

T.C.

**ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**ÇANAKKALE BOĞAZI'NDAN TAŞINMAKTA OLAN ÇERNOBİL
KAYNAKLI ¹³⁷Cs MİKTARININ BELİRLENMESİ**

Barış BERK

Fizik Anabilim Dalı

Tezin Sunulduğu Tarih:23.01.2012

Tez Danışmanı:

Yrd. Doç. Dr. Sibel ŞEN

İkinci Danışman:

Dr. Nurdan GÜNGÖR

ÇANAKKALE

YÜKSEK LİSANS TEZİ SONUÇ FORMU

BARIŞ BERK tarafından **YRD. DOÇ. DR. SİBEL ŞEN** ve **DR. NURDAN GÜNGÖR** yönetiminde hazırlanan “**ÇANAKKALE BOĞAZI’NDAN TAŞINMAKTA OLAN ÇERNOBİL KAYNAKLI ¹³⁷CS MİKTARININ BELİRLENMESİ**” başlıklı tez tarafımızdan okunmuş, kapsamı ve niteliği açısından bir Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Dr. Nurdan GÜNGÖR

İkinci Danışman

Prof. Dr. İsmail TARHAN

Doç. Dr. E. Dilara AYDIN

Jüri Üyesi

Jüri Üyesi

Sıra No:.....

Tez Savunma Tarihi: 23.01.2012

Prof. Dr. İsmet KAYA

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

Hazırlanan bu Yüksek Lisans tezi Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) Komisyonu tarafından 2010/195 no'lu projeden desteklenmiştir.

İNTİAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

Barış BERK

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmam boyunca, kıymetli bilgi ve önerileri ile katkıda bulunan, çalışmalarımı yönlendiren ve tezimin her aşamasında desteğini gördüğüm tez danışmanım Sayın **Yrd. Doç. Dr. Sibel ŞEN**'e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Bilgisi, hoşgörüsü ve her zamanki güler yüzüyle, önerileriyle yol gösteren, bu yüksek lisans çalışması boyunca desteğini hissettiğim ve verilerin işlenmesi, analizi ve değerlendirmesindeki uzun ve zorlu süreçte zamanını ve bilgisini benimle paylaşan eş danışman hocam Sayın **Dr. Nurdan GÜNGÖR**'e en içten duygularıyla teşekkür ederim.

Çalışmanın yapıldığı Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fizik Bölümüne gama spektrometre laboratuvarı kurulmasında, detektör ve ekipman temin ettiği için **TAEK**'e teşekkür ederim. Çalışmada örnek ölçümlerinin bir bölümünün gerçekleşmesi ve spektrum analizi için ÇNAEM laboratuvarlarını kullanmama izin veren ÇNAEM Müdürü Sayın **Doç. Dr. Ahmet Erdal OSMANLIOĞLU**'na teşekkür ederim.

Yaptığımız tez çalışmasında deneyleri gerçekleştirirken kimyasalların hazırlanmasında yardımlarını esirgemeyen Sayın **Uzm. Dr. Gülen TÜRKER**'e teşekkür ederim.

Çalışmada yaptığımız deniz suyu örneklerini çöktürdükten sonra çöktürme verimlerini hesaplamamızda yardımcı olan Sayın **Dr. Yusuf Ziya YILMAZ**'a teşekkür ederim.

Bütün eğitim hayatım boyunca beni destekleyen ve desteklerini hep arkamda hissettiğim, en zor durumlarında bile her konuda yardımlarını esirgemeyen sevgili babam **İbrahim BERK**'e ve sevgili annem **Habibe BERK**'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışması boyunca hep yanımda olan desteğini ve ilgisini hiç esirgemeyen **Demet GÜZEL**'e teşekkür ederim.

Bariş BERK

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

TAEK	Türkiye Atom Enerji Kurumu
Cs	Sezyum
¹³⁷ Cs	Sezyum – 137
¹³⁴ Cs	Sezyum – 134
I	İyot
¹³¹ I	İyot -131
IAEA	Uluslararası Nükleer Atom Enerji Ajansı (International Atomic Energy Agency)
¹²⁹ I	İyot – 129
⁹⁰ Sr	Stronsiyum – 90
Pu	Plütonyum
²³⁹ Pu	Plütonyum – 239
²³⁸ Pu	Plütonyum – 238
²⁴⁰ Pu	Plütonyum – 240
²⁴¹ Am	Amerisyum – 241
²⁴³ Am	Amerisyum – 243
^{110m} Ag	Uyarılmış Gümüş – 110
HCl	Hidroklorik Asit
CsCl	Sezyum Klorür
AMP	Amonyum Molibde Fosfat
NaOH	Sodyum Hidroksit
¹⁴ C	Karbon – 14
³ H	Tritiyum
²³⁰ Th	Toryum – 230
²¹⁰ Pb	Kurşun – 210

^{109}Cd	Kadmiyum – 109
^{57}Co	Kobalt – 57
^{60}Co	Kobalt – 60
^{139}Ce	Seryum – 139
^{203}Hg	Civa - 203
^{113}Sn	Kalay - 113
^{85}Sr	Stronsiyum – 85
^{88}Y	İtriyum – 88
WHO	Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization)
EU	Avrupa Birliği
BIPM	Bureau International des poids Mesures
HPGe	Yüksek saflıkta germanyum detektörü
FWHM	Pikin maksimumdaki yarı genişliği
E_e	Elektron Enerjisi
E_γ	Gama Enerjisi
E_b	Elektronun bağlanma enerjisi
$\epsilon(E)$	Verim
$N(E)/T$	E enerjisindeki pikin saniyedeki sayım hızı
N	Sayım Sayısı
T	Ölçüm Zamanı
$A_0 e^{-0.693\Delta T/T_{1/2}}$	Ölçüm zamanındaki aktivite değeri
$\rho(E)$	E enerjisinin yayınlanma olasılığı
$N(E)$	Pikin altındaki net alan
m	Örnek kütlesi
A	Örneğin ölçümünün yapıldığı tarihteki aktivitesi
A_0	Örneğin toplandığı tarihteki aktivitesi
$T_{1/2}$	Radyonüklitin fiziksel yarı ömrü

ΔT	Örneklerin toplanma zamanı ile ölçüm zamanı arasındaki geçen süredir.
MDA	Ölçülebilen en küçük aktivite
σ_B	İlgili enerji için fon radyasyonun standart sapması
TEPCO	Tokyo Electric Power Company

ÖZET

ÇANAKKALE BOĞAZI'NDAN TAŞINMAKTA OLAN ÇERNOBİL KAYNAKLI ¹³⁷Cs MİKTARININ BELİRLENMESİ

Bariş BERK

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Fizik Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Sibel ŞEN

Eş Danışman: Dr. Nurdan Güngör

23.01.2012, 56

Bu çalışmada Çanakkale Boğazı'ndan 10 ay boyunca alınan deniz suyu örneklerinde ¹³⁷Cs aktivitesi ve ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonunun mevsimsel değişimi incelenmiştir. Tez yazım aşamasında iken Japonya'da meydana gelen Fukuşima Nükleer Reaktör kazasından sonra deniz suyu ve yağmur suyu örnekleri alınarak bunların ¹³⁷Cs aktivite değerleri belirlenmiştir. Deniz suyu örneklerinin yanı sıra Çanakkale Boğazı'ndan yakalanan Sardalye (*Sardine pilchardus*), Karagöz (*Diplodus vulgaris*), Mezgit (*Merlanguis euxmus*), Levrek (*Dicentrarchus labrax*), Çipura (*Sparus aurata*), Mercan (*Sparus pagrus*) ve Tekir (*Mullus surmuletus*) gibi organizmalar kullanılmıştır. Balık örnekleri ile birlikte denizlerde biyoindikatör olarak görev yapan midye (*Mytilus galloprovincialis*), yosun ve sediment örnekleri alınarak bunların ¹³⁷Cs aktivitesi belirlenmiştir.

Nisan 2010 ile Ocak 2011 tarihleri arasında Çanakkale Boğazı'ndan alınan su örneklerinde ¹³⁷Cs aktivitesi $9,36 \pm 9,47 \cdot 10^{-1} - 15,38 \pm 1,51 \text{ Bq.m}^{-3}$ arasında belirlenmiştir. Fukuşima Nükleer Reaktör kazasından sonra alınan deniz suyu örneğinde ¹³⁷Cs aktivitesi $11,1 \pm 1,05 \text{ Bq.m}^{-3}$ olarak belirlenmiştir ve kazadan önce ve sonra alınan örneklerdeki değişim grafiklerle gösterilmiştir. Fukuşima Nükleer reaktör kazasından sonra alınan yağmur suyu örneği ancak 9 lt olduğundan ve yağmur suyundaki Cs konsantrasyonu çok küçük olduğundan, örneklerde herhangi bir ¹³⁷Cs radyoaktivitesine rastlanmamıştır ve sonuçlar

ancak MDA olarak verilmiştir. Sediment örneği için ^{137}Cs aktivitesi $1,6\pm 1,0$ Bq/kg (kuru) olarak ölçülmüş ve daha önce yapılan çalışmalarla uyum içinde olduğu belirlenmiştir.

Yaptığımız çalışmada yosun ve midye örneklerinde belirlenen ^{137}Cs konsantrasyonları ölçülebilen en küçük aktivite değerlerinin altında kalmıştır. Yüzey balıklarının ^{137}Cs konsantrasyonları ölçülebilen en küçük değerin altında kalırken, dip balıkların bir kısmında ^{137}Cs konsantrasyonuna rastlanmıştır. Balıklarda rastlanan ^{137}Cs aktivitelerini $0,7\pm 0,05$ ile $1,24\pm 0,12$ Bq/kg arasında değiştiği belirlenmiştir. Balık ve midye gibi insanlar tarafından tüketilen organizmalardaki ^{137}Cs değerinin Avrupa Birliğinin (gıda maddelerinde ^{137}Cs için 600 Bq/kg) (Council Regulation (EEC)). tarafından tavsiye sınırların çok altında olduğunu bulunmuştur.

Anahtar Sözcükler: Çanakkale Boğazı, Gama Spektrometre, Deniz suyunda ^{137}Cs , Denizel organizmalarda ^{137}Cs , sediment ve yosunda ^{137}Cs

ABSTRACT

DETERMINATION OF THE AMOUNT OF CHERNOBYL - DERIVED ^{137}CS TRANSPORTED THROUGH DARDANELLES STRAIT

Bariş BERK

Çanakkale Onsekiz Mart University

Graduate School of Science and Engineering

Chair for Physics Thesis of Master of Science

Advisor: Assist. Prof. Dr. Sibel ŞEN

Advisor: Dr. Nurdan Güngör

23.01.2012, 56

In this study, the ^{137}Cs activity and seasonal variation of its concentration were investigated in sea water samples which were taken from Dardanelles Strait during 10 months. After Fukushima Nuclear Power Plant occurred in Japan during writing the thesis stage, sea water and rain water samples were taken and ^{137}Cs activity of them was determined. Besides water samples, organism such as Sardine (*Sardine pilchardus*), Blacktail bream (*Diplodus vulgaris*), Whiting (*Merlangius euxmus*), Sea bass (*Dicentrarchus labrax*), Gilt head bream (*Sparus aurata*), Red sea bream (*Sparus pagrus*) and Mullet (*Mullus surmuletus*) which were captured in the Dardanelles Strait were used. In addition to samples of fish, mussel (*Mytilus galloprovincialis*) served as bio indicator in sea, algae and sediment samples were taken and their ^{137}Cs was determined.

The activity of ^{137}Cs in water samples taken from the Dardanelles Strait between April 2010 and May 2011 was determined between $11,64\pm 1,46 - 15,38\pm 1,51 \text{ Bq.m}^{-3}$. The activity of ^{137}Cs in water sample taken after Fukushima Nuclear Power Plant was determined as $11,1\pm 1,05 \text{ Bq.m}^{-3}$ and changes in samples taken are shown in the graphic. As rain water samples taken after the Fukushima Nuclear Power Plant is just 9 lt and Cs concentration in rain water is too little, no ^{137}Cs radioactivity has been found in samples and the result is given only as MDA. For the sediment sample (dry) the activity of ^{137}Cs was measured as $1,6\pm 1,0 \text{ Bq/kg}$ and determined to consistent with previous studies.

In our study, concentrations of ^{137}Cs determined in seaweed and mussel samples remained below the minimum detectable activity. While the concentrations of ^{137}Cs in surface fish remains below the minimum detectable activity, concentration of ^{137}Cs was found at some bottom fish. It determined that ^{137}Cs activity observed in fish ranged between $1,24\pm 0,05$ and $0,7\pm 0,12$ Bq/kg. It was found that the value of ^{137}Cs in the organism such as and mussels consumed by people is below the limits set by EU (in food staff for ^{137}Cs 600Bq/kg).

Key Words: Dardanelles Strait, Gamma spectrometer, ^{137}Cs in sea water, ^{137}Cs in sea organism, ^{137}Cs in sediment and seaweed

İÇERİK

	Sayfa
TEZ SINAVI SONUÇ BELGESİ.....	ii
İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	v
ÖZET.....	viii
ABSTRACT.....	x
BÖLÜM – 1 GİRİŞ.....	1
1.1. Radyoaktif Kirlenme Sebepleri.....	2
1.1.1. Nükleer Denemeler.....	3
1.1.2. Nükleer Reaktör Kazaları.....	5
1.2. Nükleer Denemeler ve Çernobil Reaktör Kazası Sonucunda Çıkan Radyonüklitler.....	9
BÖLÜM – 2 ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	12
2.1. Çernobil Kazasının Etkisi ve Radyonüklitlerin Karadeniz’e Girişi...	12
2.1.1. Su Yüzeyine Atmosferik Serpinti.....	13
2.1.2. Nehir Girdisi.....	13
2.2. Radyonüklitlerin Denizel Ortama Girişi ve Boğazlar Aracılığıyla Taşınması.....	15
2.3. Organizma ve Sedimentte ¹³⁷Cs’nin Birikimi ve Taşınması.....	17
BÖLÜM – 3 MATERYAL VE YÖNTEM.....	22
3.1. Örneklerin Analize Hazırlanması	23
3.1.1. Deniz Suyunun Hazırlanması.....	23
3.1.2. Organizmaların ve Sedimentin Hazırlanması.....	24

3.2. Analiz.....	27
3.2.1. Gama Işınlarmın Maddeyle Etkileşmesi ve Gama Spektrometresi	27
3.2.2. Aktivite Konsantrasyonunun Hesaplanması.....	33
3.2.2.1. Detektör Kalibrasyonu.....	33
3.2.2.1.1. Enerji Kalibrasyonu.....	35
3.2.2.1.2. FWHM Kalibrasyonu.....	36
3.2.2.1.3. Verim Kalibrasyonu.....	37
3.3. Aktivite ve Belirsizlik Hesapları.....	39
3.4. MDA (Minimum Detectable Activity) Hesaplamaları.....	40
BÖLÜM – 4 ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	41
BÖLÜM – 5 SONUÇ VE ÖNERİLER.....	48
KAYNAKLAR.....	50
Ekler.....	I
Çizelge Listesi.....	VII
Şekil Listesi.....	VIII
Özgeçmiş.....	IX

BÖLÜM 1**GİRİŞ**

Günümüzde artan sanayileşme, fabrika atıklarının iyi işlenmemesi, fosfatlı gübrelerin ve pestisitlerin kullanılması ve çeşitli kazalardan dolayı meydana gelen çevre kirliliğinin yanı sıra radyoaktif kirliliğin de izlenmesi oldukça önemlidir. Radyonüklitlerin çevreye salınması planlı veya kaza sonucu olabilir. Atmosferik nükleer denemeler ve nükleer kazaları izleyen radyoaktif serpintiler, nükleer tesislerden radyonüklit deşarjları, nükleer atıkların dünya okyanuslarına ve denizlerine dökülmesi, deniz altı kazaları, uydu kazaları, deniz altında yapılan nükleer denemeler gibi nedenlerden denizel ortamlarda bulunan yapay radyonüklitlerin konsantrasyonlarında ve çeşitliliğinde artma görülmüştür. Bu yapay radyonüklitlerin önemli bir bölümünü, gerçekleştirilen nükleer denemeler ve nükleer kazalar sonrasında açıkta meydana gelen fisyon ürünü radyonüklitler oluşturur. Bu radyonüklitlerin atmosferdeki hareketleri ve biyotada birikmesi radyonüklitin partikül büyüklüğüne, meteorolojik olaylara ve topoğrafik yapıya bağlı olarak şekillenmektedir. Fisyon ürünü radyonüklitler arasında en önemlisi bolluğu, uzun yarı-ömrü (30,17 yıl) ve potasyuma benzer özellikleri nedeniyle ^{137}Cs 'dir (Sezyum – 137). 1960'lı yıllarda yapılan atmosferik nükleer denemelere ilaveten 1986'daki Çernobil ve 2011 Mart ayında meydana gelen Fukuşima kazaları ile birlikte doğaya yüksek miktarda ^{137}Cs salınımı gerçekleşmiştir. Sadece Çernobil Nükleer reaktör kazasından sonra doğaya salınan ^{137}Cs miktarının 85 PBq ($85 \cdot 10^{15}$ Bq) civarında olduğu tahmin edilmektedir (Livingston ve Povinec, 2000). Özellikle Çernobil Nükleer Güç santrali kazasının ardından başta Karadeniz olmak üzere, deniz suyu ve denizel organizmalarda çok sayıda analiz gerçekleştirilmiştir. Fukuşima Nükleer Santralinde tsunamiden sonra soğutma sistemlerinde arıza dolayısıyla meydana gelen çekirdek erimesinden kaynaklanan radyoaktif kirlleticiler atmosfer ve okyanusta radyoaktivitenin artmasına neden olmuştur. Bununla ilgili kirlilik boyutunun saptanabilmesi için izleme çalışmalarına başlanmıştır. Bu konuda ülkemizde de çalışmalar devam etmektedir. Hatta TAEK web sitesinde yayınlanan 34 numaralı basın açıklamasında (26 Nisan 2011) *“22 Mart 2011 öncesinde alınan hava örneklerinde herhangi bir I-131 veya Cs-137 aktivitesi gözlenmezken bu tarihten sonra yapılan analizlerde eser miktarda I-131, Cs-134 ve Cs-137 aktiviteleri tespit edilmiştir. 05-09 Nisan 2011 tarihleri arasında alınan hava örneklerinin aktivite seviyelerinde, önceki günlerde alınan örneklere göre artış gözlemlenmiştir. Ölçülen en yüksek I-131 ve Cs-137 aktivite değerleri sırasıyla 2,50 mBq/m³ ve 0,23 mBq/m³'tür. 10 Nisan 2011 tarihinden sonra alınan hava örneklerinin aktiviteleri ise düşme eğilimindedir”* ifadesine yer verilmiştir.

Atmosferde taşınan bu radyoizotopların küresel serpinti yoluyla denizel bölgeye etki edebileceği düşünülmektedir.

Atmosferde değişik aerosollerle birlikte hareket edebilen radyonüklitler, deniz çevresi dinamik bir sistem olduğundan, denizel ortama kuru ya da yağ depolanma yoluyla girerler ve bu ortamlarda denge durumunda kalmazlar. Su kolonunun kimyasal özelliklerine bağlı olarak biyolojik ve fiziksel olayların katkısıyla dikey ve/veya yatay olarak taşınırlar ve bu özelliklerinden dolayı da izleyici olarak deniz çalışmalarında kullanılırlar. Çanakkale boğazının fiziksel durumu düşünüldüğünde boğazlar yoluyla Akdeniz'e radyonüklit transferi oldukça önemlidir.

Bu çalışmada, Çanakkale Boğazında belirlemiş olduğumuz bir istasyondan 10 ay boyunca deniz suyu örnekleri alınacaktır. Deniz suyu örneklerinde ¹³⁷Cs radyoizotopundan faydalanarak radyoaktif izlemenin yanı sıra, boğazda yaşayan 7 balık türü, yosun, sediment ve denizlerde biyoindikatör olarak görev yapan midye örneklerinde gama spektrometrik analizler yapılacaktır. Özellikle Çanakkale çevresinde radyoaktivite düzeylerinin belirlenmesi ve o bölge için bir veri tabanının oluşturulması planlanmıştır. Bu veri tabanı, herhangi bir nükleer kaza durumunda bize geçmişe yönelik bilgi vereceğinden önemlidir.

1.1. Radyoaktif Kirlenme Sebepleri

Dünyanın yapay radyonüklitler ile tanışması 1950'ler ve 1960'ların sonlarında yapılan nükleer denemeler, 1964'de Amerikan SNAP 9A uydu kazası ve 1986'da meydana gelen Çernobil Nükleer Santrali kazası gibi olaylara dayanır (Livingstone ve Povinec, 2000). Diğer taraftan, kaza veya nükleer denemeler dışında normal koşullarda, çalışmakta olan gerek nükleer santrallerin, gerek yeniden işleme tesislerinin ve gerekse nükleer atık tesislerinin deşarj sularıyla birlikte kontrollü olarak bir miktar radyoaktivitenin denize veya akarsulara salınmasına müsaade edilmektedir. Bu tür salınımı gerçekleştiren ülkelerin denizlerde ve karasal bölgede rutin olarak sürdürdükleri izleme çalışmaları mevcuttur. Bizim ülkemizde ise bu durum farklıdır. Her ne kadar nükleer reaktörümüz, yeniden işleme tesisimiz olmasa da çevre kirliliği ülke sınırlarına bağlı kalmadan, dünyada meydana gelebilecek olası bir kaza öncesi fon radyasyonun belirlenmesi açısından, izleme çalışmaları önemlidir. Bunun en güzel örneği de Çernobil ve Fukuşima kazalarının etkilerinin ülkemizde de görülmesidir.

1.1.1. Nükleer Denemeler

Nükleer silahlar şimdiye kadar geliştirilmiş olan insan ve doğaya en fazla zarar veren teknolojilerden biridir. 1938'de fisyonun keşfinden sonra bu teknolojinin kontrol sorunu tüm insan ırkının temel sorunu olmuştur. Daha sonra Dünyamız, gerek savaş tehdidi ve gerekse silahların kullanımı ile ilgili endişelerle birlikte yaşamaya başlamıştır. Kod adı Trinity olan ilk nükleer deneme Manhattan Projesi kapsamında 16 Temmuz 1945'de New Mexico'daki Alamogordo bölgesinde Amerika tarafından gerçekleştirilmiştir. II. Dünya savaşı sırasında Amerika'nın Japonya'ya karşı kullandığı nükleer bombanın etkisi tüm dünya tarafından görülmüştür.

