



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MANİLA KUM MİDYESİNDE (*Ruditapes philippinarum*)
RADYOSEZYUM BİYOKİNETİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

Gülşah KALAYCI
Biyoloji Anabilim Dalı
Radyobiyoloji Programı

Danışman
Prof.Dr.Yavuz ÇOTUK
Dr. Sayhan TOPÇUOĞLU

Haziran, 2011

İSTANBUL



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MANİLA KUM MİDYESİNDE (*Ruditapes philippinarum*)
RADYOSEZYUM BİYOKİNETİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

Gülşah KALAYCI
Biyoloji Anabilim Dalı
Radyobiyoloji Programı

Danışman
Prof.Dr. Yavuz ÇOTUK
Dr. Sayhan TOPÇUOĞLU

Haziran, 2011

İSTANBUL

Bu çalışma 07/07/2011 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı Radyobiyojoloji Programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

(Danışman)
Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi

Prof. Dr. Tulay ENGİZEK
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi

Prof. Dr. Tuncay ORTA
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi

Doç. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY
İstanbul Üniversitesi
Su Ürünleri Fakültesi

Doç. Dr. Gül ÖZCAN ARICAN
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi

Bu çalışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 6555 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Yaptığım tez çalışmasının hem teorik hem pratik kısmında beni destekleyen ve fikirlerini benden esirgemeyen sevgili hocalarım Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK ve Dr. Sayhan TOPÇUOĞLU'na çok teşekkür ederim. Bu tez çalışması başlangıcında bana cesaret veren hocam Sayhan TOPÇUOĞLU'na ayrıca teşekkür etmek isterim.

Çalışma süresince yardımlarını her an hissettiğim hocalarım Araş. Gör. Dr. Önder KILIÇ ve Araş. Gör. Dr. Murat BELİVERMİŞ başta olmak üzere, Dr. Nurdan GÜNGÖR, Doç. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY, Doç. Dr. Serhat ALBAYRAK'a ve çalışmamı benimseyen sevgili arkadaşlarım Narin SEZER, Didem PEŞTRELİ ve Furkan GÖZEL'e en içten dileklerle teşekkür ederim ve daha uzun yıllar beraber çalışmayı dilerim. Son olarak aileme herşey için teşekkür ederim.

Haziran, 2011

Gülşah KALAYCI

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ	iv
TABLO LİSTESİ	v
ÖZET	vi
SUMMARY	vii
1. GİRİŞ	1
2. GENEL KISIMLAR	3
2.1. DOĞAL RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI	3
2.2. YAPAY RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI	5
2.3. MANİLA KUM MİDYESİNİN (<i>Ruditapes philippinarum</i>) ÖZELLİKLERİ VE ÖNEMİ	8
2.4. BİYOKİNETİK ÇALIŞMALARININ ÖNEMİ.....	9
3. MALZEME VE YÖNTEM	12
3.1. RADYONÜKLİD ve SAYIM TEKNİĞİ.....	12
3.2. MİDYELERDE BİYOBİRİKİM DENEYİ.....	15
3.3. BİYOBİRİKİM OLAYININ ANALİTİK OLARAK İNCELENMESİ.....	20
4. BULGULAR	24
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	29
KAYNAKLAR	33

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3.1	: ^{134}Cs pikinin gama spektrumundaki görüntüsü.....	13
Şekil 3.2	: Sintilasyon detektör şeması.....	14
Şekil 3.3	: NaI(Tl) dedektör zırhı.....	15
Şekil 3.4	: Laboratuvar ortamına alışma periyodunda bulunan midyeler.....	16
Şekil 3.5	: Midyelerin radyoaktif su içinde bulunduğu deney düzeneği.....	17
Şekil 3.6	: Fitoplankton kültürü.....	18
Şekil 3.7	: Sayım kabında bulunan midye.....	19
Şekil 3.8	: Sayım durumunda bulunan midye.....	19
Şekil 4.1	: ^{134}Cs radyonüklidinin <i>R. philippinarum</i> 'larda sudan olan birikimi.....	26
Şekil 4.2	: <i>R. philippinarum</i> 'larda ^{134}Cs radyonüklidinin kabuk ve iç organlar daki yüzde dağılımı.....	27

TABLO LİSTESİ

Tablo 4.1	: ^{134}Cs 'ün <i>R. philippinarum</i> 'larda su yoluyla olan biyobirikim kinetiği.....	26
Tablo 4.2	: ^{134}Cs 'ün günlere göre konsantrasyon faktörleri. Ölçümlerde kullanılan 6 midyenin ortalama ağırlığı 45.3 ± 2.46 gr'dır.	25
Tablo 4.3	: <i>R. philippinarum</i> 'lar da ^{134}Cs radyonüklidinin kabuk ve iç organlarda ki % dağılımı	26
Tablo 4.4	: Yumuşak doku ve kabuk doku da bazı sayım günlerinde ^{134}Cs 'ün konsantrasyon faktörleri.....	27

ÖZET

MANİLA KUM MİDYESİNDE (*Ruditapes philippinarum*) RADYOSEZYUM BİYOKİNETİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Bu çalışmada; ^{134}Cs 'ün, *Ruditapes philippinarum* midye türünde su yoluyla olan biyobirikimi araştırılmıştır ve tüm organizma için konsantrasyon faktörü değeri elde edilmiştir. Ayrıca, deney süresince belirli aralıklarla, konsantrasyon faktörü değerleri midye örneklerinin yumuşak ve kabuk kısımları için belirlenmiştir.

Kumkapı balık pazarından alınan midyeler laboratuara getirilmiştir. Deneye başlamadan önce 10 gün süreyle midyeler laboratuvar ortamına alıştırdı. Bu süreç sonrasında, organizmalar içerisinde ^{134}Cs ile kontamine edilmiş deniz suyu bulunan plastik akvaryuma alınmışlardır. Deneyde kullanılan deniz suyu Yenikapı sahilinden elde edilmiştir. Deney süresince midyeler *Isochrysis galbana* türü fitoplankton ile beslenmiştir ve laboratuvar ortamının sıcaklığı sabit tutulmuştur. Sayım günlerinde, midyeler sayım kablarına alınmıştır daha sonra sayım laboratuvarına götürülmüşlerdir. Midyelerin ^{134}Cs seviyeleri NaI(Tl) detektörü ile donatılmış gama spektrometresi vasıtasıyla ölçülmüştür. Sonuçlar sayım/dakika olarak alınmıştır.

Çalışmanın sonucunda; tüm vücut alımı için denge durumundaki konsantrasyon faktörü değeri tespit edilmiştir. Kullanılan radyonüklidin bu midye türünde biyolojik yarı ömrü, akısı ve kalış süresi tespit edilmiştir. Ayrıca; denge durumunda, yumuşak doku ve sert dokudaki konsantrasyon faktörü değerleri oranlanmıştır. Elde edilen sonuç *Mytilus galloprovincialis* için elde edilen sonuca yakındır. Bu nedenle, *Ruditapes philippinarum*'un çevresel izleme çalışmaları için kullanılabilceği sonucuna ulaşılmıştır.

SUMMARY

INVESTIGATION OF RADIOCESIUM BIOKINETICS IN JAPANESE CARPET SHELL (*Ruditapes philippinarum*)

In this study; bioaccumulation of ^{134}Cs through water was investigated in *Ruditapes philippinarum* mussel species and concentration factor value was obtained for whole body. Also, during the experiments periodically, concentration factor values were determined for soft and shell parts of mussel samples.

The mussels which were bought from Kumkapı fish bazaar were brought to laboratory. The mussels were acclimated to laboratory conditions for ten days prior to the experiments. After this period, the organisms were moved into plastic aquarium containing sea water contaminated with ^{134}Cs . Sea water used in the experiment was provided from Yenikapı coast. During the experiments period, the mussels were fed with *Isochrysis galbana* phytoplankton cells and laboratory temperature was kept steady. In counting days, the mussels were placed into counting chambers then moved to counting laboratory. ^{134}Cs levels of mussels were measured by means of a gamma spectrometer equipped with NaI(Tl) detector. Results were determined as count/minute.

As a result of the study, concentration factor value, which was calculated in steady state, was determined for whole body uptake. Biologic half life, flux, and turnover time of used radionuclide were determined in this mussel species. Also; in steady state, the concentration factor values were proportioned in soft part and shell part. The results obtained is close to obtained results for *Mytilus galloprovincialis*. Therefore, it has been concluded that *Ruditapes philippinarum* can be used for environmental monitoring studies.

1. GİRİŞ

Canlılar yaşadıkları çevrede çeşitli yollardan radyasyona maruz kalmaktadırlar. Radyasyon oluşumuna neden olan radyonüklidler doğal ve yapay kaynaklı olmak üzere iki grup içerisinde sınıflandırılabilirler. Toprakta bulunan toryum ve uranyum serisindeki radyonüklidler ve yine toprakta bol miktarda bulunan ^{40}K radyonüklidi dünyanın oluşumundan günümüze kadar gelmiş primordiyal radyonüklidler olup hem karasal hem de denizel ortamdaki doğal radyoaktivitenin temelini oluşturmaktadır. Kozmik ışınlar ve onların atmosferdeki kararlı atomlarla reaksiyonu sonucu oluşan kozmojenik radyonüklidler atmosfer kaynaklı doğal radyoaktiviteyi oluşturmaktadır. Nükleer bomba denemeleri ve nükleer reaktör kazaları sonucunda oluşan insan kaynaklı radyonüklidler çevredeki yapay kaynaklı radyoaktiviteye sebep olmaktadır. Günümüzde doğal ve yapay radyonüklidleri ve bunların çevre ve canlı üzerindeki etkilerini inceleyen pek çok çalışma literatürde yerini almıştır.

Deniz ortamına bu nükleer faaliyetler sonucu girmiş olan yapay radyonüklidler arasında; potasyuma benzer kimyasal özellikleri, beta partikülü ve gama ışını yayması, yumuşak dokularda birikebilmesi dolayısı ile besin zincirinde hareket edebilmesi ve sonuçta insana kadar ulaşarak hem iç hem de çevrede bulunması nedeni ile dış ışınlamaya sebep olan sezyum radyonüklidleri oldukça önemli bir yer tutmaktadır. Sezyum radyoizotopları arasında ^{134}Cs ve ^{137}Cs 'nin nükleer faaliyetler sonucunda hem kara hem deniz ortamına yüksek miktarlarda girdiği bilinmektedir (Akçay ve Kesercioğlu, 1990). Günümüzde yapılan çalışmalarda çevresel örneklerde hala ^{137}Cs varlığı görülmekte iken ^{134}Cs fiziksel yarı ömrünün (2.06 yıl) kısalığı nedeniyle detekte edilememektedir (Kılıç ve Çotuk, 2011). Bu çalışmada metabolik yollarının aynı olduğu bilinen bu iki radyonüklidden ^{134}Cs 'ün seçilmesinin nedeni fiziksel yarı ömrünün kısalığı nedeniyle herhangi bir bulaşma durumunda ^{137}Cs 'ye göre aktivitesinin daha hızlı azalması ve yine kısa fiziksel yarı ömür nedeniyle çalışma sonucu oluşan radyoaktif atıkların daha kısa sürede zararsız hale gelmesidir.

Bu çalışmanın amacı; deniz ortamındaki radyoaktif kirlenmeyi en iyi şekilde gösteren organizmaların başında gelen midyelerden Manila kum midyesi (*Ruditapes philippinarum*, Adam ve Reeve, 1850) örneklerinde fisyon ürünü olan ^{134}Cs radyonüklidinin biyobirikim kinetiğini araştırarak zamana bağlı olarak bu radyonüklidin denge durumundaki konsantrasyon faktörü değerini elde etmek ve insan sağlığı ve denizel çevrenin radyasyon güvenliği için gerekli bulguları ortaya koymaktır. Diğer bir amaç, biyokinetik sürecinde belirli zaman aralıklarında alınan ölçümler ile bu radyonüklidin midyenin yumuşak ve sert doku arasındaki dağılımını belirlemektir. Literatürde sezyum radyonüklidlerinin bu midye türünde biyokinetiği ile ilgili bir araştırma yapılmamış olması bu çalışmanın önemini ortaya koymaktadır. Ayrıca kum midyesi türünün ülkemizden ihracatı yapılmakta ve Avrupa'da Akdeniz midyesine (*Mytilus galloprovincialis*) yakın miktarda insanlar tarafından tüketildiği bilinmektedir.

2. GENEL KISIMLAR

Deniz kirliliği, çeşitli elementlerle kirlenmiş deniz ürünleri, aşırı alg üremesi, balık ve memeli ölümleri ve kirlili sahillere gibi medyanın da ilgi odağı olan başlıklar nedeniyle geçtiğimiz yıllar boyunca dikkat çeken bir konu olmuştur. Bu kirlenme evsel, tarımsal ve endüstriyel kaynaklı olarak yüksek yoğunlukta kimyasal yapıdadır (Demars ve Chaney, 2006). Ülkemizde kurulu bir nükleer güç santrali bulunmamasına rağmen endüstrimizde kullanılan radyonüklidlerin ve yeryüzünde faaliyette olan nükleer santrallerin ülkemiz üzerindeki etkilerinin radyoekolojik olarak değerlendirilmesi gerekmektedir.

