalcin, S., Kaynak, G., Gundogdu, O. 2010. Measurements of Radon Levels in Thermal Waters of Bursa, TURKEY. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19(12a): 3013-3017.