1999 yılına kadar 2408 nükleer deneme gerçekleştirilmiştir (Cigna, 1999). Bu denemeler içinde dünya çevresinde çeşitli bölgelerde yapılan atmosferik nükleer denemelerin sayısı 543 iken yer altında yapılan denemeler 1867 olarak belirlenmiştir. Bilinen son nükleer deneme 2006 yılında Kuzey Kore'de yapılan yer altı denemesidir. En çok nükleer deneme, Amerika (1945'den beri), Sovyetler Birliği (1949'dan beri) , Fransa (1960'dan beri), Çin Halk Cumhuriyeti (1964'den beri). İngiltere (1952'den beri) tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu testlerin sonucunda bazı kısa yarı ömürlü radyonüklitler olduğu kadar uzun yarı ömürlü radyonüklitler de atmosfere yayılmış ve uzun bir süre boyunca dünyanın yüzeyine çeşitli miktarlarda kuru ve yaş serpinti olarak düşmeye başlamıştır. Kısa yarı ömürlü radyonüklitler test alanlarının yakınındaki bölgelerde doz artmasına katkıda bulunurken, uzun yarı ömürlü radyonüklitler çevrede kalıcı değişikliklere veya dünyanın büyük bölümünde fon radyoaktivitesinin artmasına neden olmuştur.

1981'den önce atmosfere giren radyonüklit miktarları, ^{137}Cs için yaklaşık $9,6 \cdot 10^{17}$ Bq, ^{90}Sr (Stronsiyum – 90) için yaklaşık $7,4 \cdot 10^{17}$ Bq ve ^{14}C (Karbon – 14) için yaklaşık $2,2 \cdot 10^{17}$ Bq'dir. Sovyetler Birliği'nde (Rusya) 1963'e kadar tamamlanan nükleer denemelerin katkısı, ^{137}Cs için yaklaşık $1,8 \cdot 10^{17}$ Bq, ^{90}Sr için yaklaşık $1,2 \cdot 10^{17}$ Bq olup, bu miktar nükleer denemeler sonucu olarak yukarıda belirtilen çevreye giren toplam radyonüklit miktarının yaklaşık %20'sidir (Nuclear Explosions In The Ussr: The North Test Site Reference Material Version 4).

Nükleer silah denemelerinde 900'den fazla fisyon ürünü ortaya çıkmasına rağmen sadece 165 tane yeterince uzun yarı ömürlü radyonüklit kuru ve yaş serpinti yoluyla ortama girmiş, serpintilere ve bu nedenle insan hayatı için potansiyel bir tehdit oluşturmuştur. Bazı ülkelerin gerçekleştirdiği atmosferik nükleer denemelerin sayısı ve bölgeleri Çizelge 1.1.'de gösterilmiştir (National Research Council (U.S.)).

Çizelge 1.1. Ülkeye ve Bölgelerine göre gerçekleştirilen büyük nükleer testler (National Research Council (U.S))

Ülke	Test Bölgesi	Gerçekleştirilen test sayısı	Ürün(Megaton)	Toplam ürün (megaton)
Çin	Bütün Bölgeler	22	21	21
Fransa	Bütün Bölgeler	45	10	10
İngiltere	Christmas Adası	6	7	8
	Diğer Bölgeler	15	1	
Amerika	Nevada	86	1	154
	Marshall Adası	69	109	
	Christmas Adası	24	23	
	Johnston Atoll	12	21	
	Diğer Bölgeler	6	0.1	
Eski Sovyetler Birliği	Novaya Zemlya	91	239	247
	Semipalatinsk	116	7	
	Diğer Bölgeler	12	1	
	Toplam	543		440

1.1.2. Nükleer Reaktör Kazaları

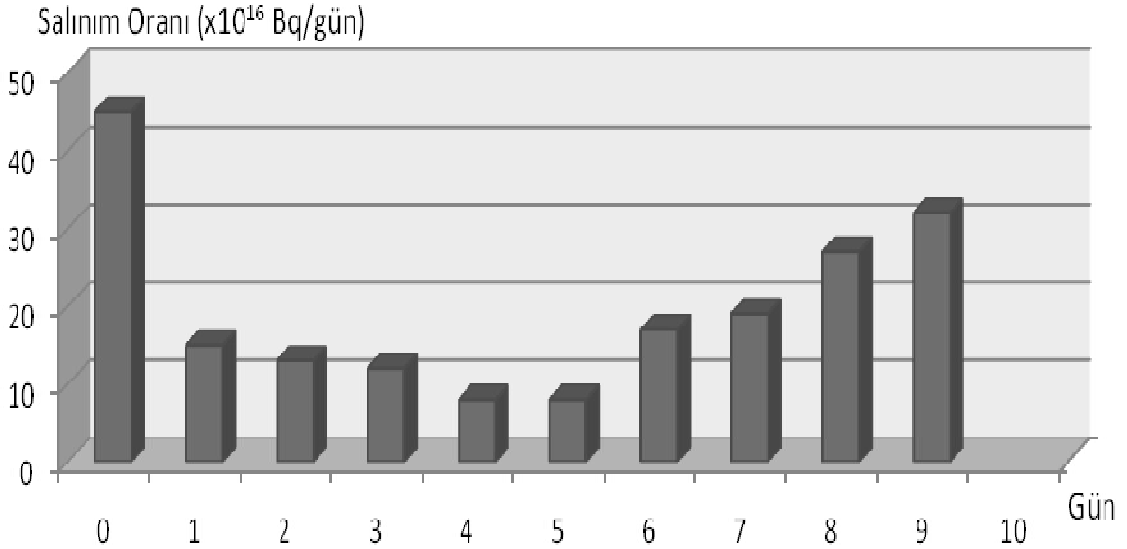
Günümüze kadar 20'ye yakın nükleer reaktör kazası yaşanmıştır. Bunların içerisinde en önemlileri, 28 Mart 1979 yılında Amerika'nın Pennsylvania kentinde meydana gelen Three Mile Island, 26 Nisan 1986'da Ukrayna'nın Pripyat kentinde meydana gelen Çernobil ve 11 Mart 2011 yılında Japonya'da meydana gelen 9 şiddetindeki depremin ardından yaşanan tsunami olayı sonrası meydana gelen Fukuşima kazalarıdır.

Three Mile Island nükleer reaktör kazası, reaktör besleme suyunun kaybı ile reaktör soğutma sisteminin devre dışı kalması nedeniyle çekirdek erimesiyle başlayan olaylar dizisidir. Kaza santralin nükleer olmayan kısmında reaktör %97 güçle çalışırken meydana gelmiştir. Ana besleme pompalarının çalışması, elektriksel ve mekanik yetersizlikten dolayı durmuş ve buhar üreticinin ısıyı uzaklaştırıp verememesi nedeniyle kaza meydana gelmiştir. Kazadan sonra çevreye 481 PBq radyoaktif asal gaz salınımı ve daha tehlikeli olan ¹³¹I salınımı daha az miktarda meydana gelmiştir. Reaktör çekirdeğinde bulunan 64 milyon curie ¹³¹I'ın (İyot – 131) 20 milyon curie kadarı atmosfere sızmıştır. Kazadan önce uzmanların olası bir kazanın sonuçlarını projelendirdiği miktardan daha az bir radyoaktif madde salınımı olduğu açıklanmıştır (Walker J. Samuel, 2004). Three Mile Island Nükleer kazası Amerika'da tarihinin en büyük çevre felaketi olarak kayıtlara geçmiştir.

Çernobil Nükleer güç santrali kazası 25 Nisan 1986'da reaktörün 4. Ünitesinde yapılmak istenilen deney sırasında yapılan hatalardan kaynaklı olarak meydana gelmiştir. Deneyin amacı, şebeke elektriği kesilmesi durumunda yavaşlayarak duracak olan tribünün acil durum jeneratörleri devreye girinceye kadar soğutma pompalarına yeterli gücü sağlayıp sağlayamayacağını görmektir. Bu deney daha önce de yapılmış ve kesin bir sonuç elde edilemediği için tekrar yapılmaya karar verilmiştir. Ancak bu deney sırasında olaylar planlandığı şekilde gitmemiş ve deneyi başlattıktan kısa bir süre sonra patlamalar meydana gelmiştir.

Çernobil kazası farklı özellikler gösteren radyonüklitlerin salınmasına neden olmuştur. Ortama yaygın olarak salınan radyoizotopların bulutların hareketleri ve kuru yağ serpinti yoluyla kilometrelerce uzaklara taşınabilecekleri de bu kaza sonrasında yapılan çalışmalar sonucunda anlaşılmıştır. Çernobil 4. Reaktör çekirdeği, kaza sırasında 4×10^{19} Bq civarında radyoaktif madde içeriyordu. Çernobil kazasının 30 km'lik yarıçap çevresinde ve Sovyetler Birliği genelinde alınan örneklerin analizleri sonucunda, kaza sırasında yakıttan ksenon ve kripton gibi asal gazlardan $1-2 \times 10^{18}$ Bq civarında uçucu

maddenin salındığı tahmin edilmiştir. Asal gazların %100'nün yakıttan salındığı düşünülmüştür. Uçucu radyonüklit olan iyot, sezyum ve tellür'ün %10-20 kadarı yakıttan salındığı tahmin edilmiştir. Baryum, stronsiyum, plütonyum, seryum vb. gibi daha fazla ısıya dayalı olan radyonüklitlerin salınımı %3-5 civarındadır. Salınan radyonüklitlerin hepsi tek bir olayla ortaya çıkmamıştır. Atmosferde radyoaktif maddelerin salınması, yaklaşık 10 günlük süre boyunca devam etmiş olup bu süre içinde, birincisi kazanın meydana geldiği gün (26 Nisan), ikincisi kazadan 9 gün sonra (5 Mayıs) olmak üzere iki büyük radyoaktif madde salınması gerçekleştirmiştir (Çernobil Serisi No:1 2007), (Jensen, 1994). Şekil 1.1.'de Çernobil Nükleer santral kazasından sonra 10 gün boyunca salınan radyoaktivite miktarları gösterilmiştir.



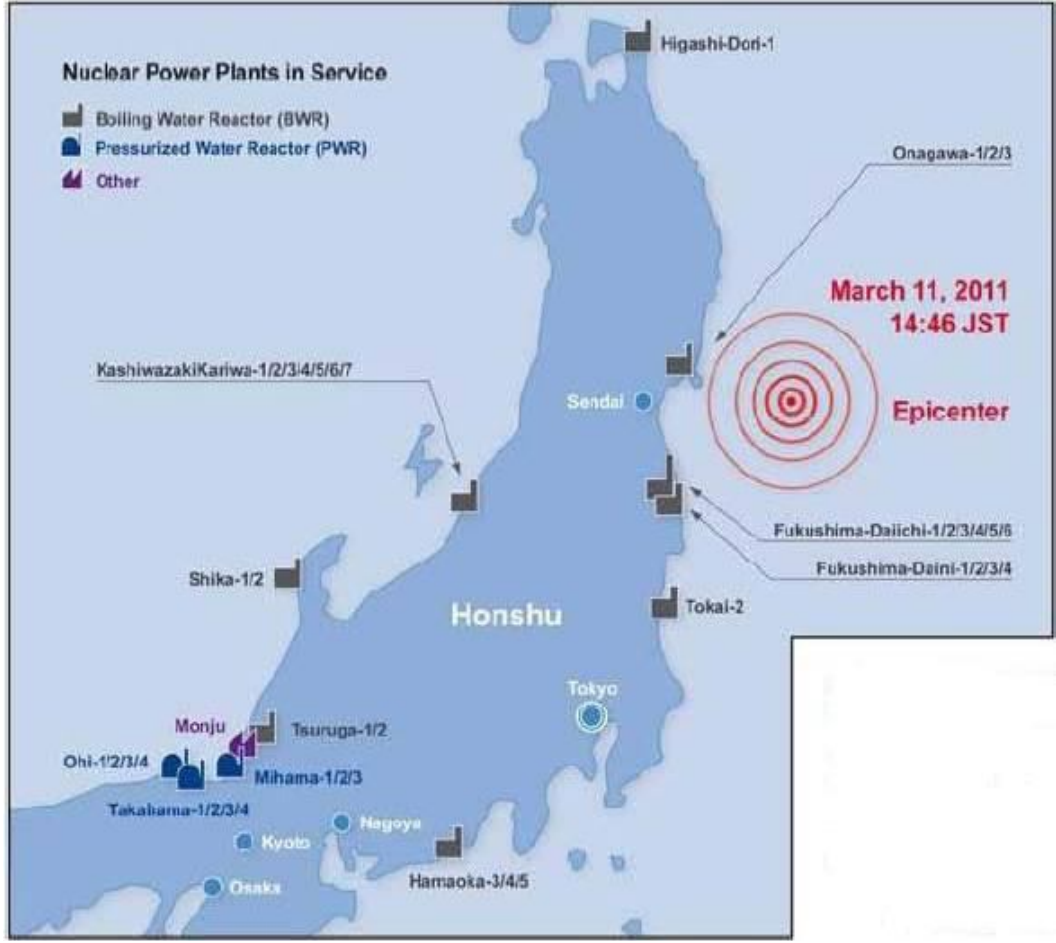
Şekil 1.1.Çernobil Nükleer kazasından sonra günlük radyoaktivite salınımı (Jensen, 1994).

Atmosfere salınan bu gaz ve radyoaktif maddeler, yüksek sıcaklık nedeniyle hızla yükselerek 1000 - 1500 metre yüksekliğe kadar çıkmış ve radyoaktif bulutlar oluşturmuştur. Bu radyoaktif bulutlar meteorolojik koşullara bağlı olarak tüm Avrupa üzerinde yayılmaya başlamış ve sadece Avrupa değil kuzey yarım kürenin büyük bölümünü etkilemiştir.

Çernobil kazasından sonra havaya salınan radyonüklitler içinde en önemlileri ¹³¹I, ¹³⁴Cs (sezyum-134), ¹³⁷Cs olsa da radyoaktif buluttan etkilenen ülkelerin hava partiküllerinde ve yağışlarda birçok radyonüklit tespit edilmiştir.

Fukuşima Nükleer reaktör kazası 11 Mart günü Japonya’da meydana gelen 9,0 şiddetindeki deprem sonrasında oluşan tsunami neticesinde meydana gelmiştir. Japonya’da bulunan Fukuşima Nükleer Santralinin zarar görmesi sonucunda tüm dünyanın dikkati buraya toplanmıştır. 26 Mart 2011 tarihinde kıyıdan 30 km uzaktaki istasyondan alınan deniz suyu örneklerinde ^{131}I konsantrasyonu 6 – 18 Bq/L, ^{137}Cs için <MDA ile 16 Bq/L arasında değiştiği rapor edilmiştir. (IAEA, 2011). Japonya’da meydana gelen bu olay radyonüklit izleme çalışmalarına ilgiyi tekrar artırmış ve kazanın hemen akabinde konu ile ilgili çalışmalar yayınlanmaya başlamıştır (Lozano ve ark. 2011, Bolsunovvsky ve Dementyev, 2011; Manolopoulou ve ark., 2011).

Fukuşima nükleer santrali kazası, depremden sonra ve sonucunda oluşan tsunami nedeniyle reaktörlerin soğutma sistemlerinin devre dışı kalması sebebiyle meydana gelmiştir.. Depremden önce 4, 5 ve 6’ncı reaktörler bakım için planlı olarak kapatılmıştır. Çalışmakta olan diğer reaktörler ise depremden sonra otomatik olarak kapatıldıktan sonra bozunmadan kaynaklanan ısı acil durum jeneratörlerinden gelen su ile soğutuluyordu. Fakat tsunamiden sonra bu reaktörleri soğutmak için gerekli olan acil durum jeneratörleri de devre dışı kalmış ve sonraki 3 hafta boyunca 1, 2 ve 3’üncü reaktörlerde kısmi nükleer erime olduğu fark edilmiştir. 1. ve 3. reaktördeki görünür patlamaların hidrojen gazının sebep olduğu düşünülmektedir ve bir şüpheli patlamada 2. reaktör de gerçekleşmiştir. Bu patlama borulara zarar veren ilk patlamadır. Bu patlamanın ardından 1, 3 ve 4’üncü reaktörlerin yakıt havuzlarının üstü açılmış gibi ve radyoaktif maddelerin çevreye salınımı gerçekleşmiştir. Aşağıdaki Şekil 1.2.’de kazanın olduğu bölge haritada gösterilmiştir.



Şekil 1.2. Fukuşima Nükleer Reaktör Kazasının olduğu bölge (Recommendations for Enhancing Reactor safety in the 21st Century).

Radyasyon sızıntısı büyük tahliyelere, su kaynakları ve yiyeceklerin kirlenmesine ve nükleer işçilerin yüksek miktarda doz almasına sebep olmuştur. IAEA'nın (2011) (Uluslar Arası Nükleer Atom Enerji Ajansı) raporunda 5 Nisan itibariyle içme sularında ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$ gibi radyonüklitler düşük miktarda tespit edildiği belirtilmiştir. Reaktörlerde kullanılan radyoaktif madde içeren soğutma suları Pasifik Okyanusa boşaltılmıştır ve bu olaydan dolayı denizel ortamlarda radyasyon miktarı artmıştır. IAEA'nın günlük olarak güncellediği bilgilerde 21 Nisan 2011'de TEPCO'nun (Tokyo Electric Power Company) ölçüm yaptığı deniz suyu örneklerinde ^{131}I ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun 0,5 kBq/L'nin altında olduğunu rapor etmişlerdir. Yine aynı çalışmada verilen değerlere göre tahminen 4,7 PBq'lık bir salınım meydana geldiği tahmin edilmektedir (Fukushima Marine Environment Monitoring, 2011). Gerek atmosferik salınım ve gerekse denize olan deşarjlar göz önüne alındığında ^{134}Cs ve ^{137}Cs konsantrasyonunun önümüzdeki birkaç yıl içerisinde Kuzey Pasifik'te yükselbileceği düşünülmektedir.

1.2. Nükleer Denemeler ve Çernobil Reaktör Kazası Sonucunda Ortaya Çıkan Radyonüklitler

Radyoaktivitenin keşfinden sonra yıllardır birçok radyonüklit tanımlanmıştır. Şu anda bilinen 2450 tane radyonüklit vardır. Bunlardan 266 tanesi kararlıdır ve bunların 65 tanesi doğal radyonüklitlerdir (NCRP, Caesium – 137 in the Environment: Radioecology and Approaches to Assessment and Management). Geriye kalan 2119 radyonüklit insanlar tarafından çeşitli nükleer süreçlerde üretilmiştir. Nükleer denemeler, nükleer kazalar ve çeşitli endüstriyel faaliyetler sonucunda ortaya çıkan birkaç radyonüklit aşağıdaki Çizelge 1.2.'de gösterilmiştir. Bu çalışmada her ne kadar ^{137}Cs radyoizotopu kullanımı temel alınmış olsa da diğer radyoizotoplar hakkında da bilgi vermek kazanın boyutunun anlaşılması açısından önemli olacaktır.

Çizelge 1.2. Bazı radyonüklitlerin yaptığı ışınlar ve yarı ömürleri

Adı	Atom Numarası	Radyasyon Tipi			Yarı Ömür
		Alfa	Beta	Gama	
Amerisyum-241 (^{241}Am)	95	•		•	437,2 yıl
Sezyum-137 (^{137}Cs)	55		•	•	30,17 yıl
Kobalt-60 (^{60}Co)	27		•	•	5,27 yıl
Plütonyum ($^{238,239}\text{Pu}$)	94	•	•	•	87,4 ve 24000 yıl
Stronsiyum-90 (^{90}Sr)	38		•		29,1 yıl
İyot-131 (^{131}I)	53		•	•	8 gün
İyot-129 (^{129}I)	53		•	•	15.7 milyon yıl

Antropojenik (yapay) radyoizotopların çevreye yayılması farklı yollar ile olsa da sonunda besin zinciri yoluyla insana kadar ulaşabilir. Her ne kadar bu yüksek lisans tezi çalışmasının konusu ^{137}Cs radyoizotopunun Çanakkale Bölgesindeki konsantrasyonlarının

belirlenmesi ise de, burada kısaca nükleer denemeler ve kazalar sonucu ortaya çıkan radyoizotopların davranışı konusunda bilgi vermek faydalı olacaktır.

Yaptığımız çalışmada temel alınmış olan sezyumun kararlı olmayan pek çok izotopu olmasına rağmen en önemli izotopları yaklaşık 30,17 yıllık bir fiziksel yarı ömre sahip olan ^{137}Cs ve 2 yıllık bir fiziksel yarı ömre sahip olan ^{134}Cs izotoplarıdır. Kimyasal özelliği potasyuma çok benzeyen bu izotoplar, potasyum ihtiyacı olan organizmalar tarafından kolaylıkla alınabilmektedir. Bu benzer kimyasal özelliğinden dolayı sezyum izotopları potasyum gibi kaslarda depolanır. Çernobil nükleer reaktör kazası sonrasında Karadeniz, Edirne, ve Kayseri yörelerinde insanlarda bütün vücut yükü sayımları yapılmış ve kas yapısı erkeklere göre daha zayıf olan kadınlarda biriken ^{137}Cs miktarının erkeklere nazaran daha az bulunduğu rapor edilmiştir (Köse N.,1999)

İki önemli (^{131}I ve ^{129}I) radyoizotopa sahip olan radyoaktif iyodun davranışı ise stabil iyotun davranışına benzer ve büyük bir kısmı tiroitte birikir. ^{131}I radyoizotopu oda sıcaklığında süblimleştiği için sadece gıda yoluyla değil, solunum yoluyla da vücuda kolaylıkla alınabilmektedir.

Yine nükleer denemeler ve kazalar sonucunda yüksek miktarda salınan ^{90}Sr radyoizotopu uzun yarı ömrü ile (29,1 yıl) oldukça önemlidir. Kalsiyuma benzer davranış gösteren bu izotop, kemiklerde ve dişlerde birikir. Filyon ürünleri arasında iç dozun en önemli katkısının ^{90}Sr tarafından geldiği bilinmektedir (Pöschl ve Nollet, 2007). Bununla beraber ^{90}Sr izotopunun organizmaya transferi Cs izotoplarında olduğu gibi kaynağa bağlı değil, organizmanın ihtiyacına bağlıdır.