Atmosferde taşınan radyonüklidler meteorolojik olaylara bağlı olarak doğrudan ve akarsularla dolaylı olarak denizlere ulaşırlar (Akram ve diğ., 2006). Bahsedilen yolların herhangi biriyle denizel ortama ulaşan radyonüklidler deniz ekosisteminin (su, sediment, biyota) bir parçası olurlar ve insana ulaşabilirler (Strand ve Rudjord, 1994). Bu nedenle doğal ve yapay radyonüklidlerin kaynaklarını ve izledikleri yolları bilmek hem insan sağlığı hem de çevresel korunum bakımından oldukça önemlidir.

2.1. DOĞAL RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI

Doğal radyasyon kaynaklarını atmosferik kökenli ve yer kabuğu kökenli olmak üzere iki kısma ayırmak mümkündür. Kozmik ışınlar ve kozmojenik radyonüklidler atmosferik kaynaklı radyasyonun nedenidir. Kozmik ışınlar uzaydan gelen radyasyonlardır (UNSCEAR, 2000) ve kozmojenik radyonüklidler ise kozmik ışınların atmosferdeki atom ve moleküllerle etkileşimi sonucu oluşan radyoaktif çekirdeklerdir. Bunlar içerisinde önemli olanlar ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{33}P ve ^{33}S 'tür (Appleby ve Luttrell, 1993).

Yer kabuğu kaynaklı radyonüklidler ise fiziksel yarı ömürlerinin uzun olması nedeniyle yer kürenin oluşumundan bu güne kadar varlığını sürdüren çekirdekler olup primordiyal radyonüklidler olarak isimlendirilmekte; insan vücudunda, besinlerde, suda, havada ve yapı malzemelerinde bulunmaktadır (UNSCEAR, 2000). Bu radyoaktif çekirdeklere örnek olarak ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{87}Rb verilebilir (Appleby ve Luttrell, 1993).

Doğal radyoaktiviteden alınan dozlar kozmik ışınlar ve kozmojenik radyonüklidlerden alınan dozlar da göz önüne alınarak değerlendirildiğinde alınan dozun büyük bir kısmının primordiyal radyonüklidlerden kaynaklandığı görülmüştür. Toplam efektif doz eşdeğerinin yaklaşık olarak %15'i kozmik ışınlardan %0.6'sı ise kozmojenik radyonüklidlerden kaynaklanmaktadır. ^{40}K (%13.8) ile birlikte ^{232}Th (%14), ^{235}U , ^{238}U (%55.8)'in bozunma zincirinin üyeleri doğal radyasyondan alınan doza ana katkıyı sağlamaktadırlar. ^{87}Rb 'nin etkisi ise sadece %0.3'tür (Walley El-Dine ve diğ., 2001).

Uranyum, toryum ve bunların bozunma ürünleri ile radyoaktif potasyumun yeryüzüne dağılımları jeolojik ve coğrafik yapıya göre değişmekle birlikte (Rudnic ve diğ., 2001 ve Mohur ve diğ., 2008) denizlerde daha homojen bir dağılım göstermektedirler (Benhard ve Zatterre, 1975). Özellikle granit ve volkanik yapıdaki kayalarda toryum, uranyum radyonüklidlerinin bol miktarda bulunduğu bilinmektedir (Merdanoğlu ve Altınsoy, 2006). Yer kabuğu üzerindeki toprakları farklı kaya tipleri oluşturduğundan jeolojik değişiklik aynı zamanda toprağın radyonüklid içeriğindeki çeşitliliğin asıl nedenini oluşturmaktadır (Giri ve diğ., 2011).

Doğal radyonüklidlerin deniz ortamına girmesini kozmojenik radyonüklidler nedeniyle atmosferik kaynaklı ve akarsuların toprağı veya kayaları aşındırması sonucu toprağın veya kayaların denize ulaşması veya erozyon ile toprağın doğrudan denize ulaşması ile karasal kaynaklı olmak üzere iki kısma ayırmak mümkündür (Rice ve Baptist, 1974). Bu ulaşmanın dışında deterjan ve fosfatlı gübre kullanımı, fosil yakıt kullanımının artması ve yaygınlaşması, uranyum cevherinin yeryüzüne çıkarılması, ve nükleer teknolojinin yeryüzünde yaygınlaşması son yıllarda denizel ortamlardaki doğal radyonüklidlerin artışına neden olan olaylardır (Ergül ve diğ., 2006).

Popülasyonun maruz kaldığı doz açısından doğal radyasyon kaynaklarının en önemli kaynaklar olduğu ve topluluk dozuna (collective dose) asıl katkıyı sağladığı bilinmektedir ve bu kaynakların total efektif dozun yaklaşık olarak %82'sini oluşturduğu da bilinen bir gerçektir (Al-Trabulsy ve diğ., 2011).

2.2. YAPAY RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI

Doğal kaynakların dışında modern bilim ve teknolojik aktiviteler de çevredeki radyasyon seviyesinin artmasına neden olmaktadır (UNSCEAR, 2000). Bu faaliyetler; atmosferik ve yer altı nükleer silah denemeleri, nükleer kuruluşlardaki kazalar (Çernobil, Fukuşima ve Three Miles Island), nükleer denizaltılar, radyoaktif atık boşaltma alanları ve medikal araştırmalardır (Akram ve diğ., 2007; Kurnaz ve diğ., 2007). Bunlar arasında çevresel radyoaktiviteye katkı sağlayan en önemli olaylar yerüstü, yer altı ve nükleer silah denemeleri ile nükleer kuruluş kazalarıdır (Eriksson, 2002).

1968 yılının Ocak ayında nükleer silahları taşıyan Birleşik Devletler uçağı Grönland Thule'da buz kütlesi üzerinde kaza yapmış ve nükleer bomba materyali çevre alana yayılmıştır. Yapılan bir çalışmada bu bombaya ait partiküller deniz sedimenti örneklerinde görülmüştür (Moring ve diğ., 2001). 29 Ağustos 1949'dan 1989'a kadar atmosferik, yerüstü ve yer altı dahil olmak üzere 450 den fazla nükleer patlama Semipalatinsk nükleer test alanında eski Sovyetler Birliği tarafından meydana getirilmiş ve 6 ile 9 Ağustos 1945 tarihlerinde Hiroşima ve Nagasaki 'ye atılan atom bombalarından günümüze kadar 66 yıl geçmiştir (Taira ve diğ., 2011). 1950 ve 1960'larda İngiltere; Avustralya ve Pasifik Okyanusu'nda Christmas Adası çevresinde nükleer silah denemeleri yapmıştır (Muirhead ve diğ., 2004). Temmuz 1966 ve Ocak 1996 tarihleri arasında Fransa, Fransız Polinezya'sındaki Mururoa ve Fangataufa mercan adalarında yer altı ve yer üstü nükleer denemeleri yapmıştır (Danesi ve diğ., 2001). 16 Ağustos 1980 tarihine kadar 26 nükleer patlama Çin Halk Cumhuriyeti'nde gerçekleştirilmiştir (Momoshima ve Takashima, 1983). 1946 ve 1958 yılları arasında Birleşik Devletler Marshall Adaları Cumhuriyeti içerisindeki Bikini ve Enewetak mercan adalarında toplam 65 tane atmosferik nükleer silah denemesi yapmıştır (UNSCEAR, 2000). Bu şekilde gerçekleştirilen nükleer silah denemeleri sonucu toplam

427.9 Mt TNT'ye eşit enerjinin ve geniş miktarlarda fisyon ürünlerinin açığa çıktığı rapor edilmiştir (Norris ve Arkin, 1996). Bu nükleer test programları hem yerel hem de küresel çapta fisyon ve aktivasyon ürünlerinin ve parçalanmamış nükleer materyallerin biyosfere dağılmasına sebep olmuştur (Hamilton, 2004).

Radyoaktif materyalin küresel çapta dağılmasına neden olan diğer büyük olay 26 Nisan 1986 yılında meydana gelen Çernobil nükleer santral kazasıdır. Kaza sonucu oluşan radyoaktif bulutların ilk hareketi Batı Avrupa'daki alçak basınç nedeniyle bu yönde olmuştur. Bu nedenle kazadan İskandinav ülkeleri öncelikle etkilenmiştir. Daha sonra hava akımının yön değiştirmesiyle radyoaktif bulutlar güneydoğu ve doğu yönünde hareket etmeye başlamıştır. 30 Nisan da Almanya'da meydana gelen fırtına ile sağanak yağış havadaki radyoaktivitenin toprağa inmesine sebep olmuştur. 1-5 Mayıs arasında hava akımları güneye yöneldiğinden özellikle 2-3 Mayıs tarihlerinde Türkiye ve Yunanistan radyoaktif bulutların etkisinde kalmıştır (Shihab-Eldin ve diğ., 1986). İsveç, Finlandiya, Fransa, İngiltere, Japonya, Kanada ve Amerika bu felaketten kısa sürede etkilenen ülkeler olmuşlardır. Sovyetler Birliği tarafından yapılan daha sonraki açıklamalar, reaktördeki tüm radyoaktif maddelerden % 3.5 kadarının dışarı atıldığı ve kaza süresince yayılan toplam aktivitenin ise 12×10^{18} Bq olduğu yönünde olmuştur (Popov ve diğ., 2010). Kaza süresince 20'den fazla radyonüklidin önemli miktarlarının hem kara hem de deniz ortamına girdiği bilinmektedir. Ancak günümüzde bu radyonüklidlerden sadece birkaçının deniz ortamında varlığı saptanabilmektedir. Bu radyonüklidlerin en önemlileri ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr ve $^{239,240}\text{Pu}$ 'dur. Yayılan toplam ^{134}Cs ve ^{137}Cs aktiviteleri sırasıyla 0.05×10^{18} ve 0.09×10^{18} Bq olarak hesaplanmıştır (IAEA, 1989). Bu nükleer olayların çoğunun (örneğin, nükleer silah denemelerinin kuzey yarım küre ve güney yarım küre de sırasıyla 380 ve 40 adet olarak gerçekleştiği bilinir) kuzey yarı kürede az bir kısmının da güney yarıkürede gerçekleşmesi nedeniyle aktivitenin çoğu kuzey yarım kürede birikmiş fakat stratosferik hareketler nedeniyle güney yarım küreye de taşınmıştır (Fisher, 1987; Schuch ve diğ., 1998).

Şu da bir gerçektir ki nükleer reaktörlerdeki kazalar sırasında açığa çıkan radyonüklidlerin birikimi nükleer bomba testlerine kıyasla daha lokaldır ve kuvvetli bir şekilde meteorolojik olaylara bağlıdır. Bunun sebebini nükleer silah testlerinin uzun zaman periyodunda uygulanmasına bağlayabilmek mümkündür (Belivermiş ve Çotuk,

2010). Bu nükleer olaylar nedeniyle açığa çıkan fisyon ürünü (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I gibi), nötron aktivasyon ürünü (^{55}Fe , ^{60}Co , ^{107}Bi gibi) ve transuranik ($^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am) radyonüklidlerden halkın maruz kaldığı radyasyonun ana yollarından biri radyonüklidlerin yeryüzünde birikmesi nedeniyle dış ışınlanma ve radyonüklidlerle bulaşmış besin ürünlerinin tüketilmesiyle iç ışınlanmadır (Balonov ve diğ., 2007; Jernström ve diğ., 2006).

Nükleer denemeler, nükleer kazalar ve nükleer atık depolarından oluşan sızıntıların ve serpentinin bir sonucu olarak çevrede bulunan ve önemli radyoaktif kirleticilerden olan sezyum radyoizotopları fisyon ürünü radyonüklidlerdir (Wang ve Staunton, 2010). Grup I toprak alkali metal ailesinin üyeleri olan sezyum iyonlarının yüksek çözünürlüğü onların buldukları ortamda kolaylıkla dağılımını sağlar ve bu dağılım iyon değişimi tarafından yönetilmektedir (Wang ve diğ., 2010). Sezyumun fisyon ürünü 4 izotopu bulunur. Bunlardan biri stabil olan ^{133}Cs , diğerleri ise radyoizotopları olan ^{134}Cs ($T_{1/2}$: 2.07 yıl), ^{135}Cs ($T_{1/2}$: 2×10^6 yıl) ve ^{137}Cs ($T_{1/2}$: 30.1 yıl) dir. Reaktör içerisindeki radyoaktivitenin önemli bir kısmını ^{137}Cs oluşturur (Gilmore, 1977). Beslenme yoluyla maruz kalınırsa sindirim sisteminden vücuda tamamı geçer ve oldukça homojen bir şekilde vücudun yumuşak dokularında dağılır (Thanapon ve diğ., 2010). Bu durum özellikle potasyum eksikliğinde gerçekleşmektedir (Kılıç ve Çotuk, 2011). Atmosferik nükleer silah denemeleriyle ilişkili dış ışınlanmadan kaynaklanan kolektif etkin doz eşdeğerinin % 60'ı ^{137}Cs 'ye aittir. Nükleer güç istasyonlarından kaza sonucu fisyon ürünlerinin salınması durumunda sezyum radyoizotopları uçuculukları ve reaktör kalbinde bol bulunuşları nedeniyle özellikle önemlidirler (Rahman ve diğ., 2011). Ayrıca potasyuma benzer kimyasal özelliklere sahip olmaları, β partikülü ve gama ışınları yaymaları nedeniyle hem iç hem de dış radyasyon kaynağı olmaları, yumuşak dokularda birikerek besin zincirinde hareketli olmaları sezyum radyoizotoplarının canlılar için önemli olmasının diğer sebepleridir.

Genel olarak; nükleer silah denemeleri, bilinçli veya kazasal bir şekilde radyoaktif atıkların salınması ve nükleer kazalar gibi olaylardan çevreye giren radyoaktif materyallerin büyük bir kısmı partiküllere bağlı olarak bulunur (Shevchenko, 2004; Eriksson, 2005). Nükleer olayların çevresel etkisi ancak çevreye giren bu partiküllerin hareketi hakkında bilgi sahibi olduğunda tam olarak anlaşılabilir. Bu nedenle

radyonüklidlerin bağılı olduğu bu partiküllerin hareketini etkileyen çevrenin fiziksel, kimyasal özellikleri ve redoks durumu, partiküllerin özellikleri (kimyasal kompozisyonu, kristallik ve partikül boyutu), heterojenitesi, partiküllerin bulunduğu minerolojik durum, konsantrasyonları, partikül içerisindeki elementsel dağılım gibi faktörlerin tam ve geniş bir şekilde bilinmesi gerekmektedir (Salbu ve diğ., 2004; Bielewski, 2009). Ancak bu şekilde çevredeki radyonüklidlerin bozunması ve hareketi hakkında bilgi sahibi olunabilecek ve halkın maruz kalacağı doz hesapları daha doğru yapılacaktır (Jernström, 2004; Eriksson, 2005).

2.3. MANİLA KUM MİDYESİNİN (*Ruditapes philippinarum*) ÖZELLİKLERİ VE ÖNEMİ

Bu organizmanın taksonomik sıralanışı Filum: Molluska, Sınıf: Bivalvia, Takım: Veneorida, Aile: Veneridae, Cins: Ruditapes, Tür: *Ruditapes philippinarum* (Adam ve Reeve, 1850) şeklindedir. Bu türün ana vatanı Japonya'dır. Akdeniz de ilk kaydı 1980'lerde Fransa da olmuştur (Bodoy ve diğ., 1986). 1983 yılında deneysel akuakültür çalışmaları için Venedik lagünleriyle tanışmıştır (Cesari ve Pellizzato, 1985). Kuzey Ege'nin Türkiye sularında da varlığı bilinen bu türün burada bulunuş yolunun kazasal olduğu rapor edilmiştir ve Çanakkale, Balıkesir ve İzmir bölgelerinden elde edilmektedir (Albayrak ve diğ., 2001; TÜİK, 2006, 2007, 2008 Haber Bülteni). *R. philippinarum* türünün dünya çapında üretimini yapan ülkeler Çin, Kore, Tayvan, İtalya, İspanya, Fransa, İrlanda, İngiltere, Amerika ve Kanada'dır (FAO, 2006).

Bu türde üreme periyodu coğrafik bölgeye göre değişir ve yumurtlama genellikle 20-25°C arasında meydana gelir. Yumurtlama dönemlerindeki yumurta sayıları ciddi anlamda farklı olmasına rağmen Manila kum midyeleri Mayıs ayının sonundan Eylül'e kadarki zaman periyodu içerisinde yılda üç kez yumurtlayabilir (Park ve diğ., 1999; Kang ve diğ., 2000; Knag ve diğ., 2003). Sıcaklık ve beslenme üremede etkili olan iki önemli parametredir. 8-10°C de üreme başlar ve deniz suyu sıcaklığının artmasıyla da üreme hızlanmaktadır (FAO, 2006). Bu tür birkaç metre derinlikte gel git yaşanan tabakadan gel git altı tabakaya kadar kumda, kumlu siltte, çamurlu çakıl sedimentte yaşayabilmektedir. Ayrıca insan besini olarak en çok kullanılan bivalve kaynaklarından

biridir. Yüksek üreme verimliliği ve ticari önemi nedeniyle dünya çapında kültürü yapılmaktadır (Bourne, 1982).

Manila kum midyesinin küresel üretimi 1991 yılında başlamış olup özellikle son yıllarda büyük artış göstermiştir. 2002 yılında 2.36 milyon tonluk üretimiyle dünyada en fazla kültürü yapılan türlerden biri olarak bilinmektedir. Bu üretim içerisinde Çin % 97.4'lük oranla lider üretici konumundadır. Aynı yılda 41000 tonun üzerindeki üretimiyle İtalya dünyada bu türün en büyük ikinci üreticisi olmuştur. Amerika Birleşik Devletleri ve Fransa 1000 tondan daha fazla üretimleri ile 2002 yılının önemli üreticileri arasına girmişlerdir (FAO/FIGIS, 2002). Üretimin yapıldığı ülkelerde genellikle marketlerde ve restoranlarda canlı olarak satılmaktadır. Dondurulmuş veya vakumlanmış paketler halinde ihracının yapıldığı da bilinmektedir. Ülkemiz de ise bu türün 2006, 2007, 2008 yılında ihracatının sırasıyla 1266, 1334, 1255 ton olduğu bilinmektedir (TÜİK, 2006, 2007, 2008 Haber Bülteni).

Midyeler (özellikle *Mytilus* türleri) uzun senelerden beri radyonüklid ve metal kirliliğinin belirlenmesinde kullanılan indikatör organizmalar olarak kayıtlara geçmişlerdir (Phillips, 1977; Palmieri ve diğ., 1984). Bu organizmaların doğal yaşam süreçleri; düşük konsantrasyonlarda fitoplankton ve partikülleri içeren büyük miktarlarda suyun filtre edilmesi ile devam etmekte ve 4 µm ve daha küçük partiküllerin tamamı bünyelerinde tutulabilmektedir (Mohlenberg ve Riisgard, 1978). Diğer bazı kabuklu organizmalar midyelere oranla radyonüklidleri ve metalleri daha fazla biriktirebilmelerine karşılık, izleme ve birikim çalışmalarında bu organizmaların seçimini; sabit yaşamlarına, büyük miktarda su süzebilmelerine, geniş bir coğrafik dağılım göstermelerine, geniş halk kitleleri tarafından tüketilmelerine bağlamak mümkündür (Goldberg ve diğ., 1978; Harris ve diğ., 1979).

2.4. BİYOKİNETİK ÇALIŞMALARININ ÖNEMİ

Su ürünlerinden daha fazla yararlanmanın gerekliliği her geçen gün bütün dünyada önemli bir şekilde hissedilmektedir. Bu durumun nedenlerinin başında insan nüfusunun ve açlığın giderek artması ve karalardaki tarıma elverişli alanların yok edilmesi veya çölleştirilmesi gelmektedir (Kassas, 1971). İnsanların denize

yönelmesiyle beraber deniz biyolojisiyle ilgili bilimsel araştırmalara daha fazla önem vermeye başlanmıştır (Ünlü, 1970). Bu bağlamda yapılan akuakültür çalışmaları, deniz ortamlarına salınan kirleticilerin izlenmesi ve onların su canlıları üzerinde birikimleri ile ilgili çalışmalar daha anlamlı olmaktadır.

Deniz ortamına herhangi bir yolla giren kirleticiler, deniz organizmalarında biyobirikim sonucu konsantrasyon olmakta ve o organizma üzerinde toksik etki yaratmasa bile besin yolu ile doğrudan veya dolaylı yollarla insana kadar ulaşabilmektedir. Özellikle bu durum radyoaktif kirlenme durumunda daha da anlamlı olmaktadır. Ayrıca bazı organizmalar kirleticileri sudaki miktarlarına göre bünyelerinde daha fazla tutabilmekte ve bu sayede tespit edilmesi zor olan kirleticilerin sudaki varlıkları saptanabilmektedir (Topçuoğlu, 1985). Organizmalardaki bu birikim sudan, besinden veya her iki yoldan birlikte olmaktadır. Sudan olan birikimi; kirleticilerin vücut üzerine adsorbsiyonu, solungaçlar vasıtasıyla vücut içerisine alımla veya her iki yoldan olmaktadır. Kirleticilerle bulaşmış besin veya partiküllerin vücut içerisine alınması da besin yolu ile birikimi oluşturmaktadır (Luoma, 1983; Guary ve diğ., 1982).

Sediment, su ve biyota arasında döngüye uğrayan radyoaktif ve radyoaktif olmayan pek çok kirletici çeşitli faktörlerin etkisiyle bu üç bileşen arasında hareket eder. Biriken kirleticilerin bir kısmı biyolojik, fiziksel ve kimyasal şartlara bağlı olarak organizmaların vücutundan atılabilir veya organizmanın ölümünden sonra mikroorganizmaların meydana getirdiği parçalanma ile yeniden döngüye girebilir (Topçuoğlu, 1976; Birol, 1982).

Organizmaların kirleticileri biriktirme yetenekleri genellikle “konsantrasyon faktörü” terimi ile tanımlanır. Konsantrasyon faktörü, organizmanın gram ağırlığındaki aktivite değerinin organizmanın bulunduğu suyun mililitresindeki aktivite değerine oranı olarak tanımlanabilir (Fowler ve diğ., 1978). Organizmalardaki bu konsantrasyonlar, kirleticilerin hem birikimlerinin hem atılımlarının aynı zamanda olduğu dinamik dengedeki net sonuçlardır. Bu dinamik işlemler fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlerle kontrol edilir. Dolayısıyla biyobirikim olayında etkili olan faktörleri elementin fiziksel ve kimyasal formu, organizmanın türü, yaşı, mevsimsel değişikliğin

organizmanın fizyolojisi üzerine etkisi, beslenme alışkanlıkları, büyüme hızı, besin çeşidi, besin yeme derecesi, tuzluluk farkı, ısı etkisi, (Davis ve Foster, 1958), pH, çözünmüş oksijen, sıcaklık, ışık, kirleticinin ortamdaki kalış süresi, ortamda ilgili radyonüklid ile reaksiyona girebilecek iyonların mevcudiyeti olarak sıralamak mümkün olabilir (Renfro ve Fowler, 1972; Ünlü ve diğ., 1985). Yapılacak yeni çalışmalar biyobirikim olayını etkileyecek yeni iç ve dış faktörlerin ortaya çıkmasını sağlayacaktır. Kirleticilerin organizmalardaki birikimi ve kaybına etki eden faktörler bilindikçe bunların oluşturduğu etkilere karşı bir cevap bulunabilecektir.

Biyokinetik çalışmaları üzerinde etkili olduğu bahsedilen bu faktörler arasında radyonüklidlerin kimyasal formları ve oksidasyon basamakları ayrıca önemlidir. Yapılan bir çalışmada balıklarda doğal sezyum ile serpinti sezyumunun konsantrasyon faktörleri saptanmış ve serpinti orijinli sezyum için bulunan konsantrasyon faktörü değerinin doğal sezyum için bulunan değerden yüksek olduğunu belirtmişler ve bunun ortalama olarak 3.3 kat düzeyinde olduğu bildirilmiştir. Bunun nedenini de doğal sezyumun suda bulunan formunun partiküler veya koloidal formda olmasına bağlamışlardır (Bigliocca ve diğ., 1971). Ayrıca radyonüklidlerin deniz ortamına iyonik formda ve daha çok klorid olarak girdiği de bilinmektedir (Polar ve diğ., 1989).

Yapılan biyokinetik çalışmaları ile; hangi kirleticinin hangi canlıda ne kadar biriktiği, deniz ortamlarımızın radyoaktif veya radyoaktif olmayan kirleticilerle kirlenmesinin izlenmesinde daha duyarlı organizmaların seçimi, organizmada veya sedimentte birikmiş olan kirleticinin bir üst trofik seviyeye geçiş miktarı ve birikim sonucu oluşacak etkilere verilecek cevapların önceden tahmini daha doğru bir şekilde yapılabilir.