Transuranik (yapay yollarla üretilen kararsız radyoaktif elementler) bir element olan Plütonyumun 15 izotopu olmasına rağmen sadece 24000 yıllık yarı ömre sahip olan ^{239}Pu ile 87,4 yıllık yarı ömre sahip ^{238}Pu izotopları insan sağlığı açısından önemlidir. İnsan vücuduna girmesi en fazla gıda ile olur ve bunu solunum yolu izler. Deriden emilim ise ancak yara ve kesik olması durumunda gerçekleşir. Toprakta bitkiye transferi önemsenmeyecek kadar küçük olan Plütonyum izotopları, vücuda herhangi bir yol ile alındığında kemik yüzeyinde depolanır (Drazdova, Z., 2000).

19 izotopu olan amerisyumun da en önemli izotopları ^{241}Am ve ^{243}Am izotoplarıdır. Diğer izotopların yarı ömrü 51 saatten kısadır. Plütonyuma benzer şekilde topraktan transfer faktörü oldukça düşük olan bu izotop, denizel organizmaların kabuklarında yani tüketilmeyen kısımlarda birikir. İnsan vücuduna girdiğinde ise kemik, karaciğer ve kaslarda birikmektedir.

Radyoizotopların besinlerde ve çevrede kontrolünü ayarlamak oldukça karmaşık olmasına rağmen, Çernobil reaktör kazasından sonra Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı (IAEA), Dünya sağlık Örgütü (WHO), Avrupa Birliği (EU) gibi kuruluşlar gıda maddesi veya yem olarak kullanılan malzemeler için maksimum müsaade edilebilen radyoaktif kirlilik limitlerini belirlemişlerdir. Örneğin Avrupa Birliğinin yayınlamış olduğu müdahale seviyeleri “intervention levels”, yarı-ömrü 10 günden büyük olan gama yayıcılar için 1000 Bq/kg olarak belirlenirken, ²³⁹Pu, ²⁴¹Am gibi alfa yayıcılarda bu değer 20 Bq/kg ve uzun yarı ömürlü beta yayıcı olan ⁹⁰Sr için 125 Bq/kg ve beta ve gama yayan ¹³⁷Cs için ise 600 Bq/kg olarak belirlenmiştir (Council Regulation (EEC)).

Yapılan bu yüksek lisans tez çalışmasında balık örneklerinin gıda maddesi olduğu düşünüldüğünde, Türkiye’deki besin maddelerindeki radyoaktivite konsantrasyonunun belirlenmesi açısından önemlidir.

BÖLÜM 2 ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Çernobil Kazasının Etkisi ve Radyonüklitlerin Karadeniz'e Girişi

Yapay radyonüklitlerin denizel ortama girişi, atmosferik nükleer denemeler (1945-1960), 1986 yılındaki Çernobil ve 2011 yılındaki Fukuşima nükleer santral kazaları, nükleer tesislerden deşarjlar, denizaltı nükleer kazaları, radyoaktif kaynakların kaybı, endüstri ve tıp uygulamalarında kullanımı ve radyonüklitlerin bir güç kaynağı olarak uyduların yakılmasında kullanımı gibi uygulamalar sonucunda meydana gelmiştir. Bu olaylar sonucu direk olarak atmosfere salınan radyonüklitler kuru ya da yağ serpinti olarak denizel ortama taşınır bazen de nehirler yoluyla deniz ortamına taşınırlar. Radyonüklitlerin denizel ortamdaki davranışı radyoizotopların türüne bağlı olduğu gibi deniz suyunun fiziksel ve kimyasal parametrelerine de bağlı olarak gelişir. Bu yüzden su kolonunda farklı tabakalarda oksik (oksijenli), suboksik (az oksijenli) ve unoksik (oksijensiz) bölgeleri olan Karadeniz oldukça ilgi çekicidir.

Karadeniz bir iç deniz olduğu için okyanusla doğrudan su değişimi yoktur, komşu denizler ile zayıf su değişimi vardır. Bu yüzden su yapısının özellikleri ve dinamiği su kütleindeki diğer kirleticiler ve radyonüklitlerin özel davranışını belirler. Karadeniz maksimum küresel serpinti bölgesinde bulunmaktadır. Buna ek olarak bu nispeten küçük deniz çok büyük bir havzadan nehir suları alır. Orta ve Doğu Avrupa'nın kirlenmiş toprakları dışında radyoaktif serpinti ürünleri boğazlar yoluyla Ege Denizi'ne ve Akdeniz'e taşınır.

Nisan 1986'da Çernobil nükleer santral kazası hem karasal hem de denizler üzerindeki etkisi açısından şimdiye kadar meydana gelen nükleer kazaların en büyüğü ve en önemlisidir. Salınan nükleer atıkların aktivitesi yüksektir (yaklaşık 1100 PBq). Kazadan sonra dünyanın çeşitli bölgelerinde çevresel radyonüklit düzeyleri artmış ve radyoaktif serpinti olarak dağılmıştır. Salınan toplam ^{137}Cs miktarının 85 PBq ve ^{90}Sr miktarının 10 PBq civarında olduğu tahmin edilmektedir (Livingston ve Povinec, 2000). Radyolojik olarak, Çernobil kazasından en çok etkilenen deniz Baltık Denizi'dir. İlk olarak radyoaktif bulutlar Çernobil'den kuzeye doğru yol aldığı için İskandinav bölgesi üzerinde yüksek birikime neden olmuştur. Atmosferik birikim denizlerin radyoaktif kirlenmesinde önemli bir rol oynamıştır.

Çernobil kazası sonucunda Baltık Denizi'nden sonra en çok etkilenen deniz Karadeniz'dir. Karadeniz'de ^{137}Cs envanteri Çernobil nükleer kazasından dolayı

3 PBq civarında artmıştır. Kazadan iki yıl sonra, hem Dinyester nehrinin katkısıyla hem de atmosferden direk olarak ^{137}Cs katkısıyla, Karadeniz’de ^{137}Cs aktivitesinin 130 Bq.m^{-3} e kadar çıktığı gözlemlenirken, Ege Denizi’nin yüzey suyunda ^{137}Cs aktivite yoğunluğu daha düşük bulunmuştur ($5-10 \text{ Bq.m}^{-3}$) (Livingston ve Povinec, 2000).

Kanivets ve ark. (1999), Karadeniz’in kirlenmesinde Çernobil radyonüklit katkısını belirlemek için ^{137}Cs ve ^{90}Sr denize girişini ve çıkışını 1986-1995 periyodu için hesaplamışlardır. Bu çalışmaya göre Çernobil kazası sonucunda meydana gelen kirlenmenin, daha önceki yıllarda gerçekleştirilen nükleer denemelerden meydana gelen kirlenme seviyesine oldukça yakın olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca bu çalışmada her iki durumda da deniz suyuna ^{137}Cs ve ^{90}Sr katkısının ana girişinin atmosferik serpinti yoluyla olduğu, nehirler yoluyla girişin nispeten daha az olduğu belirlenmiştir. Kanivets ve arkadaşları, Karadeniz’de zaman içerisinde ^{137}Cs ve ^{90}Sr envanterlerinin azalmasını radyoaktif bozunmalarının yanı sıra bu izotopların Boğazlar yoluyla Marmara’ya taşınmasına bağlamıştır.

2.1.1. Su Yüzeyine Atmosferik Serpinti

Atmosferik testlerden dolayı maksimum küresel serpinti $40^\circ - 50^\circ$ kuzey enlem bant içinde gözlemlenmiştir. Bu sebeple Karadeniz nükleer denemeler sonucunda çevreye salınan radyoaktif maddelerden dolayı yüksek düzeyde etkilenmiştir. Çernobil Nükleer kazası ise Karadeniz kaza bölgesine çok yakın olduğu için atmosferik serpintilerden en fazla etkilenen deniz havzalarından biridir. Karadeniz yüzeyine atmosferden Çernobil merkezli radyoaktif serpintisi en yoğun 29 Nisan 1986 ile 5 Mayıs 1986 periyodu arasında meydana gelmiştir (Kanivets ve ark., 1999). Bu ani radyoaktif madde girdisi sonucunda, Karadeniz’in su kütlesindeki ^{137}Cs envanteri yaklaşık 2 kat artmıştır ve 3145 TBq ($3145 \cdot 10^{12} \text{ Bq}$) değerine ulaşmıştır (Vakulovsky ve ark. 1994).

2.1.2. Nehir Girdisi

Karadeniz’e nehirler yoluyla radyonüklit girdisi, deniz yüzeyine direk atmosferik serpintiye göre daha azdır. 1986 – 2000 yılları arasında nehirle ^{137}Cs girdisi atmosferik birikimin sadece %4 – 5’i kadardır. Çernobil kaynaklı radyoizotoplardan dolayı Avrupa’da bulunan su havzalarındaki radyonüklit konsantrasyonları artmıştır. Bu radyoaktivitenin çoğunluğu Pripyat nehrinin havzasında depolanmıştır. Bu nehir Dinyeper nehri rezervuar sisteminin önemli bir bileşenidir. Karadeniz’e Ukrayna’dan yaklaşık 1000 km yol kat ederek gelen Dinyeper nehri akıp geldiği bölge boyunca su kirlenmesi beklenenin üzerinde

olmuştur. Kazadan sonra ilk birkaç hafta içerisinde salınımın hala devam etmesi nedeniyle bölgedeki radyonüklit konsantrasyonu artmış, bunu izleyen günlerde kısa yarı ömürlü radyoizotopların fiziksel bozunmaları nedeniyle ve radyonüklit birikimi havzadaki toprak ve dip sedimentleri tarafından soğurulduğu için, nehir sularında aktivite yoğunluğu azalma eğilimi göstermiştir. Uzun yarı ömürlü ^{137}Cs ve ^{90}Sr radyonüklitleri su ekosisteminin uzun vadede kirlenmesi nedenin temel bileşenidir (Kanivets ve ark., 1999). Kazadan sonra uzun zaman dilimleri içinde havza toprağında tutulan nispeten uzun yarı ömürlü ^{137}Cs ve ^{90}Sr radyonüklitleri, toprak taneciklerinin erozyonu ve toprakların yüzey salınımı ile nehir suyunda yavaşça taşınır.

Kanivets ve ark. (1999), yaptığı çalışmaya göre, Tuna nehri havzası, Dinyeper nehri havzasından daha az kirlenmiştir ve bu kirlenme hala homojen bir dağılıma sahiptir. Tuna nehrinin belirli bir özelliği su içinde yüksek miktarda sediment içermesidir. Bu sedimentler nehir tarafından Karadeniz'e taşınmaktadır. Kazayı takip eden ilk iki yılda (1986 – 1987) Tuna nehrindeki ^{137}Cs yoğunluğu Dinyeper nehrine nazaran daha yüksek iken 1988 yılı ve takip eden yıllarda bu değer düşmüştür. Fakat Tuna nehrinin Karadeniz'e akıttığı su miktarı Dinyeper nehrinin akıttığı su miktarının 4 – 5 katıdır. Bu yüzden Karadeniz'e ^{137}Cs radyoizotopunun girişinde Tuna nehrinin katkısı daha yüksektir. Çizelge 2.1.'de 1986 – 1997 yılları arasında Dinyeper ve Tuna nehrinin yıllık ^{137}Cs aktivite değerleri ve bu yıllar arasında Karadeniz'e taşıdıkları toplam ^{137}Cs miktarları gösterilmektedir.

Çizelge 2.1. 1986 – 1997 yılları arasında Dinyeper ve Tuna Nehirlerin yıllık aktivite değerleri ve bu yıllar arasında Karadeniz'e yıllık ^{137}Cs katkıları (Kanivets ve ark. (1999))

^{137}Cs girdisi				
	Dinyeper Nehri		Tuna Nehri	
Yıl	Bq.m ⁻³	TBq	Bq.m ⁻³	TBq
1986	28.4±4,3	0,59	40,9±16,9	4,25
1987	9.1±0,5	0,33	29,3±8,3	6,24
1988	25.2±1,5	1,15	13,6±3,8	2,82
1989	14.3±1,4	0,49	7,6±2,1	1,34
1990	10.3±0,4	0,38	1,8±0,8	0,24
1991	6,8±0,7	0,30	4,8±0,6	0,95
1992	2,8±0,2	0,070	2,5±0,55	0,42
1993	1,8±0,3	0,070	1,2±0,54	0,18
1994	2,3±0,3	0,063	1,1±0,53	0,20
1995	1,3±0,2	0,048	1,2±0,52	0,26
1996	0,77±0,18	0,022	1,1	0,25
1997	0,82±0,017	0,030	0,93±0,22	0,21
Toplam		3,54		17,3

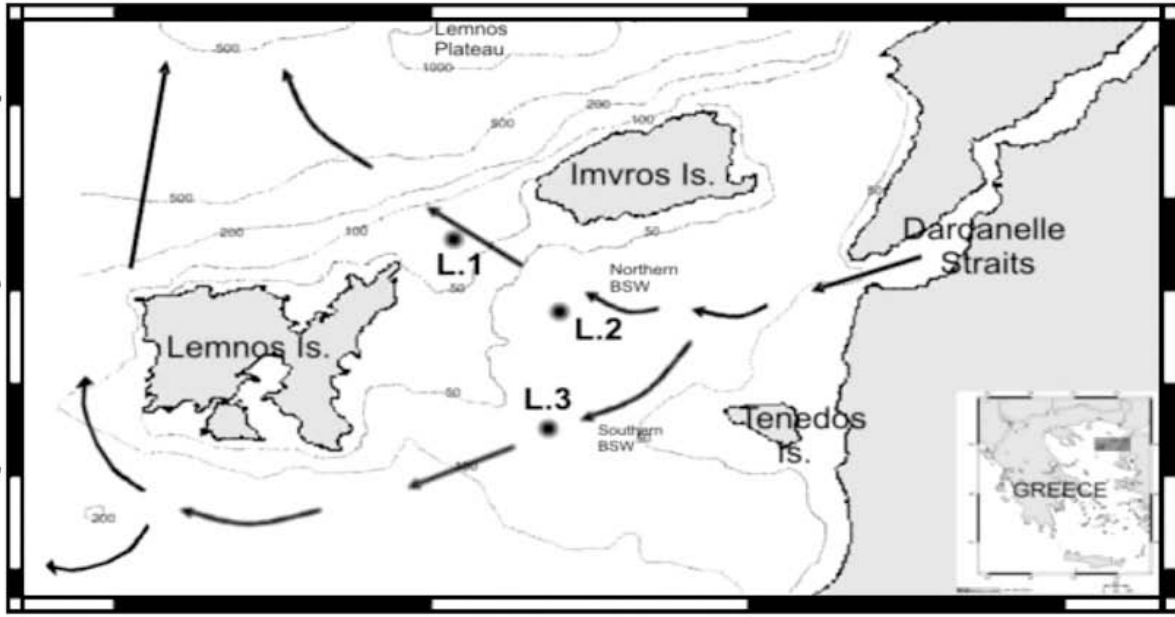
2.2. Radyonüklitlerin Denizel Ortama Girişi ve Boğazlar Aracılığıyla Taşınması

Deniz çevresi dinamik bir sistem olduğu için, sıvı deşarjla ve atmosferik serpinti ile (kuru ya da yaş) yüzeye çıkan radyonüklitler orada sabit kalmayarak su kolonundaki akıntı ve diğer süreçler nedeniyle yatay olarak farklı bölgelere ve dikey olarak dip sulara doğru taşınır, oradan da sedimente transfer edilirler. ^{137}Cs radyonüklidi, potasyum gibi davrandığı için organizmalardaki birikimi büyük önem taşır. ^{137}Cs radyonüklidinin suda dağılımı yaklaşık %70 iyonik formda, %23'ü reaktif parçacık olarak ve %7'si ise kolloidal fazdadır. Evangelidou ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada; ^{137}Cs radyonüklidinin tutucu (konservatif)

özelliğinden dolayı, etkilenen bölgelerdeki kapalı havzalarda, su kolonunda kaldığını belirlemişlerdir. Bunun yanı sıra okyanuslar gibi açık denizlerde ^{137}Cs radyonüklidinin dağılımı, su kolonundaki karışımlardan etkilendiği Povinec ve ark., (2003) tarafından belirlenmiştir.

Karadeniz yüzey suyunda ^{137}Cs yoğunluğu 1986 yılının Haziran ve Temmuz aylarında $15 - 500 \text{ Bq.m}^{-3}$ arasında değişim gösterirken, bu değer 1989 yılı itibari ile $41 - 78 \text{ Bq.m}^{-3}$ arasındadır. Yüzey suyundaki ^{137}Cs konsantrasyonu 2000 yılında daha stabil hale gelmiş ve $20 - 35 \text{ Bq.m}^{-3}$ aralığında bulunmuştur (Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE)). Ayrıca radyoaktivitenin derin sulara doğru hareketi ile Karadeniz’in yüzey tabakasında (0-50 m) ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu sürekli azalmıştır. ^{137}Cs radyonüklidinin dikey hareketine ilave olarak Karadeniz’deki radyonüklit miktarının bir kısmı yüzey akıntı sularıyla İstanbul Boğazına doğru taşınmış, bunun sonucunda Karadeniz’deki radyonüklit konsantrasyonu önemli ölçüde azalmıştır. Lepeshkin ve Medinets, (1994) yaptıkları çalışmada bu bulguyu destekler yöndedir. Sawidis ve ark. (2003) yaptıkları çalışmada 1986 – 1991 yılları arasında, Karadeniz’den Marmara Denizi’ne giren ^{137}Cs miktarı yaklaşık 247 TBq olduğunu söylemişlerdir. Marmara Denizi’ne üst boğaz akıntısıyla önemli derecede radyonüklit taşınmış ve bunların denize karışması sonucunda su kolonundaki radyonüklit yoğunluğu artmıştır.

Kuzey Ege Denizi’nin en temel özelliklerinden biri Marmara Denizi ile su değişimi olmasıdır. Bu değişimde Marmara Denizi, Ege Denizi ile Karadeniz arasında bir kanal görevi görür. Marmara Denizi kapalı bir denizdir ve Ege Denizi’ne Çanakkale Boğaz aracılığıyla, Karadeniz’e ise İstanbul Boğazı ile bağlantılıdır. Bu sistem içinde iki farklı tabakalaşma ve farklı akış sirkülasyonu, Ege Denizi ve Karadeniz suları arasındaki yoğunluk farkından kaynaklanmaktadır. Alt tabakadaki su kütlesi (Ege Denizi suyu) daha yoğunken, üst tabakadaki (Karadeniz suyu) su kütlesi daha az yoğundur. Çanakkale Boğazında yüzey su tabakası Ege Denizi’ne doğru, $50 - 200 \text{ cm.s}^{-1}$ arasındaki hızlarda değişir ve ortalama 85 cm.s^{-1} hızında hareket eder (Lykousis ve ark., 2002). Şekil 2.1’de (Evangelidou ve ark., 2009) üst tabakanın Çanakkale Boğazı’ndan Ege Denizi’ne girişi gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Marmara Denizi'nden Ege Denizi'ne su girişi (Evangelou ve ark., 2009).

Kuzey Ege'de yapılan bir çalışmada, ^{137}Cs konsantrasyonu araştırılmış ve özellikle Çanakkale Boğazının hemen açıklarından alınan deniz suyu örneklerinde ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 82.7 Bq.m^{-3} olarak ölçülmüştür (Florou ve ark., 2010). Sawidis ve ark., (2003), Florou ve Kritis (1994) çalışmasını referans göstererek, Karadeniz'de temizlenme süreci sırasında ^{137}Cs 'nin boşaltımı Marmara Denizi'nden Çanakkale Boğazı aracılığıyla Ege Denizi'ne doğru su kütlelerinin yatay akımı ile gerçekleştiğini ve Çanakkale Boğazı ağzı yüzey suyunda ^{137}Cs yoğunluğu yüzey akıntı sirkülasyon şekline göre 120 Bq.m^{-3} olduğu söylenmiştir. Strezov ve ark. (1998) yayınladıkları bir çalışmada Bulgaristan'ın çeşitli istasyonlarından 1992 yılında almış oldukları deniz suyunda ^{137}Cs konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Deniz suyunda ^{137}Cs konsantrasyonu $0,1 - 0,3 \text{ Bq/L}$ arasında değişim gösterirken sadece birkaç istasyonda ^{137}Cs konsantrasyonu $0,7-1,6 \text{ Bq/L}$ değerine kadar ulaşmıştır.

2.3. Organizma ve Sedimentte ^{137}Cs 'nin Birikimi ve Taşınması

Dip çökeltiler karasal bölgenin orijininden gelen su, hava ve buzullar tarafından transfer edilen parçacıklardan oluşur ve nehir, göl, okyanus zemininde birikir. Bu parçacıklara ek olarak dip sedimenti, kimyasal ve biyolojik süreçler sonucunda çökmüş malzemeleri içerir. Alt çökellerin oluşumu için doğal süreçler yapay aktivitelerle değişebilir. Çoğu insan yapımı malzemeler atmosferik serpinti, bölgeden nehir akışı veya direk deşarj yoluyla su kütlelerine girer ve daha sonra dip sedimentinde birikir. Belirli koşullar altında sedimentteki kirleticiler besin zincirine girebilir veya suya tekrar

salınabilirler. Sonuç olarak dip sedimenti denizel çevrede kirletici bir kaynak olduğu gibi aynı zamanda bir bataklıktır. Bu kirleticiler çevrede geniş ölçekli risklere neden olur ve böylece düzenli aralıklarda izlenmesi gerekir (IAEA, VIENNA).

Sediment, kirletici etkileri ve jeofiziksel süreçlerin çevresel kayıtları için yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. ^{137}Cs ve ^{90}Sr gibi uzun yarı ömürlü radyonüklitlerin taşınması ve dağılımı sadece hidrofiziksel süreçlerle meydana gelmez. Bu taşınımında, ilgili radyonüklidin biyotadaki konsantrasyonu, dip sedimentteki absorpsiyon ve biyosedimentasyon da etkilidir. 1986 yılından önce ^{137}Cs ve ^{90}Sr radyonüklitlerinin deniz suyunda çözülmüş formları bulunduğu bilinmekteydi (Shedov ve ark., 1962) ve bu durum biyolojik taşınımında çok az etkili olmuştur. Çernobil radyonüklitleri ise reaktör yakıtının parçacıkları olup, genellikle çözünmez formdadır. Çernobil nüklitlerinin bu özellikleri sediment ve biyotadaki birikimini etkiler. Örneğin Strezov ve ark. (1998) yapmış oldukları çalışmada ^{137}Cs konsantrasyonu araştırmışlar ve 1987 yılında ^{137}Cs radyoizotopu 120 m derinliklere kadar görülürken, hızla dikey ilerleyerek 1988 yılında 200-250 m derinliklere ulaştığını belirtmişlerdir. Bu çalışmada da belirtildiği gibi, Karadeniz suyunun kendi kendine arınmasında dip sedimenti ile çözülmüş Cs'nin etkileşmesi de etkili olmuştur. Strezov ve ark., çalışmasında deniz suyundan başka Bulgaristan'ın Karadeniz kıyılarından (Romanya sınırından başlayıp ve Türkiye sınırına kadar) alınan sediment örneklerinin mevsimsel olarak analizlerini de yapmışlardır. Bu çalışmada ^{137}Cs radyoizotop konsantrasyonunun sediment yapısına bağlı olduğu, kil ve balçık türü sedimentlerde ^{137}Cs konsantrasyonunun daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Orellana ve ark., (2009), Akdeniz'de 9 farklı istasyondan sediment örnekleme yapılmıştır. İstasyonlar belirlenirken mümkün olduğu kadar kıyısız bölgelerden uzak yerler seçilmiştir. Bu sayede, atmosferik birikim, geri dönüşüm ve su kolonundaki davranışlarının gözlemlenmesini amaçlamışlardır. Yüzey sedimentinde ^{137}Cs konsantrasyonu en az $11,4 \pm 0,6$ Bq/kg ve en fazla $33,3 \pm 6,8$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Bu çalışmaya göre su kolonunda uzun kalma süresine sahip radyonüklitler, sedimentasyon yapan partiküllere bağlandığı için, açık denizlerde kıyısız bölgelerle karşılaştırıldığında, daha yüksek aktivite konsantrasyonlarına sahip oldukları, bunun yanı sıra, kıyısız bölgelerde daha düşük konsantrasyonlara sahip olan karasal girdiler etkin olacağından, dip sedimentlerinde radyonüklit konsantrasyonlarının daha düşük olacağı belirtilmiştir.

Nükleer denemeler ve Çernobil kazasından sonra deniz, göl ve akarsularda sezyum miktarlarında artış gözlenmiştir. Bu artıştan organizmalar da etkilenmiştir. Balık, yosun, kabuklular gibi denizel organizmalarda radyoaktif sezyumun biyolojik birikimi bir dizi

faktöre bağlıdır. Organizmalar yiyeceklerde bulunan radyonüklitleri kendi dokularında biriktirir. Örneğin midyeler biyoindikatör organizmalar olup günde 20 ile 40 L. suyu filtre etme özelliklerine sahiptirler. Midyeler bu özellikleri ile iyi bir filtre gibi görev yapmakta olup, ortamda bulunan kirleticileri büyük konsantrasyonlarda bünyelerinde biriktirirler.

Çernobil Nükleer Reaktör kazasından sonra organizma ile çalışmak deniz suyu ile çalışmaya nazaran daha kolay olduğundan, Karadeniz’de organizmalardaki ¹³⁷Cs konsantrasyonu ile ilgili çok fazla çalışma mevcuttur.

1988 ile 2001 yılları arasında Karadeniz’de yapılan bir çalışmada çeşitli organizmalarda ¹³⁷Cs miktarları araştırılmış ve ¹³⁷Cs radyonüklit konsantrasyonları istavrit balığı örneklerinde 0,2-6 Bq/kg (yaş), midye örneklerinde 0,3-1,7 Bq/kg (yaş), deniz yosununda (*Cystoseria barbata*) ise 0,2 – 2,3 Bq/kg (yaş) değerleri arasında bulunmuştur (IAEA, VIENNA).

Göktepe ve ark. (2002), Karadeniz’in 4 farklı istasyonundan toplanan balık örneklerinde ¹³⁷Cs konsantrasyonunu 1999-2001 yılları için incelemişlerdir. Bu çalışmada istavrit türü organizmada ¹³⁷Cs konsantrasyonu 0,54 – 2,6 Bq/kg (kuru ağırlık) arasında, Karadeniz ve Marmara’da çok yaygın olarak görülen mezgitte ise 0,35 ile 2,60 Bq/kg (kuru ağırlık) arasında görüldüğünü rapor etmişlerdir. Göktepe ve ark. (2003), Karadeniz’in farklı istasyonlarından toplanan deniz yosunu, midye ve sahil kumu örneklerinde ¹³⁷Cs konsantrasyonlarını araştırmışlar en düşük ve en yüksek değerleri sırasıyla $10,4$ Bq/kg (kuru ağırlık), $1,3$ Bq/kg kuru ağırlık ve $1,97 - 16,9$ Bq/kg (kuru ağırlık) olarak hesaplamışlardır.

Bir başka çalışma Güngör ve Portakal (1994), Karadeniz’de yakalanan yunus türü organizmalarda gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada organizmalar disekte edilmiş (kesilmiş) ve kas yapısı, karaciğerleri ve böbreklerdeki ¹³⁷Cs konsantrasyonları ayrı ayrı incelenmiştir. En yüksek ¹³⁷Cs konsantrasyonu kaslarda bulunmuştur. Bunu böbrek ve karaciğer dokusu izlemektedir. Aynı çalışmada Karadeniz deniz suyundaki ¹³⁷Cs konsantrasyonları 35 Bq/m³ olarak verilmiştir.

Topçuoğlu ve ark. (2001), çalışmalarında 1997 – 1998 yıllarında Karadeniz kıyısındaki farklı istasyonlardan deniz salyangozu, midye, balık ve sediment örnekleri toplamışlardır. Şile’den toplanan yosun örneği dışındaki yosunlarda, midyelerin ve deniz salyangozlarının yumuşak dokularında ve mezgit balığında ¹³⁷Cs konsantrasyonu <math><3</math> Bq/kg (kuru) olarak bulmuşlardır. Aynı çalışmada deniz salyangozlarının kas dokusunda ¹³⁷Cs miktarı 6 – 19 Bq/kg (kuru) arasında değişirken, hamsinin tüketilen kısmında 4 – 10 Bq/kg (kuru) ve tirsi balığında 25 Bq/kg (kuru) olarak hesaplamışlardır.

Karadeniz’de ve Akdeniz’de midye izleme programında Türkiye kıyılarından alınan örneklerde ^{137}Cs miktarları Çizelge 2.2’de gösterilmiştir (Thebault ve ark., 2008).

Çizelge 2.2. Türkiye’nin bazı kıyılarındaki midyelerde ^{137}Cs miktarları (Thebault ve ark., 2008)

Örneklerin alındığı bölge	Bq/kg (yaş)
İğneada	0,32±0,07
Kilyos	0,25±0,07
R. Feneri	0,24±0,04
Sinop	0,16±0,12
Ünye	0,22±0,13
Yomra	0,23±0,04
Rize	0,23±0,03
Antalya	0,03±0,01
Botaş	0,06±0,02
Akkuyu	0,030±0,014
Fethiye	0,020±0,011

Topcuoğlu ve Van Doven (1997), yapmış oldukları bir başka çalışmada Mayıs 1986’dan Şubat 1987 yılına kadar İstanbul Boğazı’ndan temin edilen midyelerde ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotoplarının aktivitelerini sırasıyla 141,7 ve 289,2 Bq/kg (kuru ağırlık) olarak midyenin yenen kısmında saptamışlardır. Boğaziçi deniz salyangozu ve istiridye örneklerinde ise ^{137}Cs radyoizotopunun yanı sıra ^{90}Sr ve $^{110\text{m}}\text{Ag}$ radyonüklitlerine de rastlanmıştır (Bulut ve ark. 1993).

Güven ve ark. (1990a), Karadeniz ve Marmara Denizi’nden toplanan farklı türlerdeki alglerde ^{137}Cs konsantrasyonunu incelemişler ve en fazla konsantrasyonun *Cystoseria*

Barbata türü organizmada olduğu tespit edilmiştir. Topçuoğlu ve ark. (1990), yaptıkları çalışmalarında ise Akdeniz'den toplanan yosun, deniz kabukluları ve sediment örneklerinde ^{137}Cs konsantrasyonları araştırılmış ve o tarihlerde Çernobil kazasının Türkiye'nin Akdeniz kıyılarında bir etkisinin görülmediğini söylemişlerdir.

Güven. ve ark. (1990b), Çernobil kazasından önce ve sonra Karadeniz'den toplanan alg türlerinde ^{137}Cs konsantrasyonunu araştırmışlardır. Bu çalışmada Çernobil kazasından önce Karadeniz kıyılarından toplanan deniz yosunu örneklerinde ^{137}Cs aktivitesine rastlanmaz iken; kazadan hemen sonra ^{137}Cs değeri maksimuma ulaşmış ve daha sonraki yıllarda yavaş yavaş bir azalma görülmüştür.

1981 – 1989 yılları arasında Marmara Denizi'nin değişik istasyonlarından ve 1989 yılında Karadeniz'den toplanan deniz yosunu örneklerinde ^{134}Cs , ^{137}Cs radyonüklitleri araştırılmış, Marmara denizinden toplanan örneklerden sadece Çanakkale'den 1987 yılında *Ulva Lactuca* örneğinde ^{137}Cs konsantrasyonuna (11 ± 3 Bq/kg kuru ağırlık) rastlanmıştır (Güven ve ark., 1993).

1989 – 1990 yıllarında İstanbul Boğazı'ndan alınan deniz yosunu örneklerinde ^{137}Cs miktarı < 2 Bq/kg ile $9,1$ Bq/kg kuru ağırlık olarak değişirken aynı çalışmada Sarıyer, Rumeli Kavağı, Anadolu Kavağı ve Sarayburnu'ndan sediment örnekleri toplanmış ve Sarıyer'den alınan sedimentlerde ^{134}Cs ve ^{137}Cs konsantrasyonları diğer istasyonlara nazaran anlamlı derecede daha yüksek olarak tespit edilmiştir (Topçuoğlu ve Güngör, 1999).

Sawidis ve ark. (2003), Ege denizinde farklı deniz yosunu (makroalg) türlerinde ^{137}Cs miktarları belirlemişlerdir. Sakız adası yakınlarından alınan farklı örneklerde en yüksek ^{137}Cs miktarı *Ulva lactuca* türünde 60 ± 4 Bq/kg olarak, en düşük ise *Cystoseira barbata* türünde $45,3\pm 5$ Bq/kg olarak bulunduğu rapor etmişlerdir. Yine aynı çalışmada Limni adası etrafında alınan *Ulva lactuca* türünde $279,3\pm 12$ Bq/kg ve en düşük *Gracilaria verrucosa* türünde $102,3\pm 27$ Bq/kg ^{137}Cs aktivitelere rastladıklarını belirtmişlerdir. Sawidis ve ark., Ege Denizinde 11 ada etrafında macroalg örneklerinde ölçüm yapmışlar ve yapılan bu ölçümde en yüksek ^{137}Cs miktarı Pieria adası etrafında alınan *Ulva lactuca* türünde 596 ± 23 Bq/kg, en düşük miktar ise Girit adasında Agios Nikolaos bölgesinden alınan *Corallina officinalis* türünde 21 ± 1 Bq/kg olduğunu belirtmişlerdir.

Florou ve Kritidis, (1994), yapmış oldukları çalışmalarında en yüksek ^{137}Cs konsantrasyonunu Çanakkale Boğazının hemen ağzında Limni adasından topladıkları yosunlarda 180 Bq/kg olarak bulmuşlar ve bu sonucu da, daha önce de belirtildiği gibi su kütlelerinin Marmara Denizi'nden Ege Denizi'ne doğru yüzey akıntısına bağlamışlardır.

BÖLÜM 3 MATERYAL VE YÖNTEM

Denizlerin radyoaktif kirliliğin belirlenmesinde deniz suyu, sediment ve organizmalar büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada Çanakkale’de seçilmiş bir istasyondan belirli aralıklarda alınan deniz suyu örnekleri ile sadece 1 kere alınan sediment ve organizma örneklerinde ^{137}Cs radyoaktivitesinin araştırılması yapılmıştır. Çalışmada deniz suyu ve sediment örneklerinin aldığı istasyon sarı renkle Şekil 3.1.’de gösterilmektedir.

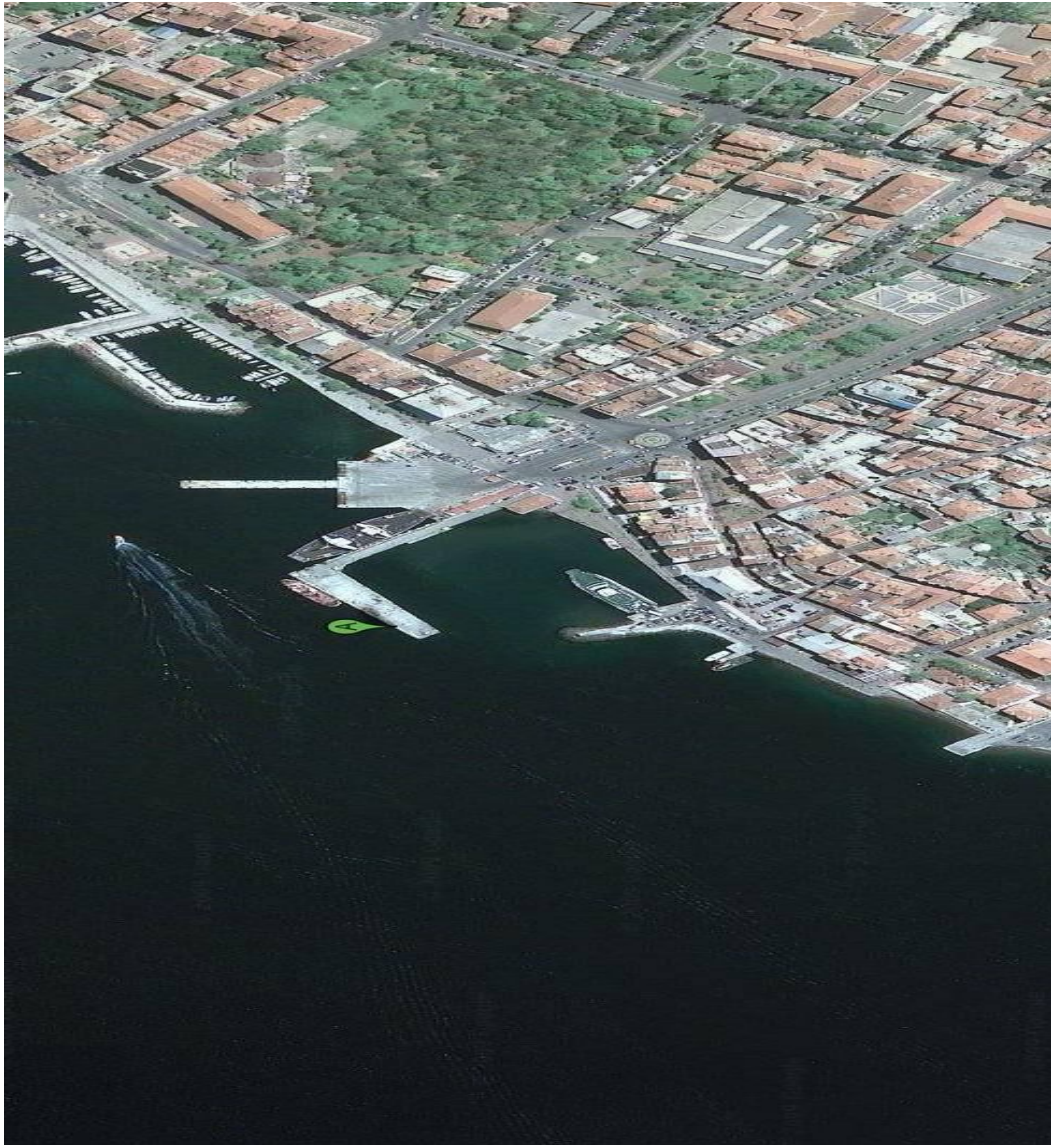


Şekil 3.1. Harita üzerinde örnek alma istasyonu.

3.1. Örneklerin Analize Hazırlanması

3.1.1. Deniz Suyunun Hazırlanması

Deniz suyu örnekleri Çanakkale boğazında feribot iskelesi yakınlarında 2 günde bir 2 litre olacak şekilde yüzeyin yaklaşık 1 metre altından alınmıştır. Bu sayede deniz suyundaki aylık ortalama değerlerin tespit edilmesi planlanmıştır. Bu çalışma 10 ay boyunca sürdürülmüştür. Daha sonra Fukuşima Nükleer Reaktör kazasından sonra tekrar deniz suyu ve yağmur suyu örneklenmesi yapılarak ve deniz suyuna herhangi bir ^{137}Cs katkısının olup olmadığı araştırılmıştır. Deniz suyu örneklerinin alındığı istasyon aşağıdaki Şekil 3.2.'de gösterilen A noktasıdır.



Şekil 3.2. Örneklerin alındığı bölgenin uydu görüntüsü.

Bir ay boyunca toplanan deniz suyu örnekleri daha sonra 50 litrelik çöktürme kaplarına aktararak pH ayarlanması yapılmış ve kimyasal veriminin tayin edilmesi için CsCl (sezyum klorür) ilave edilmiştir. CsCl'nin homojen bir şekilde yayılmasını sağlamak için örnekler 15 – 20 dakika sürekli karıştırılmıştır. Daha sonra 10 g Amonyum Molibde Fosfat (AMP) katılarak, AMP'nin sezyumları absorblaması için 1 saat karıştırma işlemine devam edilmiştir. Örnekler gece boyunca sarsıntısız ortamda bekletilmiş ve bu sayede AMP ile birlikte absorblanan sezyumların da çökmesi sağlanmıştır. Çökme işlemi tamamlandıktan sonra sifonlama yöntemi ile çökeleğin üzerinde kalan kısım atılarak elde ettiğimiz çökelek bir miktar NaOH (Sodyum hidroksit) ile çözülerek analiz kabına aktarılmıştır. Bu işlemler için Folsom, Sreekumaran, (1970), çalışmalarından yararlanılmıştır. Sezyum radyoizotopunun analizinde kullanılan kimyasal işlemler ile ilgili bilgi Ek 1'de verilmiştir.

3.1.2. Organizmaların ve Sedimentin Hazırlanması

Çalışmamızda Çanakkale Boğazı'ndan yakalanan Sardalye (*Sardine pilchardus*), Karagöz (*Diplodus vulgaris*), Mezgit (*Merlanguis euxmus*), Levrek (*Dicentrarhus labrax*), Çipura (*Sparus aurata*), Mercan (*Sparus pagrus*) ve Tekir (*Mullus surmuletus*) gibi organizmalar inceleme için kullanılmıştır. Balık örnekleri balıkçıdan temin edilmiştir. Çalışmada kullanılan balık örneklerinin öncelikle tür tayinleri yapılmış, daha sonra her bir örneğin boy ve ağırlıkları belirlenmiştir (Çizelge 3.1.). Örnekler daha sonra baş ve iç organları, kılçık ve kuyruk kısımları ayıklanarak yani tüketildiği şekilde kesilmiş ve yıkanmıştır. Saf su ile yıkanan örnekler temiz kurutma kâğıdına alınarak organizmaların yaş ağırlıkları tayin edilmiş ve sonrasında 105 °C sıcaklıktaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kurutulmuş örneklerin kuru ağırlık tartımları alındıktan sonra öğütücü yardımıyla homojen hale getirilmiş ve uygun geometrideki sayım kaplarına alınarak ve gama spektrometresinde analizleri gerçekleştirilir. Midye (*Mytilus galloprovincialis*) örneklerinin bisusları ayrıldıktan sonra kabukları açılarak yumuşak kısmı önceden tartılmış temiz behere alınmış ve balık örneklerinde olduğu gibi örnek hazırlama işlemine devam edilmiştir. Ayrıca su alınan istasyondan yosun ve sediment örnekleri de alınmıştır. Sediment örneklerinin toplanması için Grab (sediment toplayıcı) ve sediment core gibi sediment örnekleme yöntemleri bulunmaktadır. Yaptığımız çalışmada sediment örneklerinin alınması için Grab kullanılmıştır. Şekil 3.3.'te de görüldüğü gibi yaylı sisteme bağlı çift taraflı kapağı olan grab sistemi sedimente saplandıktan sonra, yukarıdan gönderilen ağırlık yardımıyla kapakları kapatılır ve dikkatli bir şekilde deniz

yüzeyine çekilir. İçindeki sediment yüzey sedimenti olarak ifade edilir ve tek kullanımlık etiketlenmiş torbalar yardımıyla grabdan alınan örnekler daha sonra hazırlanmak için laboratuvara taşınır. Grab çeşitleri büyüklüklerine göre farklı şekillerde sınıflandırılabilir. Bunlar arasında Birge – Ekman grab, ponar grab, shipek grab, peterson grab, Van Veen grab ve Smith – McIntyre grablar sayılabilir. Birge – Ekman Grabı 5 -10 kg ağırlığında haznesi 15cm x 15cm örnek toplama alanına sahip olan 3 lt hacminde örnek toplama haznesi olan grabdır. Ponar grab, yaklaşık 23 kg ağırlığında 23 cm x 23 cm örnek toplama alanına sahip 7 lt hacminde örnek toplanabilinen grabdır. Diğer grablar da büyüklüklerine göre 100 ile 400 kg arasında örnek alımları için kullanılan büyük grablardır. Sediment cores örnekleme yönteminde ise sediment örnekleri toplayabilmek içinde birçok alet geliştirilmiştir. Bunlar Gravity cores, multiple gravity cores, hydraulically damped cores, box cores, piston core gibi aletlerdir (IAEA, VIENNA). Örnek toplanması tamamlandıktan sonra plastik torbalara toplanan sediment örnekleri laboratuvarımıza ulaştığında özellikle kabuk, taş yosun gibi maddelerden arındırılır ve temiz paslanmaz çelik kaplara alınarak 105 °C sıcaklığındaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Sabit ağırlığa gelen örneklerin kuru ağırlıkları tespit edildikten sonra homojen hale getirilmiş ve uygun sayım kaplarına yerleştirilmiştir. Yosun örneği ise dış kirliliklerden (sediment, midye veya diğer organizmaların kabuğu...) arındırıldıktan sonra sediment örneğine benzer şekilde hazırlanmıştır.



Şekil 3.3. Grab sedimet örneği aldığımız alet.