Literatürde biyokinetik çalışmalarıyla ilgili pek çok çalışma bulmak mümkündür. Fakat yukarıda da değinildiği gibi birikim üzerine etki eden faktörlerin varlığı göz önünde bulundurularak kendi denizlerimizdeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametrelerine adapte olmuş organizmalarla çalışmak bilimsel açıdan daha anlamlı olacaktır. Bu sayede literatürde bulunan biyokinetik sonuçlarını kendi koşullarımız için değerlendirebilecek, elde ettiğimiz sonuçları da literatür sonuçları ile karşılaştırarak bir takım değerlendirmeler ortaya konacaktır.

3. MALZEME VE YÖNTEM

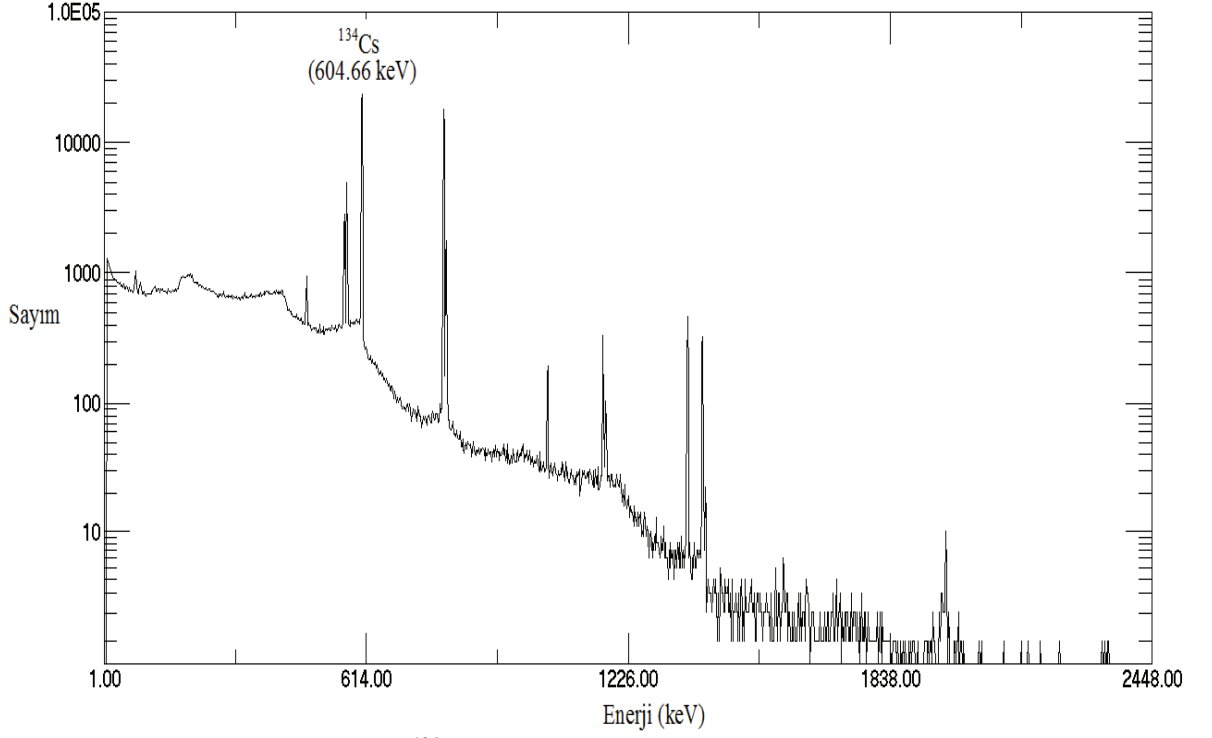
Bu çalışma için 30 adet *R. philippinarum* türü midye Kumkapı balık pazarından 27.01.2011 tarihinde satın alınmış ve laboratuvarımıza getirilmiştir. Birikime etki edecek biyolojik faktörleri en aza indirmek amacıyla çalışmada kullanılan midyelerin benzer boyda ve ağırlıkta olmalarına dikkat edilmiş ve özellikle üreme dönemlerinin dışındaki zaman dilimi bu çalışma için tercih edilmiştir. Bu kapsamda ağırlıkları 41.9 gr ile 48.5 gr, boyları 4.3 cm ile 5.5 cm arasında değişen organizmalar seçilmiştir. Laboratuar şartlarına uyum sağlamaları için, deneye başlamadan önce midyeler 63 µm por çaplı elekten geçirilen deniz suyu (temiz deniz suyu) ile dolu kaplar içerisinde 10 gün süreyle tutulmuşlardır.

Deneylede kullanılan deniz suyu Marmara Denizi Yenikapı sahilinden alınarak, plastik bidonlar ile laboratuara taşınmış, içerisindeki partikül ve diğer yabancı maddeleri izole etmek amacıyla 63 µm por çaplı elekten süzölmüştür. Kullanılan deniz suyunun tuzluluğu ‰ 19.34, pH değeri 8.31 olarak ölçölmüştür. Çalışılan midyelerin tür tayini üniversitemizin Biyoloji Bölümü Hidrobiyoloji Anabilim Dalı'nda yaptırılmıştır.

3.1. RADYONÜKLİD VE SAYIM TEKNİĞİ

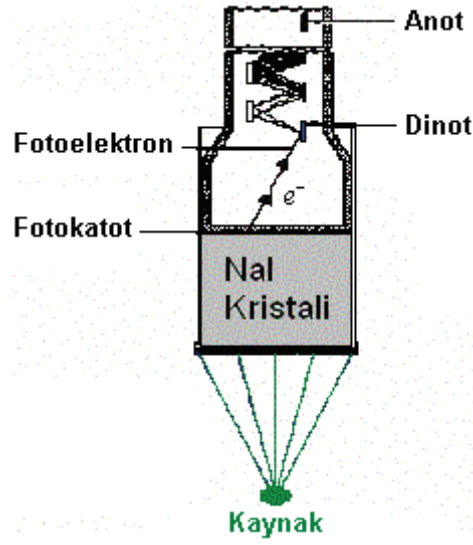
Çalışmada kullanılan ¹³⁴Cs radyonüklidi, Eckert & Ziegler Isotope Products firmasından 20 µCi/ml aktiviteye sahip 5 ml'lik 3 kap şeklinde getirilmiştir. Laboratuvarımıza getirilen bu radyonüklid canlıların en fazla kullanabildiği sezyum bileşiği olan CsCl formundadır. Yarı ömrü 2.06 yıl olan bu radyonüklid çeşitli enerjilerde gama ışını yayabilmektedir. Bununla birlikte % 97'lik yayınlanma olasılığı (f_γ) ile 604.66 keV'lik enerjiye sahip gama ışını piki bu çalışma da ölçümler için tercih edilmiştir. ¹³⁴Cs radyonüklidinin bir gama detektöründeki pik analizi Şekil 3.1 de verilmiştir.

Ölçümler Canberra S-35 analizörlü (4096 kanallı) 3X3 inçlik Ortec marka NaI(Tl) detektörlü gama spektrometresi ile yapılmıştır.



Şekil 3.1 ^{134}Cs pikinin gama spektrumundaki görüntüsü

NaI(Tl) sintilasyon dedektörleri spektroskopi için kullanılan ilk gama dedektörlerinden biridir. Keşfinden yıllar sonra bugün bile, verimi ve güvenilirliği nedeniyle gama spektroskopisi için ilk tercih edilen dedektörlerdir. Özellikle kinetik çalışmalarında, sayım sırasında organizmaların canlılığını sürdürebilmesi için sayım süresinin kısa olması gerekmektedir. NaI(Tl) dedektörünün verimi yüksek olduğundan bu dedektörün bağlı olduğu gama spektrometrelerinde sayım süresinin kısa olması bir avantajdır.



Şekil 3.2. Sintilasyon detektör şeması

Bir sintilasyon detektörüne gelen gama ışınları, kristal tarafından birçok görünür ışık fotonuna dönüştürülür. Bu dönüşüm fotoelektrik soğurum, Compton saçılımı, Çift oluşumu ile meydana gelir. Görünür fotonlar, foto çoğaltıcı tüp adı verilen ağıta gelirler. Bu tüp, görünür fotonlar topluluğunu voltaj pulslarına dönüştürür. Katoda çarpan görünür bölge fotonları, katottan fotoelektrik olay yolu ile elektron salınmasına sebep olur. Elektronlar elektrik alan sayesinde dinot adı verilen metal plakaya doğru hızlandırılırlar. Dinota çarpan elektronlar birçok yeni elektronun serbest kalmasını sağlarlar. İlk dinottan fırlatılan elektronlar elektrik alan sayesinde ikinci dinota hareket ederler ve bu olay böylece devam eder. Her dinot bir öncekinden daha yüksek potansiyeldedir. Ortalama olarak bir foto çoğaltıcı tüpte 10-12 dinot bulunur. Yani elektronlar 10-12 kez bir dinottan diğerine hareket eder. Elektronlar dinotlara her çarpışta çoğalır ve hızlanır. Son dinottaki yük miktarı tüpe giren foton sayısı ile orantılıdır (Şekil 3.2)

Sintilatörler organik veya inorganik olabilirler. Gama ışını detektörlerinde çoğunlukla kullanılan kristaller sodyum iyodid (NaI) ve sezyum iyodid (CsI) gibi inorganik alkali tuzlardır. Bu maddelere foton yayınlama olasılığını arttırmak amacıyla bir miktar katkı eklenir. Bu maddelere aktivatör (aktifleyici) adı verilir. Talyum ve sodyum genellikle en çok kullanılan aktivatörlerdir. Genellikle pek çok detektör talyum aktifleyici sodyum

iyodid NaI(Tl) şeklinde üretilmektedir. Sintilatörler, kurşundan yapılmış bir zırh içine yerleştirilerek çevresel radyasyonun etkisi azaltılmaktadır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. NaI(Tl) dedektör zırhı

3.2. MİDYELERDE BİYOBİRİKİM DENEYİ

27.01.2011 tarihinde 30 adet olarak laboratuvarımıza getirilen midyeler ortalama sıcaklığı $15.6 \pm 0.7^{\circ}\text{C}$ olarak belirlenen ve tüm deney süresince korunan laboratuvar ortamında öncelikle 10 gün süreyle alışma periyodu geçirmişlerdir. Bu 10 gün boyunca midyeler beslenmemiş ve bir midye dışında diğerleri canlılığını devam ettirmiştir (Şekil 3.4). Yine bu süreçte haftada 3 gün olacak şekilde ortam suları Yenikapı sahilinden temin edilen temiz deniz suyu ($63 \mu\text{m}$ por çaplı elekten süzölmüş) ile değiştirilmiştir. Midyelerin içinde yaşatıldığı su günde bir kez 5 dakika olacak şekilde su motoru ile havalandırılmıştır.

Alışma periyodunun sonunda midyeler radyosezyum birikimi için kurulan asıl deney düzeneğine geçirilmiştir (Şekil 3.5). Deney sonuna kadar belirli aralıklarla Yenikapı

sahilinden temin edilen sular plastik kaplarla laboratuvarımıza getirilmiş ve ortam sıcaklığına ulaşmaları için laboratuvarımızda bekletilmiştir.



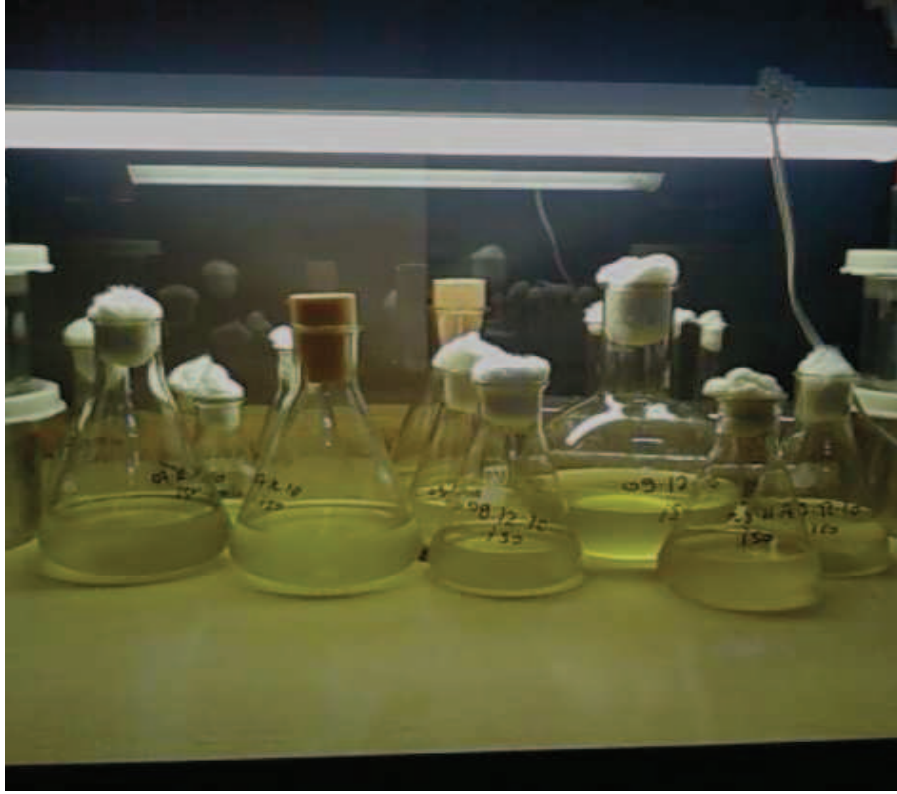
Şekil 3.4. Laboratuvar ortamına alışma periyodunda bulunan midyeler

Yapılan çalışmada midyelerin su yoluyla ^{134}Cs 'ü biriktirmeleri, içerisinde 10 litre temiz deniz suyu bulunan 40 litrelik plastik kaplarda incelenmiştir. İçerisinde 29 adet midye bulunan plastik kap deney süresince organizmalara yeterince oksijen sağlamak amacıyla hava pompası ile devamlı olarak havalandırılmışlardır. Midyelerdeki ^{134}Cs birikimini birey olarak deneyin başlangıcından sonuna kadar takip edebilmek amacıyla boyları ve ağırlıkları ölçülen midyeler birbirleriyle karışmamaları için numaralandırılmışlardır. Deney kabının suyu deney ilerlemesine bağlı olarak haftada iki veya üç kez değiştirilmiş ve her değişim gününde suyun litredeki aktivitesi 3400 Bq olacak şekilde suya yeni radyoaktif CsCl solüsyonu ilavesi yapılmıştır.