Yosun ve sediment örneklerine ait analiz sonuçları kuru ağırlık üzerinden hesaplanırken, organizma örnekleri için sonuçlar tüketildiği şekilde yani yaş ağırlık üzerinden hesaplanmıştır. Çizelge 3.1.'de balık örneklerin ortalama boy, kütle standart sapmaları ve kuru/yaş oranları verilmiştir.

Çizelge 3.1. Balık örneklerin boy, ağırlık standart sapmaları ve kuru/yaş oranları

Balık Türü	Tarih	Ort. Boy±hata (1 σ) Ort. Kütle±hata (1 σ)	Kuru/ yaş
Çipura	2010	26.5±0 cm (n=2) 385.3±0,9 g (n=2)	0,32422
Karagöz	2010	21.6±0.5 cm (n=8) 164.8±16.3 g (n=8)	0,23551
Mezgit	2010	27.6±2.5 cm (n=3) 234.3±39.1 g (n=3)	0,19205
Tekir	2010	16.5 ±1 cm (n=7) 77.1±18.6 g (n=7)	0,23267
Levrek	2010	37.5±4.9 cm (n=2) 463.6±224,9 g (n=2)	0,2755
Mercan	2010	20,1±0,8 cm (n=4) 137,7±9,9 g (n=4)	0,25429
Sardalye	2010	10.4±1 cm (n=20) 12.5±3.4 g (n=20)	0,14386

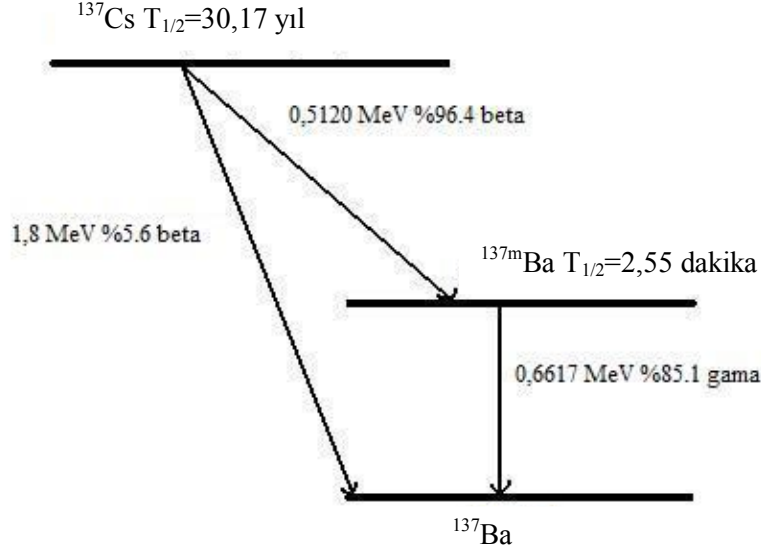
3.2. Analiz

Örneklerin analizinde ^{137}Cs radyoizotopunun tayini için gama spektrometre sistemi kimyasal verim hesaplamalarının yapılabilmesi için ise atomik absorpsiyon spektrometre yöntemi kullanılmıştır.

3.2.1. Gama Işınlarnın Maddeyle Etkileşmesi ve Gama Spektrometresi

Bazı atom çekirdekleri kararlı değildir. Bunlar fazla enerjilerini alfa bozunması, beta bozunması, spontan fisyon olabileceği gibi gama bozunması da yaparak atarlar. Gama bozunması yapan radyoizotopların tayininde gama spektrometre sisteminden faydalanılır. Bir radyoaktif çekirdeğin gama ışını yayınlaması için önce bir alfa veya beta bozunması yapması gerekmektedir. Dönüşüm çekirdeği temel seviyede değil, uyarılmış seviyelerinden

birinde ise bu seviyedeki fazla enerji gama ışını yayınlanarak atılır. ^{137}Cs için bozunum şeması Şekil 3.4.'te gösterilmiştir.



Şekil 3.4. ^{137}Cs radyoizotopunun bozunma şeması (Gilmore, 2008).

Eğer kız ürün temel seviyede ise o zaman gama ışını yayınlanamaz ve bu tip bozunmalar gama spektrometresinde gözlenmezler, bunların en güzel örneği ^3H ve ^{14}C 'dir. Bazı radyonüklitler de bozduklarında düşük olasılıkla gama ışınları yayınlarlar (örneğin ^{238}Pu (yayınlanma olasılığı 0,04), ^{230}Th (yayınlanma olasılığı 0,38), ^{239}Pu (yayınlanma olasılığı 0,006), ^{240}Pu (yayınlanma olasılığı 0,04), ^{241}Pu (yayınlanma olasılığı 0,0001)) (Monographie BIPM 5). Bu radyonüklitler için gama ışınlarının ölçüm hassasiyeti oldukça zayıftır. Bunların konsantrasyonları düşük olduğu için gama spektrometresinde tayini yapılamaz.

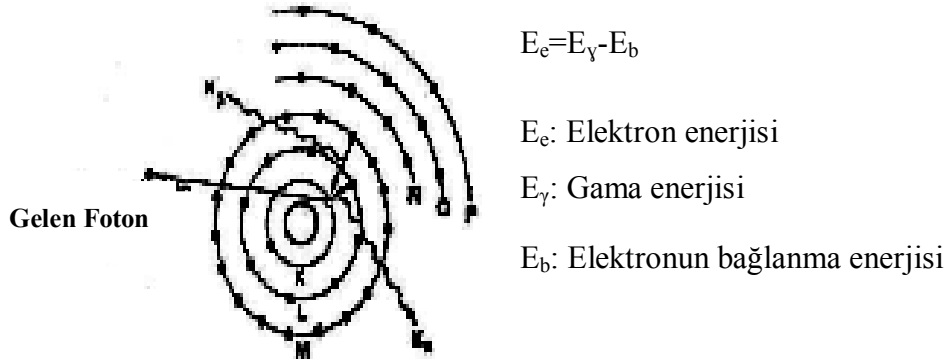
Gama spektrometre radyoaktif kalitatif ve kantitatif ölçümde kullanılan bir metottur. Gama ışınları yüksüz oldukları için madde içinden geçerken direk olarak uyarma (iyonizasyon) yapmazlar. Gama ışınlarının madde ile etkileşmesi sonucunda 3 olay meydana gelir.

Bunlar;

- Fotoelektrik Olay
- Compton Saçılması
- Çift Oluşumu'dur.

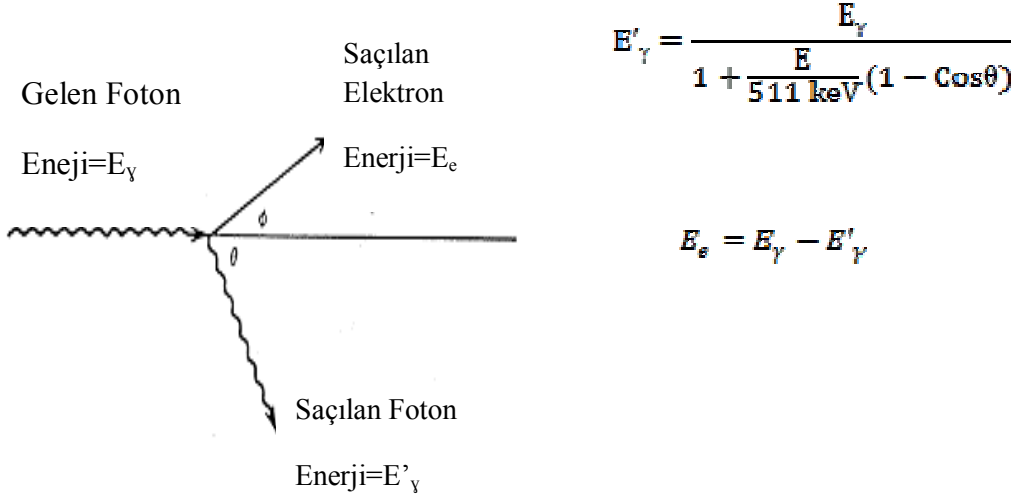
Bu olayların hepsinde gama ışınları enerjisini, etkileştiği ortamın elektronlarına aktarır. Böylece sadece gama ışınları etkileşmeleri ile beraber meydana gelen bu elektronlar, gelen gamalar hakkında bilgiler verir.

Fotoelektrik olayda, bir gama ışını veya fotonu enerjisinin tümünü atoma bağlı elektrona vererek kaybolur. Bunun sonucunda açığa çıkan $E_e = E_\gamma - E_B$ kinetik enerjili elektron çıkar. Burada E_B elektronun bağlanma enerjisidir. Şekil 3.5.'de gösterilmiştir (Rittersdorf, 2007).



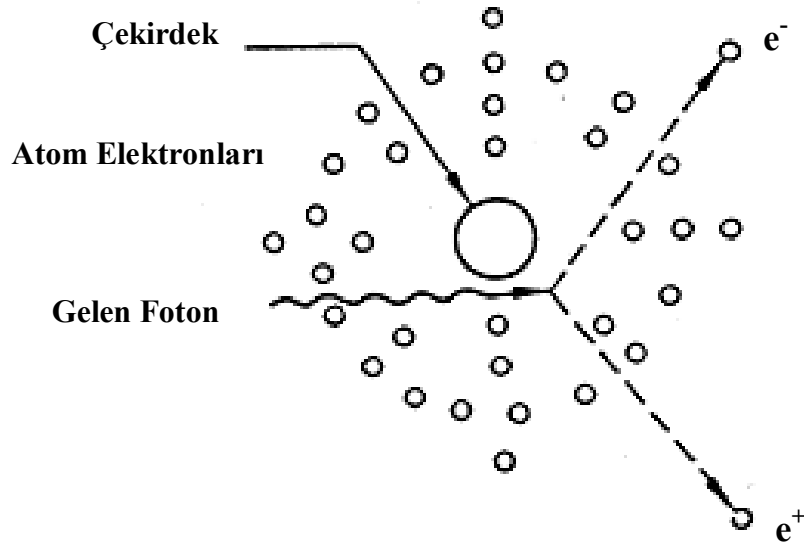
Şekil 3.5. Fotoelektrik Olay.

Compton saçılmasında, gelen foton bir serbest elektronla etkileşerek daha düşük enerji ile saçılmaya uğrar. Fotonun kaybettiği enerji ise serbest elektron tarafından alınmıştır. Compton etkileşmesinin sonucu olarak bir elektron ve bir foton saçılması oluşur. İkisi arasındaki enerji bölüşümü saçılma açısına bağlıdır. Compton saçılması Şekil 3.6.'da gösterilmiştir (Rittersdorf, 2007).



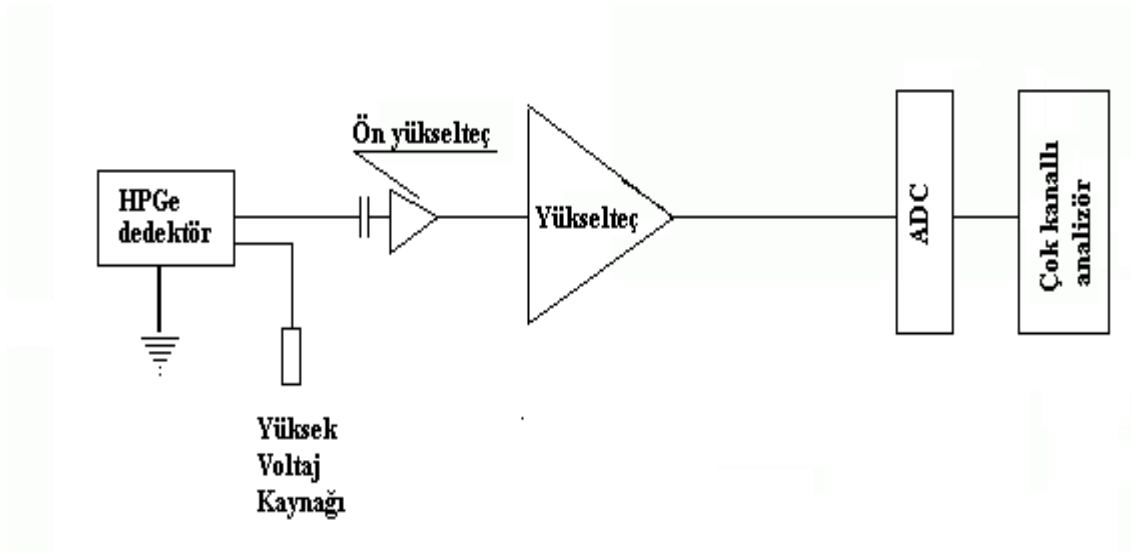
Şekil 3.6: Compton saçılması.

Çift oluşumu soğurucu atomun çekirdek alanı içinde oluşur. Enerji ve kütle korunumuna göre elektron-pozitron çiftinin oluşumu için istenen enerji $2m_0c^2$ 'dir. Bu da gelen gama enerjisinin en az 1.022 MeV olmasını gerektirir. Eğer gelen gama enerjisi bu değeri aşarsa fazla enerji pozitron – elektron çiftinin kinetik enerjisi olarak gözükür. Çift oluşum etkileşmesi pozitronun ortamda uzun süre kalmaması nedeniyle oldukça karışıktır. Pozitron kısa bir süre sonra soğurucu ortamdaki bir elektronla birleşerek yok olur ve iki tane 0.511 MeV enerjili yok olma fotonu oluşur (Knoll, 2000). Şekil 3.7.'de gösterilmiştir.



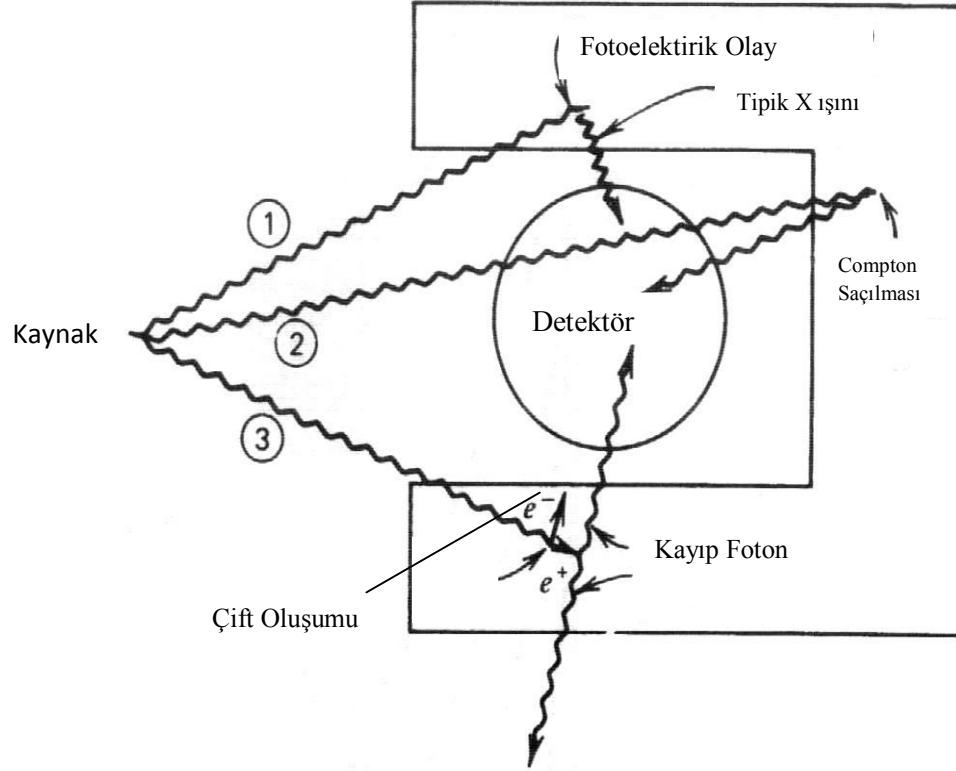
Şekil 3.7: Çift Oluşumu.

Gama spektrometresinde sintilasyon sayaçları veya yüksek saflıkta yarı iletken detektörler kullanılır. Bizim kullandığımız detektör yüksek saflıkta germanyum kristali içeren yarı iletken detektörlerdendir. Gama spektrometre elemanlarından kısaca bahsedecek olursak, ön yükselteci amacı yükleri toplamak ve detektör ile yükselteç arasında bağlantıyı sağlamaktadır. Bu yükler ön yükselteçte düzgün olmayan pulslar şeklinde görülür. Bu pulslar yükselteçte daha düzgün olarak şekillendirilir. Daha sonra ADC'ye aktarılan bu pulslar burada sayısallaştırılır ve yükseklikleri hesaplanır. Son olarak çoklu analizörde biz spektrumları inceler ve gama ışını aktiviteleri hesaplanır. Gama spektrometresinin basit şematik gösterim Şekil 3.8.'de verilmiştir.



Şekil 3.8. Gama spektrometresinin şematik gösterimi.

Gerçek bir gama spektrometre sisteminde bu üç olayı da görmemiz mümkündür. Şekil 3.9.'da detektörle gama ışının etkileşimi gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Gama spektrometre detektöründe meydana gelen olaylar (Rittersdorf, 2007).

Bu tez çalışmasında, örneklerin analizinde Canberra model HPGe detektör (relatif verimi %50) ile buna bağlı olarak GENIE 2000 yazılımı kullanılmıştır. Spektrum analizleri için kullanılan lisanslı olan Genie 2000 programı ÇNAEM'de (Çekmece Nükleer Araştırma Merkezi) mevcut olup sonuçların değerlendirilmesinde bu yazılımdan faydalanılmıştır. Detektörün ayırma gücü 122 keV'deki ^{57}Co için 1,0 ve 1332,5 keV'deki ^{60}Co için 1,9 keV olarak verilmiştir. Gama spektrometre sisteminde fon radyasyon düzeyini mümkün olduğunca düşük tutabilmek amacıyla yine Canberra model ve içten dışa ~1,5 mm Cu – Sn ve 10 cm Pb'den oluşan zırh kullanılmıştır. Verim hesabında analiz olan örnekler ile aynı geometri ve yoğunluğa sahip olan ve ^{241}Am , ^{210}Pb , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{203}Hg , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{88}Y ve ^{60}Co radyoizotoplarını içeren karışık gama standardı kullanılmıştır. Gama spektrometresi için kullanılan bilgiler, Rittersdorf, 2007, Gilmore, 2008, Knoll, 2000 kaynaklarından faydalanılmıştır.

3.2.2. Aktivite Konsantrasyonunun Hesaplanması

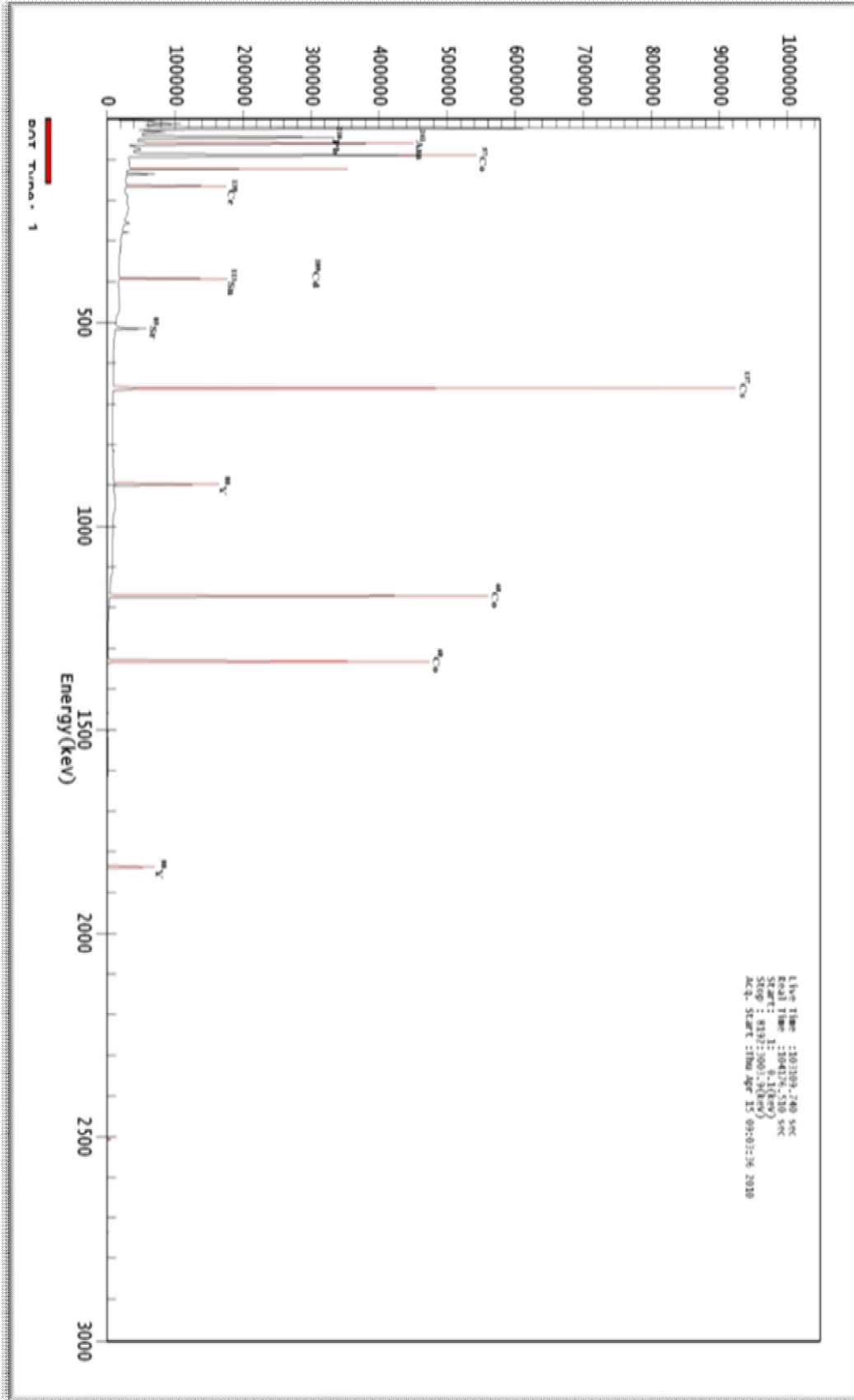
3.2.2.1. Detektör Kalibrasyonu

Gama spektrometresinde enerji kalibrasyonu, FWHM (Pikin maksimumdaki yarı genişliği) kalibrasyonu ve verim kalibrasyonu olmak üzere 3 farklı kalibrasyondan bahsetmek mümkündür.

Enerji kalibrasyonu kanal ile enerji arasındaki ilişkiyi sağlar. FWHM kalibrasyonu enerji ile pik genişliği arasındaki ilişkidir. Verim kalibrasyonu ise sayım sayısı ile bozunma hızı arasındaki ilişkidir.

Bir gama spektrometre sisteminin kalibrasyonunu gerçekleştirmek için sertifikalı referans kaynağının içinde bulunan radyonüklitlerin enerjilerinin yayınlanma olasılıklarının, fiziksel yarı-ömrülerinin ve aktivitelerinin bilinmesi gerekmektedir. Enerji, yayınlanma olasılığı ve fiziksel yarı ömür gibi bilgiler BIPM, Nucleonica gibi uluslararası kuruluşlardan rahatlıkla temin edilebilir. Bunun yanı sıra verim kalibrasyonu için en önemli faktör kalibrasyonda kullanılan kaynağın aktivite değerinin çok kesin olarak bilinmesidir ki bunun için de “ İzlenilebilir sertifikalı Standard kaynak” kullanılır.

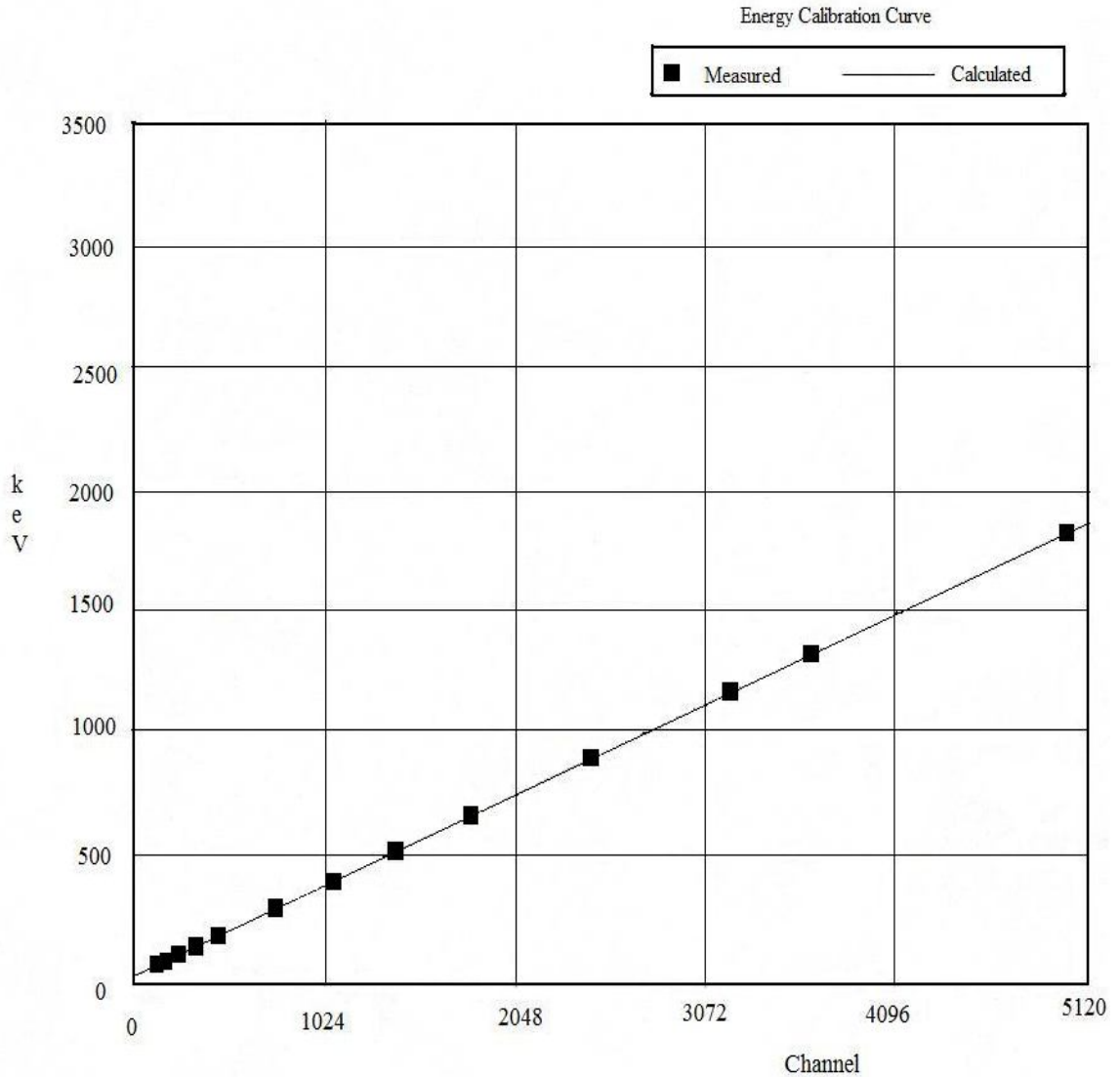
Verim kalibrasyonunda önemli olan bir diğer faktör ise kaynak geometrisi ve yoğunluğudur. Kullanılan Standard Kaynak analiz edilecek örneğe mümkün olduğu kadar benzer özellikler gösterilmelidir. Örnek özellikleri ile standardın özellikleri arasındaki farklılıklardan doğabilecek sistematik hatalar düzeltme faktörü olarak göz önüne alınmalıdır. Bu yüzden farklı geometrilerde, farklı yoğunluklarda olan malzemelerin analizi için farklı kalibrasyon kaynakları kullanılmalıdır. Bu yüksek lisans tez çalışmasında da detektörün kalibrasyonunda analiz edilen örneğe eşdeğer geometri ve yoğunluklarda Standard kaynaklar kullanılmıştır. Bu kaynaklar ÇNAEM'den temin edilmiştir. Düşük yoğunlukta olan balık, yosun gibi organizmaların analizinde $0,4 -0,7 \text{ g/cm}^3$ ye eşit kalibrasyon kaynağı kullanılırken, deniz suyu örneklerinin analizinde ise $1,0 \text{ g/cm}^3$ 'lik kalibrasyon kaynağı, sediment örneği analizinde ise $1,3 \text{ g/cm}^3$ 'lik kalibrasyon kaynağı kullanılmıştır. Şekil 3.10.'da gama spektrometre siteminde 1 g.cm^{-3} 'lük kalibrasyon kaynağı kullanılarak elde edilen spektrum gösterilmektedir.



Şekil 3.10. 1 g/cm³ yoğunluğa sahip kalibrasyon kaynağı için gama spektrometre sisteminden elde edilen kaynak spektrumu.

3.2.2.1.1. Enerji Kalibrasyonu

Enerji kalibrasyonu, pik konumu ile buna karşılık pik enerjisi arasındaki ilişkidir. Enerji kalibrasyonu için kullanılan kaynağın değişik enerjilere sahip tek bir radyonüklit içerebileceği gibi farklı enerjilerde birden fazla radyonüklit de içerebilir. Önemli olan kullanılan kaynağın, kalibre edilecek detektörün hemen hemen tüm enerji aralığını kapsamasını sağlamaktır. Pratikte kalibrasyonda kullanılacak pikler için sayım süresi yeterli istatistik elde edilinceye kadar uzatılır. Şekil 3.11.'de karışık gama kaynağı kullanılarak elde edilen enerji kalibrasyonu eğrisi gösterilmektedir.

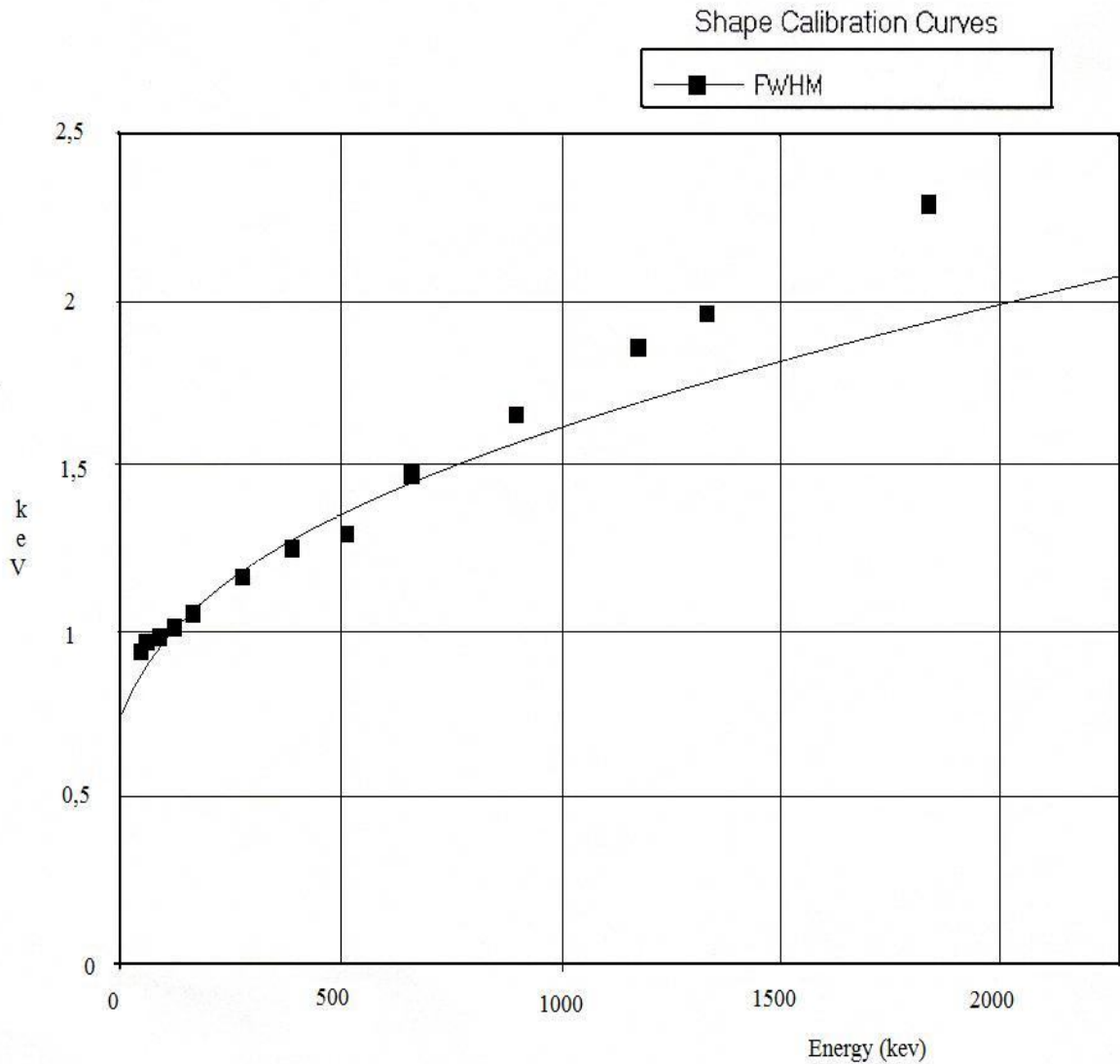


Datasource: C:\Documents and Settings\0831\Desktop\baris_eylul2011\baris_yolla.CNF
 Energy = -2.999e-001 keV + 3.667e-001*Ch
 FWHM = 6.775e-001 keV + 2.961e-002*E^{1/2}

Şekil 3.11. Enerji kalibrasyon eğrisi.

3.2.2.1.2. FWHM Kalibrasyonu

Sistemin enerji kalibrasyonunun yanı sıra bir de FWHM kalibrasyonundan bahsetmek mümkündür. Pikin maksimumdaki yarı genişliği (FWHM) detektörün enerji ayırma gücü olarak tanımlanır. Kalibrasyon ve spektrum analizinde işaretleme otomatik olarak yapılmıyorsa (yani kullanıcı tek tek pikleri gözden geçirip işaretliyorsa) FWHM kalibrasyonunun yapılması gerekmemektedir. Fakat hem kalibrasyonda ve hem de analiz işlemi sırasında Genie 2000, Gamma Vision gibi yazılımlar kullanılıyorsa bu durumda FWHM kalibrasyonunun yapılması önem arz eder. Şekil 3.12.'de karışık gama kaynağı kullanılarak elde edilen FWHM kalibrasyon eğimi gösterilmektedir.



Datasource: C:\Documents and Settings\0831\Desktop\baris_eylul2011\baris_yolla.CNF

Energy = -2.999e-001 keV + 3.667e-001*Ch

FWHM = 6.775e-001 keV + 2.961e-002*E^{1/2}

Şekil 3.12. FWHM kalibrasyon eğrisi.

3.2.2.1.3. Verim Kalibrasyonu

Verim kalibrasyonu hakkında bilgi vermeden önce verimin ne olduğu konusuna açıklık getirmek gerekir. Verim kelimesini kullanma amacına göre çok farklı şekillerde tanımlanır. Örneğin rölatif (bağıl) verim, Standard (3''×3''= 9 inç²) bir NaI(Tl) detektöre eş gama algılama verimini ifade eder. Buna karşılık Mutlak Verim (Absolute Full Energy Peak Efficiency) kaynaktan saçılan fotonların detektör tarafından ölçülebilme olasılığını ifade eder. Gerçek (intrinsic) verim ise detektöre çarpan fotonların ölçülebilme olasılığını ifade eder. Biz bu çalışmada mutlak verim ile ilgileneceğiz. Her bir pik için verim değeri aşağıdaki formül ile hesaplanır.

$$\epsilon(E) = \frac{N(E)/T}{A_0 e^{-\frac{0.693\Delta T}{T_{1/2}}} \rho(E)} \quad (3.1)$$

$\epsilon(E)$: Verim

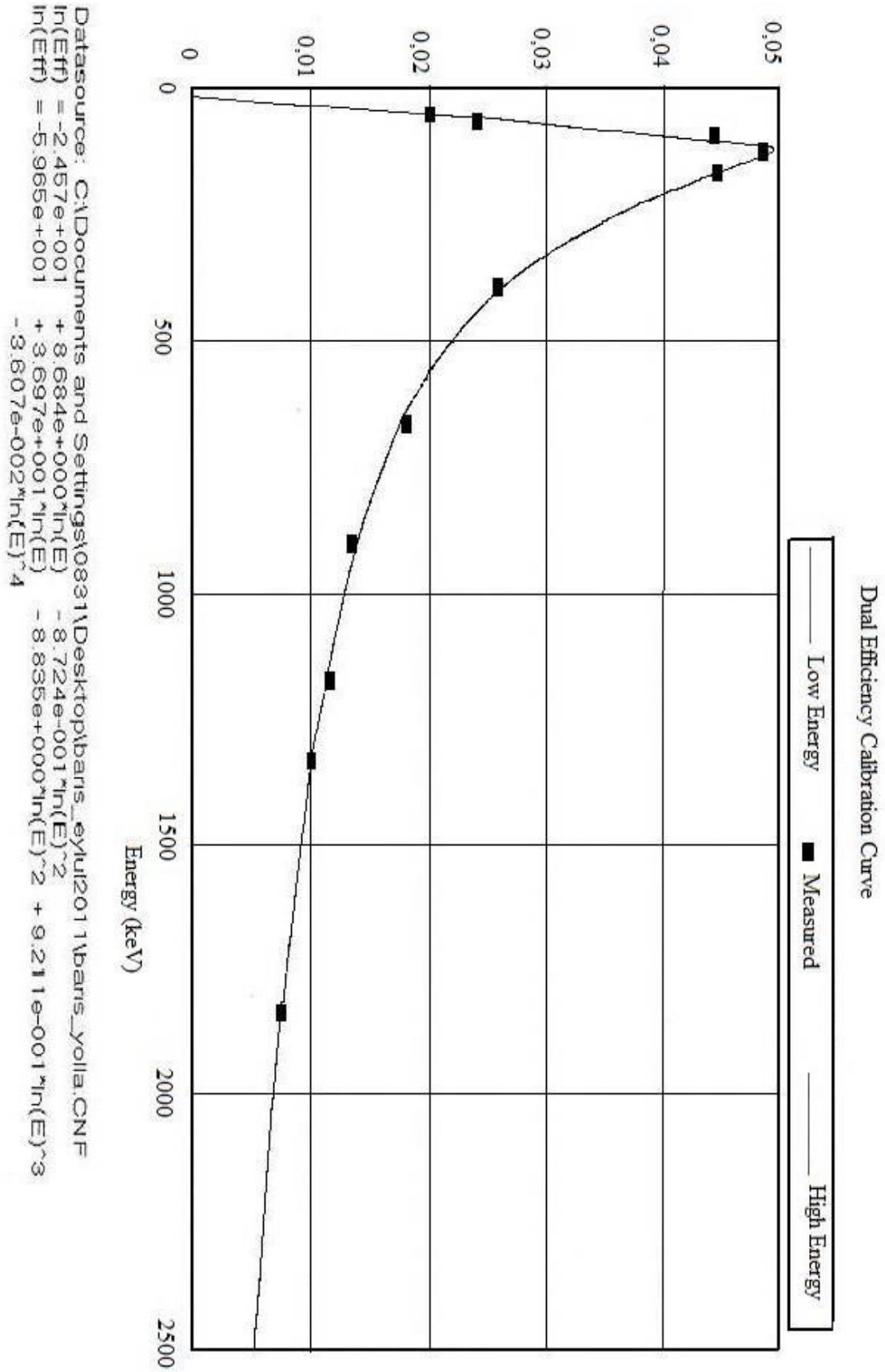
$N(E)$: Sayım sayısı

T : Ölçüm zamanı

$A_0 e^{-\frac{0.693\Delta T}{T_{1/2}}}$: Ölçüm zamanındaki aktivite değeri

$\rho(E)$: E enerjisinin yayılma olasılığı

Şekil 3.13.'de kullandığımız detektörün 1 g/cm³'lük silindirik (170 ml) geometrideki kaynak için verim eğrisi görülmektedir.



Şekil 3.13. Verim kalibrasyon eğrisi.

3.3. Aktivite ve Belirsizlik Hesapları

Bu çalışmada daha düşük dedeksiyon limitlerine inilebilmesi için sayım süreleri oldukça uzun tutulmuştur (minimum 10^5 s). Elde edilen spektrumlar Genie 2000 yazılımı kullanılarak değerlendirilmiştir (Bu lisanlı programda spektrum değerlendirmeleri için ÇNAEM laboratuvarları kullanılmıştır). Detektörün kalibrasyonunda örneklerimizle aynı geometriye sahip (170 cm^3 'lük jöle kabı) ve farklı yoğunluklarda ($0,4, 0,7, 1,0, 1,3$ ve $1,7 \text{ g.cm}^{-3}$) kalibrasyon kaynakları kullanılmıştır. Fon aktivitesi (background) düzeltilmesi yapmak için $0,7 \text{ g.cm}^{-3}$ 'den düşük yoğunluğa sahip örneklerde ise 2 kere damıtılmış su ile doldurulmuş jöle kabı kullanılmıştır. Sistemin performans kontrolleri her hafta başında nokta şeklindeki karışık gama standard kaynağı kullanılarak yapılmış olup, deneyin yapıldığı tarihlerde sistemin stabil olduğunun sağlandığı gözlenmiştir.

Aktivite hesabının yapılmasında aşağıdaki formül kullanılır.

$$A = \frac{N(E)/T}{\varepsilon(E) \cdot \rho(E) \cdot m} \quad (3.2)$$

Burada;

$N(E)$: Pikin altındaki net alan

T : Sayım Süresi

$\rho(E)$: Yayınlanma Olasılığı

$\varepsilon(E)$: Verim

m : Örnek kütleini ifade etmektedir.

Örneklerin toplanma tarihlerindeki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları aşağıda, belirtilen bozunma formülü kullanılarak hesaplanmıştır.

$$A_0 = A e^{0,693 \Delta T / T_{1/2}} \quad (3.3)$$

Burada;

A : Örneğin ölçümünün yapıldığı tarihteki aktivitesi

A_0 : Örneğin toplandığı tarihteki aktivitesi

$T_{1/2}$: Radyonüklitin fiziksel yarı ömrü

ΔT : Örneklerin toplanma zamanı ile ölçüm zamanı arasındaki geçen süredir.

Belirsizlik; bir büyüklüğün ölçülen değeri ile gerçek değeri arasındaki farka denir. Tüm laboratuvar ölçümleri belirsizlik kaynakları içerir. Bunlar arasında sayım sistemi, kalibrasyon kaynağı, kalibrasyon eğrisi, yayınlanma olasılığı, örnek hazırlama ve çevresel faktörlerden gelen belirsizlikler sayılabilir. Bu yüksek lisans tez çalışmasında sonuçlar rapor edilirken, her bir örneğe ait ölçüm belirsizlik değerleri de verilmiştir.