Şekil 3.5. Midyelerin radyoaktif su içerisinde bulunduğu deney düzeneği

Her sayım zamanında sayılacak olan midyeler içerisinde radyoaktif solüsyon olmayan temiz deniz suyunun bulunduğu cam akvaryuma alınmış ve bu esnada midyelerin beslenmesi gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.5). Beslenme olayı yine laboratuarda kültürü yapılan üç fitoplankton türünden biri olan *Isochrysis galbana* ile yapılmıştır (Şekil 3.6). Beslenme için kullanılacak 20 ml stok fitoplankton kültürü su filtrasyon sistemi ile 0.45 μm gözenek çaplı filtreden süzölmüştür. 100 ml hacimli beher içerisinde temiz deniz suyundan 20 ml koyulmuştur. Filtre, üzerine adsorbe olan fitoplanktonik canlıları süspansiyon etmek amacıyla beherde bulunan 20 ml su içerisinde yıkanmıştır. İçerisinde fitoplanktonik organizmaların bulunduğu bu su, içerisinde radyoaktif olmayan temiz deniz suyunun ve midyelerin bulunduğu cam akvaryuma ilave edilmiş ve bu şekilde 30 dakika beklenmiştir. Deney süresince ilave edilen fitoplankton sayısı ortalama $21.5 \times 10^4 \pm 2.8 \times 10^4$ hücre ml^{-1} olarak belirlenmiştir. Bu işlemde amaç hem midyelerin dış yüzeyine yapışmış olan ^{134}Cs 'ü uzaklaştırmak hem de midyeleri beslemektir. Ayrıca midyelerin beslenme ve yıkanma suları her sayım gününde değiştirilmiştir.



Şekil 3.6. Fitoplankton kültürü

Bu işlem sonunda beslenen midyeler sayım için kullanılan, içerisinde temiz deniz suyunun bulunduğu plastik kaba alınarak sayım laboratuvarına götürülmüşlerdir. Ayrıca midyelerin yaşatıldığı ortam suyunun aktivitesini belirlemek amacıyla 150 ml aktif midye suyu alınmış ve sayım için laboratuvara götürülmüştür. Sayım işlemi için, bir ortalama elde etmek amacıyla midyeler bireysel olarak sayım kaplarına alınmış ve 1 dakika süreyle sayılmıştır (Şekil 3.7 ve Şekil 3.8). Aynı işlem ortam suyu için tekrarlanmıştır. Ayrıca sayım geometrisini, radyonüklidin bozunmasını, aletin hassasiyetini kontrol etmek ve gerekli düzeltmeleri yapmak amacıyla hazırlanan standart ve zemin (background) sayımı da yine birer dakika olacak şekilde her sayım gününde yapılmıştır. Alınan midye ve ortam sayımları zemin sayımından çıkarılarak net sayım değerleri elde edilmiştir. Bu işlemlere deney süresince devam edilmiştir.



Şekil 3.7. Sayım kabında bulunan midye



Şekil 3.8. Sayım durumunda bulunan midye

Birikim deneyi boyunca 7., 14., 21., 26. ve 30. günlerde üçer adet organizma kabuk doku (sert doku) ve yumuşak doku olmak üzere iki kısma ayrılmış ve bu dokuların sayımları gama spektrometresinde birer dakika olacak şekilde alınmıştır. Sonuçlar midyelerin sahip olduğu toplam aktivitenin yüzdesi olarak ifade edilmiştir.

3.3. BİYOBİRİKİM OLAYININ ANALİTİK OLARAK İNCELENMESİ

Bazı deniz organizmalarının kirleticileri sudaki miktarlarına kıyasla bünyelerinde daha büyük miktarlarda (10, 100, 1000 katı ve daha fazla) biriktirdikleri bilinmektedir (Topçuoğlu ve diğ., 1985). Bu nedenle organizmalarda yapılan ölçümler, deniz suyunda sayım limitinin altında bulunan kirleticilerin belirlenmesi konusunda büyük yarar sağlamaktadır (Topçuoğlu ve diğ., 1985). Organizmaların kirleticileri biriktirme oranlarının değerlendirilmesi konsantrasyon faktörü değeri ile yapılmaktadır (Pentreath, 1972). Radyoaktif bir madde için “konsantrasyon faktörü”; organizmanın birim ağırlığı başına düşen aktivite miktarının, deniz suyunun birim ağırlığı veya hacmi başına düşen aktivite miktarına oranıdır. Bu oran bir sabit olmayıp pek çok parametreye bağlı olarak değişmektedir. Organizmaya giren kirletici miktarının çıkandan fazla olduğu süreç boyunca biyobirikim olayı, organizmadan çıkan kirletici miktarının girenden fazla olduğu süreç boyunca da biyoatılım olayı meydana gelmektedir. Organizmaya giren madde miktarı ile çıkan madde miktarının eşit olduğu durumda (denge durumu) saptanan konsantrasyon faktörü, gerçek değeri yansıtmaktadır.

Radyoekoloji araştırmalarında birikim sonuçlarını değerlendirmede en iyi yaklaşım, birikim oranlarını sabit katsayılı üstel bir fonksiyon kullanarak lineer olarak ifade etmektir (Pentreath, 1975). Lineer birikim;

$$C_t = I \cdot t + C_0 \quad (3.1)$$

olarak ifade edilebilir. Burada;

C_t : t anında organizmadaki konsantrasyon

C_0 : t = 0 anında organizmadaki konsantrasyon

I : Aktivite girişi/gr/gün

Böyle bir denklem doygunluk değeri elde edilinceye kadar sürekli olarak devam eden net alım için olan yaklaşımdır. Başka bir ifadeyle, bir element kararlı bir durum elde edinceye kadar hem birikmekte hem de atılmaktadır. Bu durum;

$$\frac{dC_t}{dt} = I - k C_t \quad (3.2)$$

$$C_t = \frac{I}{k} (1 - e^{-kt}) \quad \text{veya} \quad (3.3)$$

$$C_t = C_{ss}(1 - e^{-kt}) \quad (3.4)$$

olarak yazılabilir. Burada;

C_t : t zamanındaki konsantrasyon faktörü,

C_{ss} : Denge durumundaki konsantrasyon faktörü

k : Biyolojik arınma sabiti ($0.693/T_{b1/2}$)

Bu çalışmada kullanılan analitik modelde biyobirikim kinetiği, deneyde elde edilen sonuçların en iyi şekilde sabit katsayılı bir üstel fonksiyonla ifade edilmesiyle belirlenebilir (Penetrea, R.J., 1976). Biyobirikim deneyi sonucu için bulunan t zamanlarındaki deneysel konsantrasyon değerleri alınarak sonuçlar;

$$y = a \cdot e^{bx} \quad (3.5)$$

denklemini ile ifade edilebilecek duruma getirilmiştir. Bu denklem;

$$\ln y = \ln a + bx \quad (3.6)$$

şeklinde yazılabilir. Burada a ve b katsayıları aşağıda verilen eşitliklerden hesaplanabilir:

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n x \ln y - \frac{1}{n} (\sum_{i=1}^n x) (\sum_{i=1}^n \ln y)}{\sum_{i=1}^n x^2 - \frac{1}{n} (\sum_{i=1}^n x)^2} \quad (3.7)$$

$$a = \exp \left[\frac{\sum_{i=1}^n \ln y}{n} - b \frac{\sum_{i=1}^n x}{n} \right] \quad (3.8)$$

Burada;

x: Sayım günleri

y: Denge durumundaki konsantrasyon faktörü - sayım günlerindeki konsantrasyon faktörleri

n: Sayım günü sayısı'dır.

Bulunan b katsayısı, biyolojik arınma katsayısı olan k değeridir. Biyolojik arınma sabitlerinden radyoizotopların organizmadaki biyolojik yarı ömürleri hesaplanabilir:

$$k = \frac{0.693}{T_{b1/2}} \quad T_{b1/2} = \frac{0.693}{k} \quad (3.9)$$

Bir sistemde, birim zamanda organizmaya giren ve organizmayı terk eden radyonüklid miktarı eşitse sistem denge durumundadır. Akı (flux) olarak isimlendirilen bu olay; deneylerde kullanılan organizmalara birim zamanda giren veya çıkan madde miktarı olarak tanımlanır ve:

$$I = C_{ss} \tau^{-1} \quad (3.10)$$

eşitliği ile bulunabilir. Burada;

I : Akı (Flux) (Bq/gr/gün)

C_{ss} : Denge durumundaki konsantrasyon faktörü

τ : Kalış süresi (turnover time) (gün)

Herhangi bir radyonüklidin bir organizma içinde geçirmiş olduğu süreye kalış süresi veya turnover time denir ve:

$$\tau = \frac{1}{k} \quad (3.11)$$

eşitliği ile hesaplanır. $k = 0.693 / T_{b1/2}$ olduğundan,

$$\tau = 1.44 \times T_{b1/2} \quad (3.12)$$

olarak bulunur.

Deney sonuçlarının sayım hatası;

$$E_s = \pm 1.96 \sqrt{\frac{N_{s+b}}{t_s} + \frac{N_b}{t_b}} \quad (3.13)$$

formülü ile hesaplanmıştır. Burada;

- E_s : Sayım hatası (sayım/dak)
- N_{s+b} : Örneğin total sayım miktarı (sayım)
- N_b : Doğal düzey (Background) total sayım miktarı (sayım)
- t_s : Örnek sayım süresi (sn.)
- t_b : Doğal düzey (Background) sayım süresi (sn.)

Deney bulgularındaki sayım hatası < % 10 olarak tespit edilmiştir.

4. BULGULAR

R. philippinarum türü midyelerin ortam suyuna ilave edilen ^{134}Cs radyonüklidinin bu organizmalardaki birikimi $15.6 \pm 0.7^\circ\text{C}$ 'de 30 gün süreyle incelenmiştir. Elde edilen bulgulardan konsantrasyon faktörü değeri kullanılarak bu radyonüklidin *R. philippinarum*'lardaki birikimine ilişkin sonuçları Şekil 4.1 de üstel fonksiyon olarak çizilmiştir. Burada Şekil 4.1 ve Tablo 4.2 de bulunan veriler değerlendirilerek denge durumundaki konsantrasyon faktörü değerinin (C_{ss}) 2.88 olduğu saptanmıştır. Çalışmayla ilgili diğer veriler Tablo 4.1 de verilmiştir. Aynı tabloda biyolojik yarı ömür değerinin 9.87 gün olduğu, akı değerinin (flux) ise 0.202 Bq/gr/gün olarak bulunmuştur.

Ayrıca Tablo 4.1 de görüldüğü üzere radyonüklidin organizmadaki biyolojik arınma sabiti olan k değeri 0.0702 olarak bulunmuş ve radyoizotopun organizmada geçirmiş olduğu süre ise 14.24 gün olarak tespit edilmiştir. Çalışmanın yapıldığı midyelerde radyosezyumun konsantrasyon faktörlerinin rakamsal değerleri ile sayım günleri ve ölçüm için seçilen 6 midyenin ortalama ağırlıkları Tablo 4.2 de verilmiştir.