3.4.MDA (Minimum Detectable Activity) Hesaplamaları

Analiz edilen örneklere ait en düşük ölçülebilen aktivite değerleri (MDA), aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\text{MDA} = \frac{2,71 + 2,66\sigma_B}{t \cdot \epsilon \cdot \rho \cdot m} \quad (3.4)$$

Burada

σ_B : İlgili enerji için fon radyasyonun standart sapması

t: Sayım süresi

ϵ : İlgili enerji için verim

ρ : İlgili enerjinin yayınlanma olasılığı

m: Örneğin kütlesi

BÖLÜM 4 ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

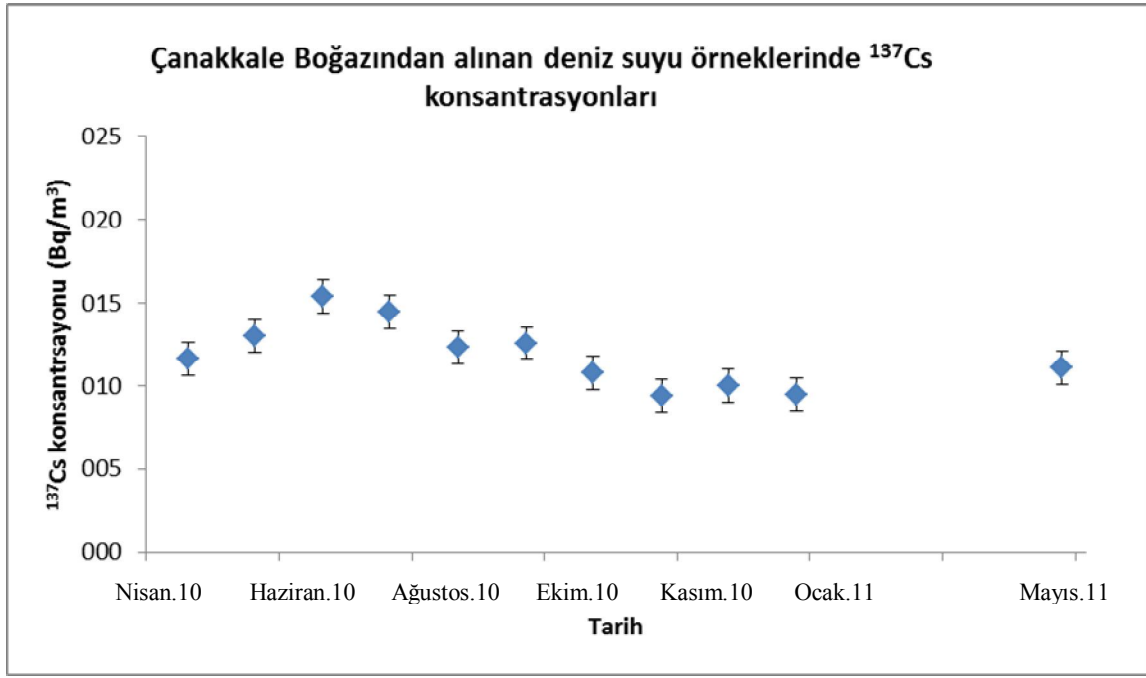
Bu yüksek lisans tez çalışmasında, Çanakkale Boğazı'ndan alınan su, sediment ve organizma örneklerinde ^{137}Cs konsantrasyonları ölçülmüştür. Daha önce de bahsedildiği gibi suyun dikey ve yatay hareketini belirlemede radyoizotoplar önemli bir yer tutar. Deniz çevresi dinamik bir ortam olduğundan yüzey sularına serpinti ve/veya sıvı deşarj yoluyla giren radyoizotoplar denge durumunda kalmazlar. Akıntılar ve diğer süreçler ile yatay ve dikey olarak farklı bölgelere taşınabilirler. Bu hareketleri belirlemek açısından izleyici adı verilen radyoizotoplardan faydalanılır. Özellikle Çernobil Nükleer Reaktör kazasından sonra önemli ölçüde ortama yayılan ^{137}Cs radyoizotopu da bu iş için önemli bir radyoizotoptur.

Yaptığımız deneysel çalışmanın sonucunda, Çanakkale Boğazı yüzey suyundaki 10 ay boyunca alınan deniz suyu örnekleri ve Fukuşima Nükleer kazasından sonra alınan deniz suyuyla birlikte 11 tane örnekte izlenen ^{137}Cs radyoizotopunun aktivite konsantrasyonları Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Çanakkale Boğazı'ndan alınan deniz suyu örneklerinin aktivite değerleri

Örnek Adı	¹³⁷ Cs Aktivitesi (Bq.m ⁻³)	MDA (Ölçülebilen en küçük aktivite Değeri) (Bq.m ⁻³)
Nisan 2010	11,64±1,46	2,95
Mayıs 2010	13,02±1,59	3,21
Haziran 2010	15,38±1,51	2,88
Temmuz 2010	14,49±1,14	2,19
Ağustos 2010	12,30±1,07	2,06
Eylül 2010	12,58±2,19	4,68
Ekim 2010	10,74±1,08	2,14
Kasım 2010	9,36±9,47.10 ⁻¹	1,85
Aralık 2010	9,99±1,06	2,23
Ocak 2011	9,42±2,01	4,41
Mayıs 2011	11,1±1,05	2,41

Yine yapılan bu çalışmamızın sonucunda bulunan aktivite sonuçları, bize ¹³⁷Cs radyoizotopunun Çanakkale Boğazı yüzey suyundaki aktivite konsantrasyonunun mevsimlere bağlı olarak değiştiğini göstermiştir. Bulgular Şekil 4.1.'de grafik olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Nisan 2010 – Mayıs 2011 tarihleri arasında Çanakkale Boğazı'ndan alınan deniz suyu örneklerindeki ¹³⁷Cs konsantrasyonlarının karşılaştırılması.

Çizelge 4.1.'den de görüldüğü gibi Nisan 2010 – Eylül 2010 döneminde alınan deniz suyu örneklerine ait ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonu $11,64 \pm 1,46$ – $15,38 \pm 1,51$ Bq.m⁻³ (ortalama $13,2 \pm 1,4$ Bq.m⁻³) aralığında iken Ekim 2010 – Ocak 2011 periyodunda $9,36 \pm 0,95$ Bq.m⁻³ – $10,74 \pm 1,08$ Bq.m⁻³ (ortalama $9,88 \pm 0,64$ Bq.m⁻³) aralığında bulunmuştur. Bu farklılık, yani yaz boyunca aynı istasyondan alınan örneklerde daha yüksek ¹³⁷Cs konsantrasyonunun olması buharlaşma ve adveksiyon ile tanımlanabilir. Adveksiyon havanın hareketi sonucunda, atmosfer içindeki herhangi bir özelliğin yatay olarak taşınmasıdır. Advektif geçişler, denizlerdeki su akıntılarıyla veya atmosferdeki büyük çaplı hava hareketlerinde nemin (hava nemi) bol olduğu yerlerde oluşur. Genel olarak bu yüksek lisans tez çalışmasında elde edilen yüzey suyundaki ¹³⁷Cs konsantrasyonu ile ilgili veriler, Çanakkale'de daha önceki yıllarda farklı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalarla karşılaştırılabilir. Evangeliou ve ark. (2009), Eylül 2004 – Haziran 2006 yılları arasında yapmış oldukları bir çalışmada Patros Körfezi ve Limni Adası açıklarında belirledikleri istasyonlarda ¹³⁷Cs radyoizotopunun su kolundaki davranışını incelemişlerdir. Bu çalışmada Patros Körfezindeki ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonu o yıllar için $1,2$ – $6,7$ Bq.m⁻³ arasında değişirken, Limni açıklarında bu değer $2,6$ – $12,8$ Bq.m⁻³ arasında değişim gösterdiğini belirtmişlerdir. Limni Adasının coğrafi konumu düşünüldüğünde bu sonucun bizim bulduğumuz sonuçlarla bir uyum

içinde olduğu görülmektedir. Evangeliou ve ark. (2009), Kuzey Ege Denizi'nde ^{137}Cs yüzey konsantrasyonu yaz kış periyotlarında araştırmış, kış periyodunda ^{137}Cs yüzey konsantrasyonu $5,1\pm 0,6 - 7,1 \pm 0,2 \text{ Bq.m}^{-3}$, yaz periyodunda ise $8,7\pm 0,2 - 12,6\pm 0,2 \text{ Bq.m}^{-3}$ aralığında değiştiğini belirtmişlerdir. Bu sonuç da bizim bulgularımızla uyum içerisinde olup, Evangeliou ve ark., hem buharlaşma ve hem de kış aylarında soğuk ve yoğun su kütlelerinin hızla daha derin katmanlara hareket etmesi ile açıklanmışlardır.

Tsabaris (2008), ise 9 farklı istasyonda ^{137}Cs konsantrasyonunu incelemiştir. Bu çalışmada NaI(Tl) detektör deniz seviyesinin 3 m altına indirmiş ve günlük ölçümlerini almıştır. Tsabaris çalışmasını özellikle yağmur, rüzgar gibi hava koşulları ile desteklemiştir. Sonuç olarak Tsabaris, ^{137}Cs konsantrasyonundaki mevsimsel değişimin rüzgâr yönüyle de bağlantılı olduğunu belirtmiştir. Yaz aylarında Karadeniz'den ^{137}Cs kütle transferinin artacağı yönde olacağını vurgulamıştır ki bu da bizim sonuçlarımızı desteklemektedir. Ayrıca Tsabaris, rüzgâr yönüyle ilişkilendirme yaparken, kuzey veya kuzey doğu yönünden esen rüzgârın Çernobil Nükleer Reaktör kazası nedeniyle gerek havadaki ve gerekse karasal kütledeki ^{137}Cs konsantrasyonun Güney Akdeniz Bölgesine nazaran daha yüksek olması ile açıklanmıştır.

Fukushima Nükleer Reaktör kazasından sonra alınan deniz suyu ve yağmur suyu örneklerinde de ^{137}Cs analizi yapılmıştır. Yapılan analiz sonucunda yağmur suyunda bulunan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu $<10,9 \text{ Bq.m}^{-3}$ olarak hesaplanmıştır. 2011 Mayıs ayı içerisinde sadece 9 L yağmur suyu toplanabildiği için bu örnekteki ^{137}Cs aktivitesi dedeksiyon limitimiz olarak hesaplanmıştır. Mayıs 2011 tarihinde alınan deniz suyu örneğinde ise daha önceki bulgulardan çok farklı bir değer saptanmamıştır. Fukuşima Nükleer Reaktör Kazasından sonra alınan deniz suyu örneği Fukuşima'dan önce alınan örneklerle karşılaştırılması Şekil 4.1.'de gösterilmiştir. Her ne kadar Fukuşima Nükleer reaktör Kazası sonucunda deniz suyundaki ^{137}Cs konsantrasyonunda belirgin bir yükselme görülmediyse de sonuçların daha iyi yorumlanabilmesi için aylık periyotlarla aynı bölgeden deniz suyu örneği alınmasında fayda vardır.

Deniz suyunun organik ve inorganik maddelerle sürekli temas halinde olması nedeniyle, radyoizotopların hareketini belirlemede deniz suyu konsantrasyonlarının ölçülmesi kadar, sedimentlerdeki konsantrasyonun da ölçülmesi önem taşımaktadır. Böylece denizel organizmalardan besin zinciri yoluyla insana kadar ulaşabilecek aktivite konsantrasyonların belirlemek mümkün olabilmektedir. Bu amaçla bu çalışmada Çanakkale Boğazında temin edilen Karagöz (*Diplodus vulgaris*), Mezgit (*Merlangius euximus*), Tekir (*Mullus symerlatus*), Mercan (*Pagellus erythnmus*), Levrek

(*Dicentrarhus labrax*) gibi bentik (dip balıkları) ile Sardalye (*sardine pilchardus*) ve Çipura (*Spanis aurata*) gibi pelagic (yüzey balıkları) kullanılmıştır. Bu balık örneklerine ve denizlerde biyoindikatör olarak görev yapan midye örneğine ait ^{137}Cs ve ^{40}K değerleri Çizelge 4.2’de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Çanakkale Boğazından alınan balık ve midye örneklerinin ^{137}Cs ve ^{40}K aktivite değerleri

Örnek Adı	^{137}Cs Aktivitesi (Bq/kg) (yaş)	MDA (Ölçülebilir en küçük aktivite değeri) (Bq/kg)	^{40}K Aktivitesi (Bq/kg) (yaş)	MDA (Ölçülebilir en küçük aktivite değeri) (Bq/kg)
Çipura	<0,22	0,22	108±3,8	3,7
Karagöz	0,41±0,05	0,11	115±3,2	1,8
Mezgit	0,12±0,04	0,10	67±2,11	1,7
Tekir	<0,33	0,33	120±5,23	7,1
Levrek	1,24±0,12	0,24	134±4,75	3,8
Mercan	<0,29	0,29	139±5,8	7,2
Sardalye	<0,12	0,12	62±2,5	2,2
Midye	<0,13	0,13	81±2,55	2,4

Çizelge 4.2.’den de görüldüğü gibi yüzey balıklarının ^{137}Cs konsantrasyonları ölçülebilir en küçük değer (MDA) altında kalırken, dip balıklarının bir kısmında ^{137}Cs konsantrasyonuna rastlanmıştır.

Göktepe ve ark. (2002), çalışmalarında 1999 – 2001 yılları için farklı istasyonlardan alınan balık örnekleri için ^{137}Cs konsantrasyonlarını incelemiştir. Çalışma sonucunda istavrit türü organizmada 0,54 – 2,6 Bq/kg (kuru ağırlık), mezgitte ise 0,35 ile 2,60 Bq/kg

(kuru ağırlık) arasında ^{137}Cs aktivitesi bulmuşlardır. Bizim yaptığımız çalışmada balıkların ^{137}Cs aktivitesini $0,7\pm 0,05$ ile $1,24\pm 0,12$ Bq/kg arasında belirledik ki bu da bulgularımızın Göktepe ve ark. (2002), yaptığı çalışmayla uyum içinde olduğunu gösterir.

Thebault ve ark. (2008), (midye izleme programı), yaptıkları çalışmada Türkiye kıyılarından alınan midye örneklerinin de ^{137}Cs miktarlarını da belirlemişlerdir. İğneada, Kilyos, R. Feneri, Sinop, Ünye, Yomra, Rize, Antalya, Botaş, Akkuyu, Fethiye'den alınan midye örneklerinde ^{137}Cs aktiviteleri $0,02\pm 0,011$ ile $0,32\pm 0,07$ (yaş) arasında değiştiğini belirtmişlerdir. Çalışmamızda Çanakkale Boğazında alınan midye örneğindeki ^{137}Cs aktivitesini MDA'dan ($< 0,13$ Bq/kg (kuru)) daha düşük olduğunu bulduk. Bu bulgu Çizelge 4.2.'de gösterilmiştir. Bulduğumuz bu sonuç Thebault ve ark. (2008), bulduğu sonuçlar ile uyum içindedir.

Yaptığımız çalışmada yosun ve midye örneklerinde ^{137}Cs konsantrasyonları, ölçülebilen en küçük değerin (MDA) altında kalmıştır. Bulduğumuz sonuçlar Topçuoğlu ve Van Doven (1997), yapmış oldukları çalışma ile uyum içindedir. Topçuoğlu ve Van Doven bu çalışmada Karadeniz'den toplanan midyelerde ^{134}Cs ve ^{137}Cs konsantrasyonlarını Mayıs 1986'dan Şubat 1987'ye 10 ay boyunca aylık periyotlarla incelemişler ve sezyum izotoplarının biyolojik yarı ömrünü 63 gün olarak hesaplamışlardır. İstanbul Boğaziçi'nden alınan midye örneklerindeki ^{137}Cs aktivitesini 289,2 Bq/kg (kuru) ^{134}Cs aktivitesini 141,7 Bq/kg olarak hesaplamışlardır. Catsiki ve Florou (2005), ise çalışmalarında Yunanistan'dan toplanan midyelerde ^{137}Cs konsantrasyonu 0,3 – 1,9 Bq/kg (yaş) olarak bulmuşlardır. Çalışmamızın 2010 yılında toplanan örnekler ile yapıldığı düşünüldüğünde, Topçuoğlu ve Van Doven'ın hesapladığı 63 günlük biyolojik yarı ömür göz önüne alındığında midye örneğinde ^{137}Cs konsantrasyonunu ölçülebilen en küçük değer olarak tayin etmemiz doğaldır.

Strezov ve ark., (1998), çalışmalarında 1987 yılında ^{137}Cs radyoizotopunun 120 metre derinliğe kadar ölçülebildiğini, 1988 yılında ise 200 – 250 metrelere ulaştığını belirtmişlerdir. Karadeniz suyunda gözlenen bu “kendi kendine dekontaminasyonun” seyrelme ve ^{137}Cs 'nin dip sedimentleri ile etkileşmesinden kaynaklandığını belirtmişlerdir. 35 istasyondan aldıkları 4 farklı sediment türünde (kum, balçık, alüvyon, ve kumlu) ^{137}Cs konsantrasyonunu incelemişler, sedimentin türüne, coğrafik konumuna göre sonuçları yorumlamışlardır. Bu çalışmada ^{137}Cs konsantrasyonu 1,4 – 111 Bq/kg arasında değişim gösterdiğini bulmuşlardır. Yaptığımız bu Yüksek Lisans çalışmasında da benzer bulgulara ulaştık. Şöyle ki, deniz suyu aldığımız istasyondan sediment örnekleme yaparak sedimentte ^{137}Cs konsantrasyonunu belirledik. Strezov ve ark. bulgularına benzer

şekilde, sediment örneğinde ^{137}Cs aktivitesi $1,6\pm 1,0$ Bq/kg (kuru) olduğunu belirledik. Bu bulgu Çizelge 4.3.'te verilmiştir. Bunun yanı sıra denizel ortamlarda sadece izleme çalışmaları gerçekleştirilmemiş; sıcaklık tuzluluk ve ışık gibi parametrelerdeki değişimin radyoaktif ve kimyasal kirleticilerin organizmadaki birikimi ve atılımında anlamlı bir farklılık olup olmadığı da araştırılmıştır (Köse, 1999). Örneğin Topcuoğlu (2001), yapmış olduğu bir çalışmada ^{137}Cs konsantrasyonunun düşük tuzluluklarda arttığını belirtmiştir.

Çizelge 4.3. Çanakkale Boğazı'ndan alınan yosun ve sediment örneklerinde ^{137}Cs ve ^{40}K aktiviteleri

Örnek Adı	^{137}Cs Aktivitesi Bq/kg (kuru)	MDA (Ölçülebilen en küçük aktivite değeri)	^{40}K Aktivitesi	MDA (Ölçülebilen en küçük aktivite değeri)
Yosun	<2,22	2,22	<59,48	59,48
Sediment	$1,57\pm 0,12$	0,31	777 ± 21	5,3

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER

Yapılan bu çalışmada bulguları değerlendirsek;

1. Bu çalışma ile Ege Denizi Çanakkale Boğazında 2010 yılı boyunca deniz suyunda mevsimsel bir değişiklik olup olmadığı gözlenmiş ve ¹³⁷Cs konsantrasyonunun mevsimlere bağlı olarak bir değişim gösterdiği tespit edilmiştir.
2. Dünyada pek çok bilim adamı modelleme çalışmaları yapmaktadır. Örneğin; Kanarska ve Maderich 2008, yaptıkları çalışmada Çanakkale Boğazı'nın 3 boyutlu mevsimsel hidrodinamik değişimini matematiksel metotlarla incelemişlerdir. Yaptığımız bu çalışmada elde ettiğimiz bu veriler, modelleme çalışmalarına katkıda bulunabilir. Şöyle ki sadece matematiksel hesaplamalarla yapılan modelleme çalışmaları, doğa şartlarında yapılan gerçek deneylerle karşılaştırılarak modellemenin güçlü ve eksik yönleri elde edilebilir.
3. Balık ve midye gibi insanlar tarafından tüketilen organizmalarda ¹³⁷Cs konsantrasyonu incelenmiş ve bulunan değerlerin müsaade edilen seviyelerin (gıda maddelerinde ¹³⁷Cs için 600 Bq/kg) (Council Regulation (EEC)) altında hatta dedekte edilebilen limitin altında olduğu görülmüştür. Bu veriye göre Çanakkale civarında toplanan balık ve midyelerin tüketilmesinde insan sağlığı açısından hiçbir sakınca yoktur. Ayrıca bu bulgu uzun yıllardır süren Çernobil'in etkisinin hala devam edip etmediği konusundaki tartışmalara da ışık tutacaktır.
4. Çanakkale Boğazı'ndan alınan su, sediment ve organizmadaki ¹³⁷Cs envanterine katkıda bulunulmuştur. Henüz yüksek lisans tez yazım aşamasında iken Japonya'nın Sendai bölgesinde bir deprem ve sonunda tsunami oluşmuş ve bu doğal felaketler sonucunda Fukuşima Nükleer Santral Kazası meydana gelmiştir. Henüz yeni örnekleme yaptığımız bölgeden deniz ve yağmur suyu örnekleri alınmış ve yağmur suyu örneğinde ¹³⁷Cs konsantrasyonu daha önce de belirtildiği gibi en küçük ölçme sınırının altında kalırken, deniz suyu örneğinde anlamlı bir değişim gözlenmemiştir. Bu durum da envanter çalışmalarının önemini bir kere daha vurgulamaktadır.

5. Denizel ortamda suyun fiziko kimyasal parametreleri, organizmaların yaşı, cinsiyeti vb. parametreler ile radyonüklitler arasında bir ilişki olduğu bilinen bir gerçektir. Bundan sonra yapılacak çalışmaların daha geniş katılımlı olması, deniz ortamının o andaki fiziko kimyasal parametrelerin, rüzgâr hızı, yağış miktarı vb. hava şartlarının ve veya organizmaların yaş ve cinsiyetlerinin belirlenmesi sonuçların daha fazla veriye dayandırılarak yorumlanmasını sağlayacaktır. Ayrıca yapılan literatür araştırması sonucunda görüldüğü gibi, Çanakkale Boğazı'nda suyun dikey hareketinin de araştırılması çalışmaları literatüre büyük katkı sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- Bolsunovsky A. ve Dementyev D., 2011. Evidence of the Radioactive Fallout in the Center of Asia (Russia) Following the Fukushima Nuclear Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102: 1062 – 1064.
- Bulut A.M., Topcuoğlu S., Sezginer N., Sönmez M., 1993. Chernobyl Radioactivity in Sea Snail (*Rapana venosa*). *Turkish Journal of Nuclear Sciences*, 20: 31-36.
- Catsiki V. A., Florou H., 2006. Study on the Behaviour of the Heavy Metals Cu, Cr, Zn, Fe, Mn and ^{137}Cs in Estuarine Ecosystem Using *Mytilus Galloprovincialis* as a Bioindicator species: the case of Thermaikos gulf, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, 86: 31 – 44.
- Cigna A., 1999. Present Status And Trends Of Radioecological Research. *Czechoslovak Journal of Physics*, 49: 73 – 81.
- Council Regulation (EEC) No 737/90, 1990. On the Conditions Imports of Agricultural Originating in Third Countries Following the Accident at the Chernobyl Nuclear Power – Station.
- Çernobil Serisi No:1. Türkiye Atom Enerjisi Kurumu, 2007. Türkiye’de Çernobil Sonrası Radyasyon ve Rdyoaktivite Ölçümleri, Takım no: ISBN 975-8898-19-1, ISBN 975 8898 20 – 5.
- Drazdova Z., 2000. Plutonium Health Impact form Man, review. University of Idaho Principles of Environmental Toxicology
- Evangelidou N., Florou H., Bokoros P., Scoullou M., 2009. Temporal and Spatial Distribution of ^{137}Cs in Eastern Mediterranean Sea Horizontal and Vertical Dispersion in two Regions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100: 626–636.
- Florou H., Kritidis P., 1994. The Dispersion of ^{137}Cs in the Aegean Sea. *Radiochim Acta*, 66/67: 415 – 417.

- Florou H., Nicolaou G., Evangelidou N., 2010. The Concentration of ^{137}Cs in the Surface of the Greek Marine Environment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101: 654 – 657.
- Folsom T.R., Sreekumaran, C., 1970. Some Reference Methods for Determining Radioactive and Natural Caesium for Marine Studies. In: Reference Methods for Marine Radioactive Studies. Technical Report Series No.118. IAEA, Vienna, 129 -149.
- Fukushima Marine Environment Monitoring, 2011. Assessment of IAEA Environment on Data From the Marine Environment Provided by Japan, IAEA Environment Laboratories, Monaco, http://www.slideshare.net/iaea/marine-briefing-11-0505-hn-rev?src=related_normal&rel=8187234
- Gordon Gilmore, 2008. *Practical Gamma Ray Spectrometry*, Second edition. John Wiley & sons. LTD. The Atrium, Southern Gates, England. 381 p.
- Göktepe B. G., Köksal G., Osvath I., Köse A., Küçükcezzar R., Varinlioğlu A.,Güngör N., 2002. A Model Technical Cooperation Project on the Marine Radioactivity Assessment in the Black Sea Region. *Eurasia Nuclear Bulletin*, No:1
- Göktepe B. G., Köksal G., Osvath I., Güngör N., Güngör E., Köse A., Küçükcezzar R., Varinlioğlu A., Fowler S., Erkol A.Y., Karakelle B., 2003. Radioactivity Monitoring of the Turkish Black Sea Coast as a Part of the IAEA Model Project “Marine Environmental Assessment of the Black Sea Region” and Nuclear Techniques Fort the Environmental Management of Water Resources in Turkey. *Environmental Protection against Radioactive Pollution*, 33: 19 – 29.
- Güngör N., Portakal S., 1994. The Biological Availability of Caesium to Marine Mammals, Proceedings of the First International Symposium on the Marine Mammals of the Black Sea. İstanbul, Turkey. 20-23, 27-30.
- Güven K.C., Yurdoğlu S., Güngör N., Topcuoğlu S., Cevher E., Öztürk B., 1990a. Radioactivity Levels in Marine Algae from the Black Sea and Marmara Sea, Rapp. Comm. Int. Mer Medit, 32, 1, 319.

- Güven K.C., Plevneli M., Cevher E., Topcuoğlu S, Köse N., Bulut A.M., Bayülgen N., 1990b. The Radioactivity Level of the Black Sea Marine Algae Before and After the Chernobyl Accident. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 27: 297 – 302.
- Güven K.C., Topcuoğlu S. and Güngör N., 1993. Chernobyl Radioactivity in Algae Collected from Marmara and Black Sea. *Turkish Journal of Nuclear Sciences*, 20: 21 – 30.
- IAEA, VIENNA, 2003. Collection and Preparation of Bottom Sediment Samples for Analysis of Radionuclides and Trace Elements. IAEA-TECDOC-1360, ISBN 92-0-109003-X, ISSN 1011-4289
- IAEA, 2011. Fukushima Nuclear Accident: An Update log. Daily edition 11 - 31 Mach, 2011.IAEA.ORG,
(<http://www.iaea.org/newscenter/news/2011/fukushimafull.htm>)
- Kanarska Y., Maderich V., 2008. Modelling of Exchange Flows Through the Dardanelles Strait. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 449 – 458.
- Kanivets V.V., Voitsekhovitch O.V., Simov V.G., Golubeva Z.A., 1999. The Post Chernobyl Budget of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea. *Environmental Radioactivity*, 43: 121 – 135.
- Knoll G.F., 2000. *Radiation Detector and Measurements*, 3rd edn., John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA. 2 – 48.
- Köse N., 1999. ^{134}Cs ve ^{241}Am Biyokinetiğinin Üç Farklı Organizma İçin İncelenmesi ve Kesikli Zaman Modeli İle Yeni Bir Değerlendirme. Doktora Tezi. İstanbul Teknik Üniversitesi. Nükleer Enerji Ens. Nükleer Uygulamalar Anablımdalı. İstanbul.
- Livingston H. D., Povinec P. P., 2000. Anthropogenic Marine Radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, 43: 689 – 712.

- Lepeshkin V. I. ve Medinets., 1994. Scientific report: Scientific and Methodical Accompaniment to Radiation Monitoring of the Northwest part of the Black Sea in the Zone of the Chernobyl Fallout and Riverine Terrigenous Flux. Report of Ukrainian Scientific Centre of the Marine Ecology by the Ministry of the Chernobyl Affairs of Ukraine Scientific Program “Radioecology of Water Systems in the Areas Affected by Consequences of the Chernobyl Accident” Odessa (in Russia).
- Lozano R.L., Hernandez M.A. - Ceballos, J.A Adame, M. Casas – Ruiz, Sorribas M., San Miguel E.G., Bolivar J.P., 2011. Radioactive Impact of Fukushima Accident on the Iberian Peninsula: Evolution and Plume Previous Pathway. *Environmental International*, 37: 1259 – 1264.
- Lykousis V., Chronis G., Tselepides A., Price N.B., Theocharis A., Siokou-Frangou I., Van Wambeke F., Danovaro R., Stavrakakis S., Duineveld G., Georgopoulos D., Ignatiades L., Souvermezoglou A., Voutsinou-Taliadouri F., 2002. Major Outputs of the Recent Multidisciplinary Biogeochemical Researches Undertaken in the Aegean Sea. *Journal of Marine Systems*, 33– 34: 313 – 334.
- Manolopoulou M., Vagena E., Stoulos S., Ioannidou A., Papastefanou C., 2011. Radioiodine and Radiocesium in Thessaloniki, Northern Greece due to the Fukushima Nuclear Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102: 796 – 797.
- National Research Council (U.S.), Committee to Review the CDC-NCI Feasibility Study of the Health Consequences from Nuclear Weapons Tests Staff(CB). 2003. Exposure of the American Population to Radioactive Fallout from Nuclear Weapons Tests. Washington, DC, USA, National Academies Press, 9-12.
- NCRP, 2006. *Caesium – 137 in the Environment: Radioecology and Approaches to Assessment and Management*. Bethesda, Maryland: NCRP Report No. 154, 38 – 45
- Nuclear Explosions In The Ussr: The North Test Site Reference Material Version 4, 2004. The Division of Nuclear Safety and Security International Atomic Energy Agency. Wagramer Strasse 5 P.O. Box 100 A-1400, Vienna, Austria.

- Orellana G. J., Pates J.M., Masqué P., Bruach J.M., Sanchez-Cabeza J.A., 2009. Distribution of artificial radionuclides in deep sediments of the Mediterranean Sea. *Science of the total environment*, 407: 887 – 898.
- Jensen P. H., 1994. The Chernobyl accident in 1986 – Causes and Consequences. Lecture at the Institute of Physics and Astronomy. University of Aarhus, Denmark.
- Povinec P.P., Livingston H.D., Shima S., Aoyama M., Gastaud J., Goroncy I., Hirose K., Huynh-Ngoc L., Ikeuchi Y., Ito T., La Rosa J., Wee Kwong L.L., Lee S.H., Moriya H., Muslow S., Oregioni B., Petterson H., Togawa O., 2003. IAEA'97 Expedition to the NW Pacific Ocean – Results of Oceanographic and Radionuclide Investigations of the Water Column. *Deep-Sea Research II*, 50: 2607 – 2637.
- Pöschl M., Noller L.M.L., 2007. *Radionuclide Concentrations in Food and the Environment*. Taylors and Francis, U.K.
- Report of the UN Chernobyl Forum Expert group “Environment” (EGE), 2005. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty years of Experience,
- Recommendations for Enhancing Reactor safety in the 21st Century The Near – Term Task Force Review of Insights from the Fukushima Dai-Ichi Accident, 2011. United States Nuclear Regulatory Commission, Protecting People and the Environment.
- Rittersdorf I., 2007. Gamma Ray Spectroscopy. Nuclear Engineering & Radiological Sciences, <http://www-personal.umich.edu/~ianrit/gammaspec.pdf>
- Sawidis T., Gerorg Heinrich, Murray-T. Brown, 2003. Cesium-137 Concentrations in Marine Macroalgae from Different Biotopes in the Aegean Sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 249 – 254.
- Shvedov V., Ivanova L., Maximova A. ve Stepanov A., 1962. Radioactive Substances Content and Distribution in Sea Water. In *Radioactive Contamination of the Environment*, ed.

- Strezov A., Milanov M., Mishev P., Stoilova T., 1998. Radionuclide Accumulation in Near – Shore Sediments Along the Bulgarian Black Sea Coast. Institute for Nuclear Research and Nuclear Energy, PII: S0969 – 8043: 10147 – 6.
- TAEK Basın Açıklaması (No:34/2011): Japonya – Fukushima Nükleer Kazası Sonrasında Ülkemizde yapılan Radyasyon ölçümleri, 2011. <http://www.taek.gov.tr/basin-aciklamalari/209-2011/950-basin-aciklamasi-no34-2011.html>
- Thebault H., Baena A.M.R., Andral B., Barisic D., Albaladejo J.B., Bologna A.S., Boudjenoun R., Delfanti R., Egorov V.N., Khoukhi T.El., Florou H., Kniewald G., Nouredine A., Patrascu V., Pham M.K., Scarpato A., Stokozov N.A., Topcuoglu S., Warnau M., 2008. ¹³⁷Cs Baseline Levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Mediterranean Mussel Watch Programme. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 801 – 806.
- Topcuoğlu S., Kut D., Esen N., Güngör N., Ölmez E., Kırbaçoğlu Ç., 2001. ¹³⁷Cs in Biota and Sediment Samples from Turkish Coast of the Black Sea 1997-1998. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 250: 381 – 384.
- Topcuoğlu S., Van Doven A.M., 1997. A Study on the Elimination of ¹³⁷Cs in Mussels Under Contaminated Field and Laboratory Conditions. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 58: 217 – 222.
- Topcuoğlu S., Kut D., Esen N., Güven K.C., Cevher E., 1990. Radiocesium Levels in Algae, Shellfish and Sediment Samples Collected From the Eastern Mediterranean Coast of Turkey. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 32, 1, 319.
- Topcuoğlu S., Güngör N., 1999. Radionuclide Concentration in Macroalgae and Sediment Samples from the Bosphorus. *Turkish Journal of Marine Sciences*, 5: 19 – 24.
- Tsabarıs C., 2008. Monitoring natural and artificial radioactivity enhancement in the Aegean Sea using floating measuring systems. *Applied Radiation and Isotopes* 66: 1599 – 1603.

Vakulovsky S. M., Nikitin A. I., Chumichev V. B., Katrich I. Yu., Voitsekhovitch, O. A., Medinets V. I., Pisarev V. V., Bovkum L. A., Khersonsky E. S., 1994. Caesium-137 and Strontium-90 Contamination of Water Bodies in the Areas Affected by Releases from the Chernobyl NPP Accident: An overview. *Journal of Environment Radioactivity*, 23: 103 – 122.

Walker J. Samuel. 2004. *Three Mile Island A Nuclear Crisis in Historical Perspective*. Ewing, NJ, USA: University of California, 231.

Monographie BIPM 5 (Erişim Tarihi 12/14/2011)

http://search.bipm.org/bipm/en/C=eJw9xsmOgjAAAND!ismcTCYBRkWPkJvIU1BUvBiWpkXoYIEEv15Pc3rvDgLOOJa5IDW6rrcw!J2DFiAGGICSV1eL4bbuCBCEM*SoS6CAFIgaf82FkHh4pispYKhHEIT*!3116A6QNx5vhhV7NUacuNNWs!7FsMFag*vZRhXZKHg3lu5Df6bPReSenTE!Va0MTfNN1QSFfxfmXExp3ycZny3so*8sFGIrBJI9pGmjxG3QPwJHJ6W2PKySg9IVnlYYh82QZkP*jkIr9XdqkUC6zVxb7f3eyG8OaVbR3LPiBaehWPM5RC!s70Q9Ow8FkpPupE4ncKmo*tvANDhGzRV8AIK6YT8_?action=s&q=Monographie+BIPM-5&x=0&y=0&resetcontext=

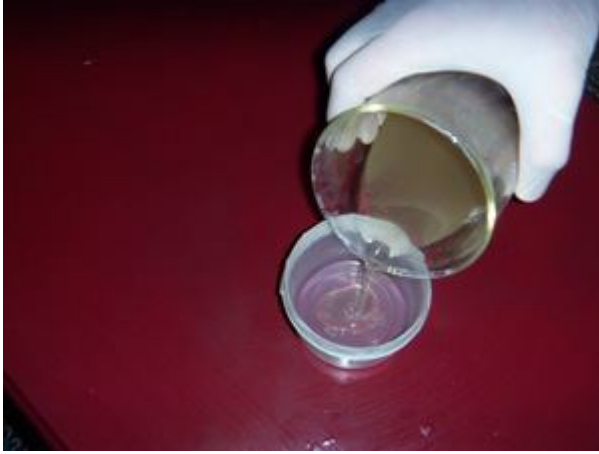
EKLER**Ek 1**

Her ay için örnek alımları örnek tamamlandıktan sonra, örneklerdeki ¹³⁷Cs miktarını ölçebilmek için sezyum çöktürme işlemi yapılmıştır. Bu kimyasal işlem her bir örnek için;

- ❖ Örnekler PH<2 olacak şekilde %75'lik yaklaşık 90 ml HCl eklenerek 10 dakika karıştırılır ve örneğin yosunlanması engellenmiş olur.
- ❖ Çöktürme işlemine başlanacağı zaman örnek tekrar 5 dakika karıştırılır ve PH ölçülür.
- ❖ Daha sonra izleyici olarak 5 ml CsCl çözeltisi eklenir ve 15 – 20 dakika karıştırılır.
- ❖ İzleyiciyi de kattıktan sonra 10 g AMP (Amonyum molibde fosfat) eklenerek 1,5 – 2 saat karıştırılır ve 1 gün bekletirilir.
- ❖ AMP kovanın alt kısmına çöktükten sonra üstteki sulu karışım dekante edilir.
- ❖ Altta kalan çökmüş kısım daha küçük beherlere aktarılır ve orada da AMP'nin çökmesi beklenir. Daha sonra üstteki sulu karışım tekrar dekante edilir ve santrifüj yardımıyla kovanın altında kalan çökelti alınır.
- ❖ Kovada kalan çökelti, beherde kalan çökelti ve santrifüjlenen çökelti 6 molar 170 ml NaOH çözeltisi ile çözülüp ölçüm kaplarına aktarılır.
- ❖ HPGe yarı iletken detektörlü gama spektroskopisinde ölçüm gerçekleştirilir.

Deniz suyu örneklerinin hazırlanmasıyla ilgili izlenen yol sırasıyla aşağıdaki resimlerle gösterilmiştir.





Ek 2

Balık örnekleri için;

- ❖ Balıkçıdan alındıktan hemen sonra laboratuvara taşınan organizmalar, önce saf su ile yıkanmış ve herhangi bir dış kirlilikten arınması sağlanmıştır.
- ❖ Daha sonra her bir organizmanın tek tek boy ve ağırlık bilgileri tespit edilmiştir.
- ❖ Organizmaların sadece yenilen kısmı analiz etmek üzere kullanılacağından, organizmaların baş, kuyruk ve kılçık kısmı ayrılarak tüketilen kısmı daha önceden darası alınmış beherlere aktarılmış ve yaş ağırlıkları tayin edilmiştir.
- ❖ 105 °C sıcaklıktaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurtulan organizmalar daha sonra desikatöre alınarak soğuyuncaya kadar bekletilmiş ve kuru ağırlıkları da tespit edilmiştir.
- ❖ Bu işlemden sonra organizmalar öğütülmüş, homojen hale getirilmiş ve 170 cc'lik sayım kaplarına alınarak analize hazır hale getirilmiştir.

Denizlerde biyoindikatör olarak görev yapan yosun ve midye örnekleri için;

Yosun;

- ❖ Çanakkale Boğazında bulunan yosunlar denizin belirli bölgesinden alınmıştır.
- ❖ Yosun alındıktan sonra saf su ile yıkanarak yaş ağırlığı alınmıştır.
- ❖ Balıklarda olduğu gibi 105 °C sıcaklıktaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur.
- ❖ Kuru ağırlığı alındıktan sonra 170 cc'lik sayım kaplarına alınarak analize hazır hale getirilmiştir.

Midye;

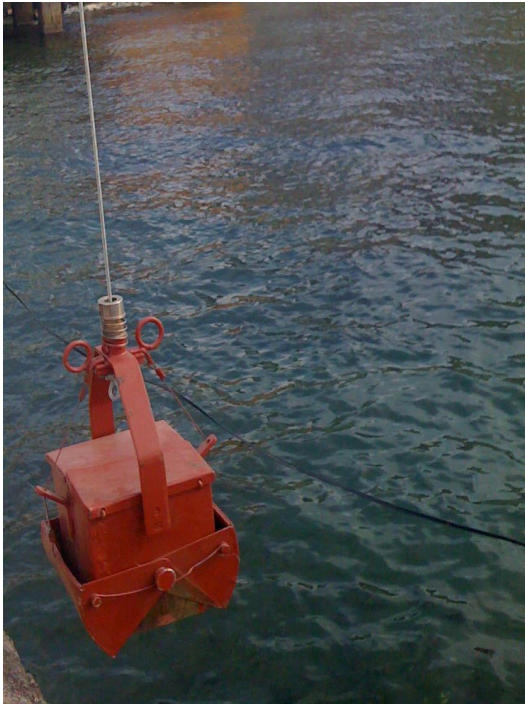
- ❖ Çanakkale boğazından toplanan midyeler alındıktan sonra deniz suyunda yıkanmıştır.
- ❖ Daha sonra midyeler kabuklarından ayrılarak behere aktarılmıştır ve yaş ağırlığı alınmıştır.
- ❖ 105 °C sıcaklıktaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur ve kuru ağırlığı alınmıştır.
- ❖ Son olarak darası alınmış 170 cc'lik sayım kaplarına alınarak analize hazır hale getirilmiştir.

Sediment örnekleri için;

- ❖ Deniz sularının alındığı noktadan dip yüzey sediment alımı grap denilen alet ile gerçekleştirilmiştir.
- ❖ Alındıktan sonra içindeki taş ve organizma gibi yabancı malzemelerden arındırılır.
- ❖ Kalan sediment örneği behere aktarılarak ve 105 °C sıcaklıktaki etüvde sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulur ve kuru ağırlığı tayin edilir.
- ❖ Kurutulan örnek iyice karıştırılarak homojen hale getirilerek 170 cc'lik sayım kaplarına aktarılır ve analize hazır hale getirilir.

Son olarak bütün örneklerin analiz etmek için DSA 1000'e bağlı bulunan ve % 50 rölatif verime sahip HPGe detektörler kullanılmıştır (Bu detektörler aynı geometri ve yoğunluğa sahip karışık gama standart kaynağı kullanılarak kalibre edilmiştir.) Elde edilen spektrumlar GENIE 2000 (Bu lisanlı programın kullanımı ÇNAEM laboratuvarlarında yapılmıştır) yazılımı kullanılarak değerlendirilmiştir.

Sedimentin hazırlanması için izlenen yol sırasıyla aşağıdaki resimlerde gösterilmiştir.





ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge No		Sayfa No
1.1.	Ülkeye ve Bölgelerine göre gerçekleştirilen büyük nükleer testler.....	4
1.2.	Bazı Radyonüklitlerin yaptığı ışımalar ve yarı ömürleri.....	9
2.1.	1986 – 1997 yılları arasında Dinyeper ve Tuna Nehirlerinin Yıllık aktivite değerleri ve bu yıllar arasında Karadeniz’e yıllık ¹³⁷ Cs katkıları.....	15
2.2.	Türkiye’nin bazı kıyılarındaki midyelerde ¹³⁷ Cs miktarları....	20
3.1.	Balık örneklerinin boy, ağırlık standart sapmaları ve kuru/yaş Oranları.....	27
4.1.	Çanakkale Boğazı’nda alınan deniz suyu örneklerinin aktivite değerleri.....	42
4.2.	Çanakkale Boğazı’ndan alınan balık ve midye örneklerinin ¹³⁷ Cs ve ⁴⁰ K aktivite değerleri.....	45
4.3.	Çanakkale Boğazı’ndan alınan yosun ve sediment örneklerinde ¹³⁷ Cs ve ⁴⁰ K aktiviteleri.....	47

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil No		Sayfa No
1.1.	Çernobil Nükleer kazasından sonra günlük radyoaktivite salınımı....	6
1.2.	Fukuşima Nükleer Reaktör Kazasının olduğu bölge.....	8
2.1.	Marmara Denizi'nden Ege Denizi'ne su girişi.....	17
3.1.	Örnek alınan istasyonun harita üzerindeki yeri.....	22
3.2.	Örnek alınan bölgenin uydu görüntüsü.....	23
3.3.	Grab aletinin resmi.....	26
3.4.	¹³⁷ Cs radyoizotopunun bozunma şeması.....	28
3.5.	Fotoelektrik olayının gösterimi.....	29
3.6.	Compton saçılmasının gösterimi.....	30
3.7.	Çift Oluşumunun gösterimi.....	30
3.8.	Gama spektrometrenin şematik gösterimi.....	31
3.9.	Gama spektrometre detektöründe meydana gelen olaylar.....	32
3.10.	1 gcc yoğunluğa sahip kalibrasyon kaynağı için gama spektrometre siteminden elde edilen kaynak spektrumu.....	34
3.11.	Enerji kalibrasyon eğrisi.....	35
3.12.	FWHM kalibrasyon eğimi.....	36
3.13.	Verim kalibrasyon eğimi.....	38
4.1.	Nisan 2010 – Mayıs 2010 tarihleri arasında Çanakkale Boğazından alınan deniz suyu örneklerindeki ¹³⁷ Cs konsantrasyonları.....	43

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Barış BERK

Doğum Yeri: ELBİSTAN / KAHRAMANMARAŞ

Doğum Tarihi: 02/06/1986

EĞİTİM DURUMU

Lisans Öğrenimi: Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Fizik Bölümü.

Yüksek Lisans Öğrenimi: Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı.

Bildiği Yabancı Diller: İngilizce.

BİLİMSEL FAALİYETLERİ

Bildiriler -Uluslararası –Ulusal

1. Barış BERK, Nurdan GÜNGÖR*, Sibel ŞEN, 2010, Çanakkale Boğazı'na Ait Balık Türlerindeki Çernobil Kaynaklı ¹³⁷Cs Aktivitesinin Belirlenmesi, Türk Fizik Derneği 27. Uluslar arası Fizik Kongresi İstanbul – Türkiye.

İLETİŞİM

E-posta Adresi: barissberk@hotmail.com