Tablo 4.1: ^{134}Cs 'ün *R. philippinarum*'da su yoluyla olan biyobirikim kinetiği

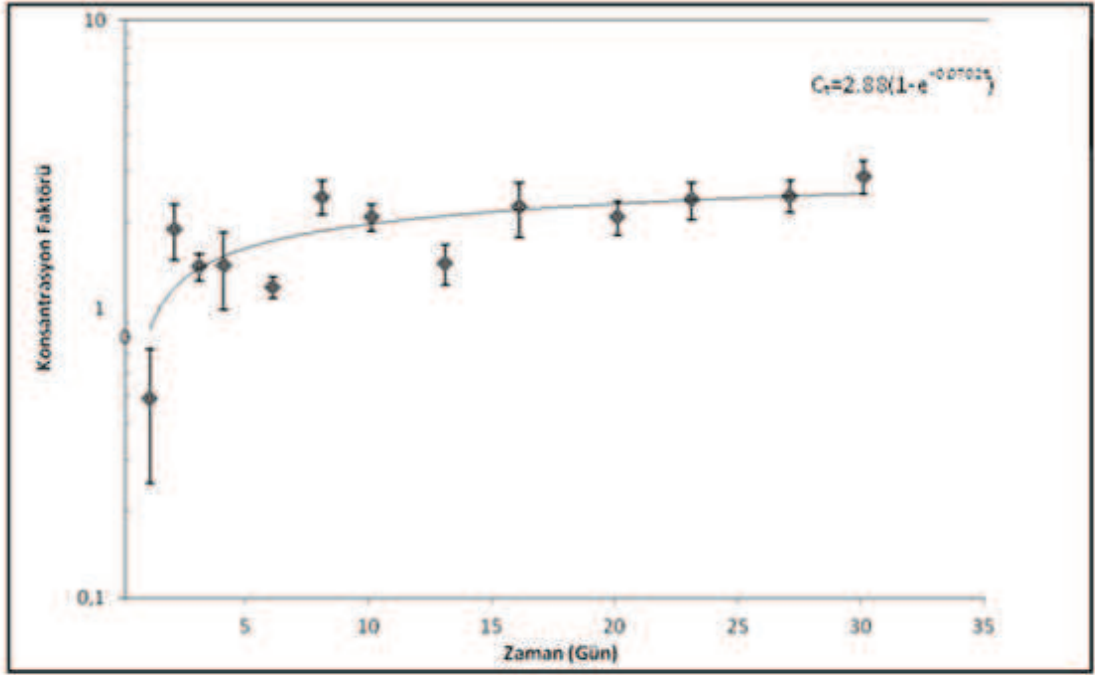
Radyoizotop	C_{ss}	k (1/gün)	$T_{b1/2}$ (gün)	I (Bq/g/gün)	τ (gün)	Fonksiyon $y=ae^{bx}$ $C_t=C_{ss}(1-e^{-kt})$
^{134}Cs	2.88	0.0702	9.87	0.202	14.24	$C_t=2.88(1-e^{-0.0702t})$

- k, biyolojik arınma sabiti
 $T_{b1/2}$, biyolojik yarı-ömür (0.693/k)
 I, flux, organizmaya birim zamanda giren veya çıkan radyoizotop miktarı (C_{ss}/τ)
 τ , radyoizotopun organizma içinde geçirdiği süre (1/k)
 C_{ss} , denge durumundaki konsantrasyon faktörü

Tablo 4.2: *R. philippinarum*'da ^{134}Cs 'ün günlere göre bulunan konsantrasyon faktörleri. Ölçümlerde kullanılan 6 midyenin ortalama ağırlığı 45.3 ± 2.46 gr'dır.

Zaman (Gün)	Konsantrasyon faktörü
1	$0.48 \pm 0.23^*$
2	1.89 ± 0.41
3	1.40 ± 0.14
4	1.42 ± 0.42
6	1.19 ± 0.10
8	2.44 ± 0.32
10	2.08 ± 0.22
13	1.44 ± 0.22
16	2.26 ± 0.48
20	2.08 ± 0.28
23	2.39 ± 0.35
27	2.46 ± 0.31
30	2.88 ± 0.38

*Standart sapma



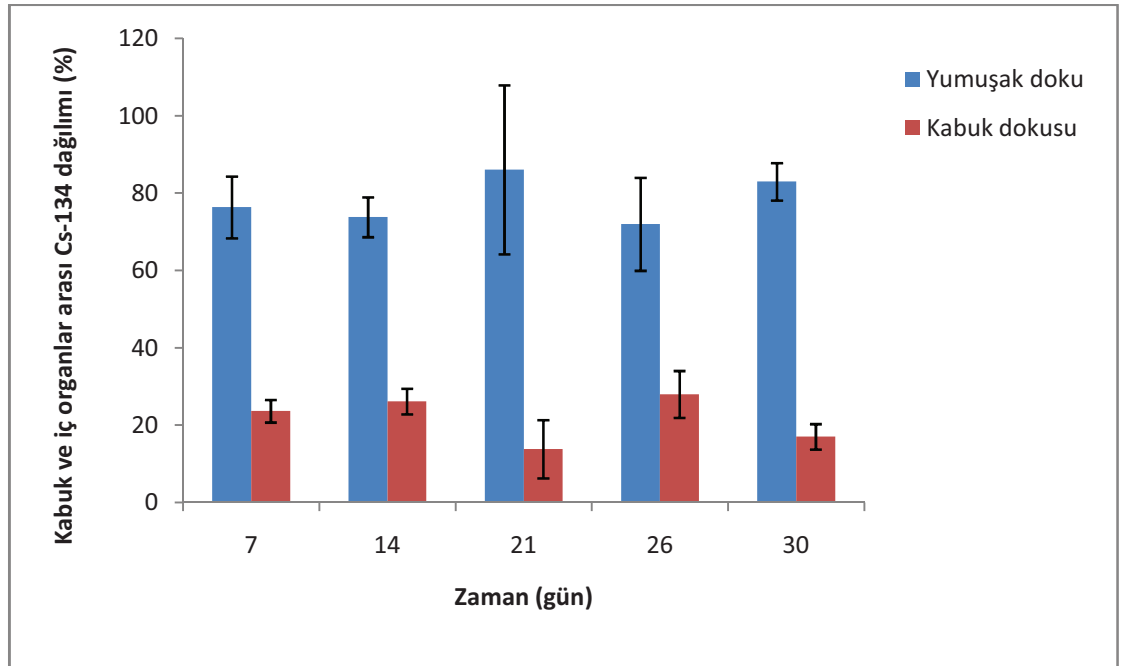
Şekil 4.1: ^{134}Cs radyonüklidinin *R. philippinarum*'da sudan olan birikimi

R. philippinarum'lar da sert doku (kabuk kısmı) ve yumuşak doku (iç organlar) arasında ^{134}Cs aktiviteleri biyobirikim deneyi süresince izlenmiştir. Bu amaçla 7., 14., 21., 26. ve 30. günlerde organizmalar parçalarına ayrılmış ve tüm midyede elde edilen sayımın yüzdeleri olacak şekilde sonuçlar Tablo 4.3 ve Şekil 4.2 de verilmiştir. Veriler göz önüne alındığında ^{134}Cs değerlerinin kabuk dokusunda deney başlangıcında yüzde olarak fazla olduğu, fakat zamanla kabuktaki sayım değerlerinin azaldığı görülmektedir. İç organlardaki duruma bakıldığında ise deneyde 21. güne kadar ^{134}Cs sayım değerlerinin, tüm organizmadan alınan değerlerden daha fazla ve birbirine yakın değerlerde olduğu görülmektedir. Deney sonlarına doğru ise ^{134}Cs 'ün canlıda dengeye ulaşması ile birlikte, iç organlardaki miktarında az da olsa bir azalmanın olduğu görülmektedir.

Tablo 4.3: *R. philippinarum*'lar da ^{134}Cs radyonüklidinin kabuk ve iç organlardaki % dağılımı

Gün	% dağılım (^{134}Cs)	
	Kabuk	İç organ
7	23.65 ± 2.91*	76.35 ± 7.99*
14	26.18 ± 3.31	73.82 ± 5.15
21	13.94 ± 7.54	86.06 ± 21.85
26	28.00 ± 6.07	72.00 ± 12.03
30	17.03 ± 3.29	82.97 ± 4.83

* Standart sapma



Şekil 4.2: *R. philippinarum*'larda ^{134}Cs radyonüklidinin kabuk ve iç organlardaki % dağılımı

Parçalara ayrılan midyelerde, hem yumuşak doku hem de kabuk doku için konsantrasyon faktörü değerleri Tablo 4.4 de verilmiştir. Bu tabloda iç kısımlardan alınan konsantrasyon faktörü değerlerinin tüm midye için alınan değerlerden oldukça yüksek olduğu, kabuk dokuda ise konsantrasyon faktörü değerlerinin oldukça düşük olduğu görülmüştür.

Tablo 4.4 Yumuşak doku ve kabuk dokuda bazı sayım günlerinde ^{134}Cs 'ün konsantrasyon faktörleri

Gün	Konsantrasyon Faktörü	
	Yumuşak Doku	Kabuk Doku
7	$6.96 \pm 0.07^*$	0.55 ± 0.10
14	7.87 ± 1.07	0.71 ± 0.08
21	13.15 ± 2.98	0.41 ± 0.82
26	10.57 ± 1.21	0.97 ± 0.43
30	14.72 ± 3.49	0.56 ± 1.20

* Standart sapma

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Organizmaların radyonüklidleri biriktirmeleri biyolojik, kimyasal ve çevresel faktörlerle düzenlenmekle birlikte; kirleticinin su ve besin içindeki konsantrasyonuna, ortamdaki herhangi bir kirletici ile kirlenmiş besinin bolluğuna ve organizmanın kirleticiye maruz kalma süresine bağlı olarak farklılıklar göstermektedir. Biyolojik olarak temel element durumunda olan Co, Fe, Mo, Zn gibi elementlerin zooplanktonik organizmalarda ve krustaselerdeki birikim veriminin oldukça yüksek olduğu (Fowler ve diğ., 1970; Fowler ve Small, 1975) buna karşılık biyolojik açıdan temel element durumunda olmayan Am, Ce, Pu, Ru gibi elementlerin zooplanktonik organizmalardaki birikim veriminin oldukça düşük olduğu ve feçes yoluyla dışarı atıldığı bilinmektedir (Keckes ve diğ., 1972; Fowler ve diğ., 1976; Pentreath, 1977).

Deniz organizmalarında bir metal veya radyonüklidin biyobirikim miktarı veya konsantrasyon faktörü düzeyinin, vücut ağırlığının bir fonksiyonu olduğu belirtilmiştir (Nolan ve Dahlgaard, 1991). Daha önce yapılmış olan araştırmalarda, konsantrasyon faktörü büyük bireylere nazaran, küçük boy organizmalarda anlamlı olarak daha yüksek bulunmuştur (Twining et al., 1996; Güngör et al., 2001). Güngör ve diğ. (2001) tarafından yapılan çalışmada, ²⁴¹Am radyonüklidinin *Mytilus galloprovincialis* midye türünde ufak boylu bireyler de, büyük boy midye grubuna göre, hızlı ve çok yüksek düzeyde biriktiği saptanmıştır. Buna karşılık, ¹³⁴Cs radyonüklidinin birikim düzeyi, midye büyüklüğüne göre anlamlı olarak değişmemiştir. Bu durum, yazarlar tarafından radyosezyum birikiminin metabolik olarak kontrol edildiği şeklinde yorumlanmıştır.

Bu nedenden dolayı, yapılan bu tez çalışmasında radyosezyumun birikiminde, midye büyüklüğünün etkisi araştırılmamıştır. Buna karşılık, halkımız tarafından tüketildiği bilinen ve ihracatı yapılan midye türü ile çalışılmıştır. Tuzluluk parametresinin bazı deniz organizmalarında radyosezyum birikimi üzerindeki etkisi daha önce araştırılmıştır (Topçuoğlu, 2001). Söz konusu çalışmada, izopodlarda ¹³⁷Cs radyonüklidinin düşük

tuzlulukta anlamlı olarak arttığı saptanmıştır. Buna karşılık bir balık türünde, aynı radyonüklidin biyobirikim düzeyi düşük tuzlulukta anlamlı olarak azalmıştır. Bir başka araştırmada, Akdeniz deniz kestanelerinde ^{134}Cs biyobirikimi yüksek tuzlulukta (%38) incelenmiş ve konsantrasyon faktörünün bu organizmanın farklı vücut kompartmanlarında 0.7 ile 9 arasında değiştiği tespit edilmiştir (Warnau et al., 1996). Bu bulgulardan, biyokinetik araştırmaların her denizel ortama göre yapılmasının gerekliliği sonucuna ulaşılabilir.

^{137}Cs radyonüklidinin makroalg türlerindeki biyobirikimi 6 ve 16°C sıcaklıklarda araştırılmış, sonuç olarak sıcaklıktan etkilendiği ve sıcaklık arttıkça konsantrasyon faktörünün yükseldiği görülmüştür (Topçuoğlu, 2001). Yapılan bir başka çalışmada ise, Akdeniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* türünde, laboratuvar şartları altında (5 ve 13°C) radyosezyumun biyolojik atılımı araştırılmıştır (Topçuoğlu ve Van Doven, 1997). Elde edilen sonuçlar, yüksek sıcaklıkta radyosezyumun atılım hızı daha yüksek ve biyolojik yarı ömrü de daha kısa olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla midye türü bir organizmada, sezyum radyonüklidinin biyoatılımında sıcaklığın etkili olması, biyobirikim sürecinde de etkili olduğunu gösteren bir olgudur. Yaptığımız çalışmada seçilen deniz suyu sıcaklığı (15.6°C) bu nedenden dolayı denizel ortamlarımızdaki ortalama sıcaklık değerinden fazla tutulmuştur.

Mytilus edulis midye türünde sezyum radyonüklidinin, kabuk dokuda bulunan konsantrasyon faktörü değerinin yumuşak dokuda bulunan değere oranı 1/24 olarak bulunmuştur (Nolan ve Dahlgaard, 1991). Benzer bulgu, *M. galloprovincialis* için de saptanmıştır. Bu oranın denge durumunda ^{134}Cs radyonüklidi için 1/28 olduğu görülmüştür (Güngör ve diğ., 2001). Yaptığımız araştırmada ise, bu oran denge durumunda 1/26 olarak saptanmıştır. Bu bulgu da bize, çalışılan midye türünün (*R. philippinarum*), izleme çalışmalarında özellikle radyosezyum kontaminasyonunda diğer midye türleri gibi değerli bir monitör organizma olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte radyosezyum kontaminasyonu durumunda bu radyonüklidin yumuşak dokuda konsantrasyon faktörünün daha yüksek olması nedeniyle besin zincirinde hareketli olacağı görülmektedir (Tablo 4.4).

Midye türü organizmalar, bir veya daha fazla radyonüklidi sadece içinde yaşadıkları sudan, ya da yedikleri fitoplankton türü besinlerden veya filtre ettikleri partiküler materyallerden biriktirebildikleri gibi, her iki yoldan biriktirmeleri de söz konusudur. Transuranik radyonüklidlerden ^{237}Pu ve ^{241}Am ile yapılmış bir araştırmada her iki birikim mekanizmasının da anlamlı olduğu ortaya konulmuştur (Bjerregaad ve diğ., 1985). Organizmaların sudaki homojen olmayan dağılımları ve her radyonüklid için organizmaların sahip olduğu konsantrasyon faktörünün farklı olduğu göz önünde bulundurulacak olursa, bu yollardan hiçbirinin sürekli olarak baskın olduğu söylenemez.

Biyobirikim kinetiği ile elde edilen bulgular, ülkemiz denizel ortamında yaşamakta olan *M. galloprovincialis* ile bu tezde kullandığımız midye türündeki bulgularla karşılaştırıldığında; Güngör ve diğ., 2001 tarafından yapılan çalışmada, denge durumundaki konsantrasyon faktörü küçük midyeler (5.9 ± 0.7 gr) için 2.80 ve büyük (17.9 ± 3.2 gr) midyeler için 2.57 olarak verilirken, mevcut tezde 2.88 olarak bulunmuştur. Aynı çalışmada biyolojik arınma sabiti (k) değeri ufak boy midyeler için 0.0748 ve büyük boy midye için 0.0756 bulunurken mevcut tezde 0.0702 dir. Bu k, değerlerine bağlı olarak, biyobirikim bulgularından saptanan biyolojik yarı-ömür değerleri küçük midyeler için, 9.26 ve büyük midyeler için 9.14 olarak verilmiştir. Bu değer tez çalışmamızda, 9.87 dir. Organizmaya birim zamanda giren ya da çıkan radyonüklid miktarına baktığımızda, yani flux değeri küçük midyede 0.21 ve büyük midyede 0.19 iken, mevcut çalışmada 0.20 dir. *M. galloprovincialis* ile yapılan bir başka çalışmada su yoluyla olan ^{137}Cs birikiminde denge durumundaki konsantrasyon faktörü değerinin 3.3, biyolojik yarı ömür değerinin ise 4.6 gün olduğu görülmüştür (Bulut,1993). Çalışmalar arasındaki farklılıkların ortam koşullarından ve çalışılan organizmaların fizyolojisinden kaynaklandığı söylenebilir. Yaptığımız karşılaştırmalarda her iki midye türü arasında (kinetik bulguları açısından) anlamlı bir fark olmadığı görülmektedir. Bu çalışmada kullanılan midye türünün (*R. philippinarum*), *M. galloprovincialis* türüne eşdeğer bir biyoindikatör organizma olduğunu, sonuçlarımız ortaya koymuştur.

Yaptığımız çalışmada radyosezyumun sadece sudan olan biyobirikimi araştırılmıştır. Amacımız yakın zamanda, Radyobiyojoloji Bilim Dalımızın Radyoekoloji Laboratuvarında kültüre edilen fitoplankton türlerimizi kullanarak, bu radyonüklidin

besin yolu ile olan birikimini de araştırmak olacaktır. Sonuç olarak söyleyebiliriz ki, evre kirliliğinde, özellikle denizel ortamların radyoaktif ya da kimyasal kirlilik boyutunu ortaya koymada midye türü organizmaların indikatör olmaları, tüm bilim çevrelerinde kabul edilmiştir. Bu çalışmayla kullandığımız midye türünün de, biyobirikim bakımından en az *M. edulis* ve *M. galloprovincialis* türlerine eşdeğer oranda önemli olduğu ortaya konmuştur.

KAYNAKLAR

AKÇAY, H., KESERCİOĞLU, T., 1990, A systematic study on the west Anatolia lichens related to the Chernobyl fallout, *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 14, 28-38.

AKRAM, M., QURESHI, R. M., AHMAD, N., JAMAL SOLAIJA, T., 2006, Gamma-emitting radionuclides in the shallow marine sediments off the Sindh coast, Arabian Sea, *Radiation Protection Dosimetry*, 118 (4), 440-447.

AKRAM, M., QURESHI, R. M., AHMAD, N., JAMAL SOLAIJA T., 2007, Determination of gamma-emitting radionuclides in the inter-tidal sediments off Balochistan (Pakistan) coast, Arabian Sea, *Radiation Protection Dosimetry*, 123 (2), 268–273.

AL-TRABULSY, H. A., KHATER, A. E. M., HABBANI, F.I., 2011, Radioactivity levels and radiological hazards indices at the Saudi coastline of the Gulf of Aqaba, *Radiation Physics and Chemistry*, 80, 343-348.

ALBAYRAK, S., ASLAN, H., BALKIS, H., 2001, A contribution to the Aegean Sea fauna: *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) [Bivalvia: Veneridae], *Israel Journal of Zoology*, 47, 299-230.

APPLEBY, L. J., LUTTRELL, S. P., 1993, Case studies of significant radioactive releases, In: WARNER, F., HARRISON, R. M., editors, *Radioecology after Chernobyl*, Chichester: JOHN WILEY and SONS, SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environmental), England, ISBN: 0 471 93168 3.

BALONOV, M. I., ANSPAUGH, L. R., BOUVILLE, A., LİKHTAREV, I. A., 2007, Contribution of internal exposures to the radiological consequences of the Chernobyl accident, *Radiation Protection Dosimetry*, 127, No. 1–4, 491–496.

BELİVERMİŞ, M., ÇOTUK, Y., 2010, Radioactivity measurements in moss (*Hypnum cupressiforme*) and lichen (*Cladonia rangiformis*) samples collected from Marmara region of Turkey, *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 945-951.

BERNHARD, M., ZATTERA, A., 1975, Marine pollution and marine waste disposal (supplement to progress in water technology). In: *Proceedings of the 2nd International Congress, San Remo, 17-21 December 1973* (Library of Congress Catalogue No. 75-16916) Pearson E. A. And Fraja Franngipane E. D., Eds. (Oxford/New York: Pergamon Press).

BIELEWSKI, M., ERIKSSON, M., HIMBERT, J., BETTI, M., BELLONI, F., FALKENBERG, G., 2009, Fast method of XANES data collection suitable for oxidation state mapping, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 282, 355–359.

BİGLIOCCA, C., DE BORTOLÌ, M., POLVANİ, C., 1971, Natural cesium in freshwater and fishes. Estratto da: Actes du Symposium International de Radioecologie, CEA, Cadarache, 8-12 Septembre 1969, 335-359, RT/PROT (71) 34.

BİROL, E., 1982, Değişken çevre faktörleri etkinliğinde kadmiyumun midyedeki biyokinetiğinin araştırılması. ÇNAEM-R_215 (Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi 215 no'lu Raporu).

BJERREGAARD, P., TOPCUOĞLU, S., FİŞHER, N. S., FOWLER, S. W., 1985, Biokinetics of americium and plutonium in the mussel *Mytilus edulis*, *Marine Ecology Progress Series*, 21, 99-111.

BODOY, A., RIVA, A., MAITRE-ALLAIN, TH., 1986, A comparison of oxygen consumption in the carpet shell clam, *Ruditapes decussatus* (L.) and Manila clam, *Ruditapes philippinarum* as a function of temperature, *Vie Milieu*, 36 (3), 83-89.

BULUT, M., 1999, *Deniz organizmalarında çeşitli radyonüklidlerin biyokinetiği ve transportu*, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi.

CASERI, P., PELLIZATO, M., 1985, Insediamento nella Laguna di Venezia e distribuzione adriatica di *Rapana venosa* (Valenciennes) (Gasteropoda Thaididae), *Lavori - Soc. Ven. Sci. Nat.*, 10, 3–16.

DANESI, P. R., MORENO, J., MAKAREWICZ, M., RADECKI, Z., 2002, Residual radioactivity in the terrestrial environment of the Mururoa and Fangataufa Atolls nuclear weapon test sites, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 253, 53-65.

DAVIS, J. J., FOSTER, R. F., 1958, Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains, *Ecology*, 39, 530-535.

DEMARS, K. R., CHANEY, R. C., 2006, Geotechnical Engineering Issues in Ocean Waste Disposal: A Review, *Marine Georesources and Geotechnology*, 24, 219–235.

ERGÜL, H. A., TOPÇUOĞLU, S., ÖLMEZ, E., KIRBAŞOĞLU, Ç., 2006, Radionuclides in a sediment trap and bottom sediment samples from the Eastern Turkish coast of the Black Sea, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 268, (1), 133-136.

ERIKSSON, M., OSÁN, J., JERNSTRÖM, J., WEGRZYNEK, D., SIMON, R., CHINEA-CANO, E., MARKOWICZ, A., BAMFORD, S., TAMBORINI, G., TÖRÖK, S., FALKENBERG, G., ALSECZ, A., DAHLGAARD, H., WOBRAUSCHEK, P.,

STRELI, C., ZOEGER, N., BETTI, M., 2005, Source term identification of environmental radioactive Pu/U particles by their characterisation with non-destructive analytical techniques, *Spectrochimica Acta Part B*, 60, 455–469.

FISHER, G., 1987, Auswirkungen des reaktorunfalls in tschernobyl auf B.R. Deutschland-Zusammenfassender Bericht der Strahlenschutzkommission (SSK)-Band 7, Verlag Stuttgart.

FAO (Food and Agriculture Organization of United States), 2006, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) [online], <http://www.fao.org/fisher/species/3443/en> [Ziyaret saati: 5 Mart 2011].

FAO / FIGIS (Food and Agriculture Organization of United States / Fisheries Statistics), 2002, Global Aquaculture Production [online], <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/en> [Ziyaret Tarihi: 7 Mart 2011].

FOWLER, S. W., HEYRUAND, M., LA ROSA, J., Factors affecting methyl and inorganic mercury Dynamics in mussel and shrimp, *Marine Biology*, 46, 267-276.

FOWLER, S. W., SMALL, L. F. 1975, Procedures involved in radioecological studies with marine zooplankton. In Design of Radiotracer Experiments in Marine Biological System, Tech. Rept. Ser., No. 167, IAEA, Vienna, p.63.

FOWLER, S. W., SMALL, L.F., DEAN, J. M., 1970, Distribution of ingested zinc-65 in the tissues of some marine crustaceans, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 27, 1051.

FOWLER, S. W., HEYRAUND, M., CHERRY, R. D., 1976, Accumulation and retention of plutonium by marine zooplankton. In Activities of the International laboratory of Marine Radioactivity Report, IAEA, Vienna, 42.

GIRI, S., SINGH, G., JHA, G. H., TRIPATHI, R. M., 2011, Risk assessment due to ingestion natural radionuclides and heavy metals in the milk samples: a case study from a proposed uranium mining area, Jharkhand, *Environmental Monitoring and Assessment*, 166, 157-175.

GODOY, J. M., SCHUCH, L. A., NORDEMANN, D. J. R., REIS, V. R. G., RAMALHORECIO, M., BRIO, J.C., OLECH, R.R.A.M.A., 1998, ^{137}Cs , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, soil, sediment and selected moss and lichen samples, *Journal of Environmental Radioactivity*, 41, 33–45.

GOLDBERG, E. D., BOWEN, V. T., FARRINGTON, J. W., HARVEY, G., MARTIN, J. H., PARKER, P. L., RISEBROUGH, R. W., ROBERTSON, W., SCHNEIDER, E., GAMBLE, E., 1978, The mussel watch, *Environmental conservation*, 5, 101-125.

GUARY, J. C., FOWLER, S. W., BEASLEY, T. M., 1982, Routes of plutonium uptake and their relation to biomagnification in starfish, *Marine Pollution Bulletin*, 13, 99-102.

GÜNGÖR, N., TUĞRUL, B., TOPCUOĞLU, S., GÜNGÖR, E., 2001, Experimental studies on the biokinetics of ^{134}Cs and ^{241}Am in mussels (*Mytilus galloprovincialis*), *Environmental International*, 27, 259-264.

HAMILTON, T. F., 2004, Linking legacies of the Cold War to arrival of anthropogenic radionuclides in the ocean through the 20th century, in: H.D. Livingston (Ed.), *Marine Radioactivity*, 6, 23–78.

HARRIS, J. E., FABRIS, G. J., STATHAM, P. J., TAWFIK, F., 1979, Biogeochemistry of selected heavy metals in western port, Victoria, and use of invertebrates as indicators with emphasis on *Mytilus edulis planulatus*, *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 30, 156-178.

IAEA (International Atomic Energy Agency), 1989, Measurement of radionuclides in food and environmental samples. IAEA Technical Report Series 295. Vienna, Austria.

IANAKIEV, K. D., ALEXANDROV, B. S., LITTLEWOOD, P. B., BROWNE, M. C., 2009, Temperature behavior of NaI(Tl) scintillation detectors, Nuclear instruments and method, in Physics research section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment, 607, 432-438.

JERNSTRÖM, J., ERIKSSON, M., OSÁN, J., TAMBORINI, G., TÖRÖK, S., SIMON, R., FALKENBERG, G., ALSEKZ, A., BETTI, M., 2004, Non-destructive characterization of low radioactive particles from Irish Sea sediment by micro X-ray synchrotron radiation techniques: micro X-ray fluorescence (μ -XRF) and micro X-ray absorption near edge structure (μ -XANES) spectroscopy, *Journal Analytical Atomic Spectrometry*, 19, 1428–1433.

JERNSTRÖM, J., ERIKSSON, M., SIMON, R., TAMBORINI, G., BILDSTEIN, O., CARLOS, R., MARQUEZ, KEHL, S. R., HAMILTON, T. F., RANEBO, Y., BETTI, M., 2006, Characterization and source term assessments of radioactive particles from Marshall Islands using non-destructive analytical techniques. *Spectrochimica Acta Part B*, 61, 971–979.

KANG, C. K., PARK, M. S., LEE, P. Y., CHOI, W. J., LEE, W. C., 2000, Seasonal variation in condition, reproductive activity, and biochemical composition of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg) in suspended culture in two coastal bays of Korea, *The Journal of Shellfish Research*, 19, 771-778.

KANG, D. H., AHN, I. Y., CHOI, K. S., 2003, Quantitative assessment of reproductive condition of the Antarctic clam, *Laternula elliptica* (King and Broderip), using image analysis, *Invertebrate Reproduction & Development*, 44, 71-78.

KASSAS, S., 1971, The history of land use in the Mediterranean Coastal Land of N. During the last 2000 years, how sound Ecological methods of Land use have this area productive and how it became desert, International conference on environmental problems, İstanbul.

KECKES, S., FOWLER, S. W., SMALL, L. F., 1972, Flux of different forms of ^{106}Ru through a marine zooplankter, *Marine Biology*, 13, 94.

KILIÇ, Ö., ÇOTUK, Y., 2011, Radioactivity concentrations in sediment and mussel of Bosphorus and Golden Horn, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, DOI 10.1007/s10967-011-1140-9.

KURNAZ, A., KÜÇÜKÖMEROĞLU, B., KESER, R., OKUMUŞOĞLU, N. T., KORKMAZ, F., KARAHAN, G., ÇEVİK, U., 2007, Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtina Valley (Rize, Turkey), *Journal of Environmental Radioactivity*, 65, 1281-1289.

LUOMA, S. N., 1983, Bioavailability of trace metals to aquatic organisms, A review: *Science of the Total Environment*, 28, 1-22.

MERDANOĞLU, B., ALTINSOY, N., 2006, Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples for Kestanbol granite area, Turkey, *Radiation Protection Dosimetry*, 121 (4), 399-405.

MOHLENBERG, M., RIISGARD, H.U., 1978, Efficiency of particle retention in 13 species of suspension feeding bivalves, *Ophelia*, 17, 239-246.

MOMOSHIMA, N., TAKASHIMA, Y., 1983, Variations in radionuclide concentrations and size distribution of radioactive particles from the Chinese Nuclear Weapon Tests of October 16, 1980, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 76, 7-18.

MOHUR, A. K., KUMAR, R., SONKAWADE, R. G., SENGUPTA, D., PRASAD, R., 2008, *Nuclear Instruments and Methods*, 266, 1591-1597.

MORING, M., IKAHEIMONEN, T. K., PÖLLANEN, A., ILUS, E., KLEMOLA, S., JUHANOJA, J., ERİKSSON, M., 2001, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 248, 623.

MUIRHEAD, C. R., KENDALL, G. M., DARBY, S. C., DOLL, R., HAYLOCK, R. G. E., J A O'HAGAN, J. A., BERRIDGE, G. K. C., PHILLIPSON, M. A., HUNTER, N., 2004, Epidemiological studies of UK test veterans: II. Mortality and cancer incidence, *Journal of Radiological Protection*, 24, 219-241.

NOLAN, C., DAHLGAARD, H., 1991, Accumulation of metal radiotracers by *Mytilus edulis*, *Marine Ecology Progress Series*, 70, 165-174.

NORRIS, R. S., ARKIN, W. M., 1996, Known nuclear tests worldwide, 1945-1995, NRDC Nuclear Notebook, *The Bulletin of the Atomic Scientists*, May/June, 61-63.

PALMIERI, J., LIVINGSTON, H., FARRINGTON, J.W., 1984, "Mussel Watch" program: Transuranic element data from woods hole oceanographic institution 1976-1983, *Woods Hole Oceanographic Technic Report*, WHOI-84-28.

PENTREATH, R. J., 1972, The roles of food and water in the Accumulation of Radionuclides by Marine Teleost and Elasmobranch and Its Uptake by Marine Organisms and Sediments, IAEA-SM-158/23.

PENTREATH, R. J., 1975, Radioecological studies with marine fish. In: Design of radiotracer experiments in marine biological systems. IAEA Technical Report Series, No. 165, 137-170.

PENTREATH R. J., 1976, Some further studies on accumulation and retention of Zn-65 and Mn-54 by the plaice, *Pleuronectes platessa* L., *Technic Report Series*, 165, 137-170.

PENTREATH, R. J., 1977, Radionuclides in marine fish. *Oceanography and Marine Biology: An annual Review*, 15, 365.

PHILLIPS, D. J. H., 1977, The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments, *Environmental Pollution*, 13, 281-317.

POLAR, E., GÜNGÖR, N., PALA, F. S., 1989, Çernobil yağmuru ile kirlenmiş çayın içerdiği radyoazyumun kimyasal durumunun incelenmesi. Tarım ve Hayvancılık kongresi, Van.

POPOV, L., MIHAILOVA, G., NAIDENOV, I., 2010, Determination of activity ratios of $^{238,239+240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{134,137}\text{Cs}$, and ^{90}Sr in Bulgarian soils, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 285, 223-237.

RAHMAN, S. U., MATİULLAH, MALİK, F., RAFİQUE, M., ANWAR, J., ZİAFAT, M., JABBAR, A., 2011, Measurement of naturally occurring/fallout radioactive elements and assessment of annual effective dose in soil samples collected from four districts of the Punjab Province, Pakistan, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 287, 647-655.

RENFRO, W. C., FOWLER, S. W., 1972, General recommendation for designing marine radioecological experiments, *Health Physics*, 24, 572-573.

RICE, T. R., BAPTİST, 1974, Ecologic effects of radioactive emission from nuclear plants, In: Human and Ecologic Effects of Nuclear Power Plants. Ed. L.A. Sagan. 373-439.

SALBU, B., LIND, O. C., SKIPPERUD, L., 2004, Radionuclide speciation and its relevance in environmental impact assessments, *Journal of Environmental Radioactivity*, 74, 233-242.

SANGVANİCH, T., SUKWAROTWAT, V., WİACEK, R. J., GRUDZİEN, R.M., FRYXELL, G. E., ADDLEMAN, R. S., TİMCHALK, C., YANTASEE, W., 2010, Selective capture of cesium and thallium from natural waters and simulated wastes with

copper ferrocyanide functionalized mesoporous silica, *Journal of Hazardous Materials*, 182, 225–231.

SHEVCHENKO, S.V., 2004, On the uncertainty in activity measurements for samples containing “hot particles”, *Applied Radiation and Isotopes*, 61, 1303–1306.

SHIHAB-ELDIN, A. A., SINGH B, FARHAN, A.R., AZIZ, M., VIGGARS, D., A.B.U., GHAZALEH, 1986, Measurements and first assessment of fission fragment activity in Kuwait after Chernobyl, *Kuwait Institute for Scientific Research*, Technical Report No. KISR 2054.

STRAND, P., RUDJORD, A. L., 1994, Survey artificial radionuclides in the Barents Sea and the Kara sea (Oesteraas, Norway: Norwegian Radiation Protection Authority), *Radiation Protection Dosimetry*, 25(1-2), 99-112.

TAIRA, Y., HAYASHIDA, N., BRAHMANANDHAN, G. M., NAGAYAMA, Y., YAMASHITA, S., TAKAHASHI, J., GUTEVITC, A., KAZLOVSKY, A., URAZALIN, M., TAKAMURA, N., 2011, Current concentration of artificial radionuclides and estimated radiation doses from ^{137}Cs around the Chernobyl Nuclear Power Plant, the Semipalatinsk Nuclear Testing Site, and in Nagasaki, *Journal of Radiation Research*, 52, 88-95.

TOPÇUOĞLU, S., 1976, Accumulation and loss of ^{65}Zn in different fish species from the Küçük Çekmece Lagoon. ÇNAEM-169 (Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi 169 no’lu rapor).

TOPÇUOĞLU, S., Birol, E., BULUT, A. M., 1985, *Çevresel etki Değerlendirilmesinde Biyoindikatör Organizmalarla Yapılan Araştırmaların Geçerliliği “Çevre’85” Çevresel Etki Değerlendirilmesi*, Atatürk Kültür Merkezi, İzmir.

TOPÇUOĞLU, S., VAN DOWEN, A.M., 1997, A study on the elimination of ^{137}Cs in mussels under contaminated field and laboratory conditions, *Toxicological and Environmental Chemistry*, 58, 217-222.

TOPÇUOĞLU, S., 2001, Bioaccumulation of cesium-137 by biota in different aquatic environments, *Chemosphere*, 44, 691-695.

TSİNG-HAI WANG, MİNG-HSULİ, YUAN-YAWWEİ, SHİ-PİNGTENG, 2010, Desorption of cesium from granite under various aqueous conditions, *Applied Radiation and Isotopes*, 68, 2140–2146.

TÜİK (Türkiye İstatistik Kurumu) 2006, 2007, 2008, Su Ürünleri İstatistikleri, Haber Bülteni [online], http://www.tuik.gov.tr/Pretablo.do?tb_id=47&ust_id=13 [Ziyaret tarihi: 17 Mart 2011].

TWİNİNG, J. R., FERRİS, J. M., MARKİSH, S. I., 1996, Bioaccumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by an Australian sub-tropical freshwater teleost (*Bidymanus bisyanus*), *Science of the Total Environment*, 192, 245-257.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee On The Effects Of Atomic Radiation) 2000, Sources and effects of ionizing radiation, New York, UN.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee On The Effects Of Atomic Radiation) 2000, Sources and effects of ionising radiation, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Volume 1, United Nations Publication E.94.IX.2, United Nations, New York.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee On The Effects Of Atomic Radiation) 2000, Sources, effects and risks of ionizing radiation, Report to the General Assembly, ISBN 92-1-142238-8.

ÜNLÜ, M. Y., 1970, Radyoekoloji ve problemleri. Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi yayını. ÇNAEM 75, 1-24 sayfa.

ÜNLÜ, M. Y., TOPÇUOĞLU, S., BİROL, E., BULUT, A. M., KIBRISLI, N., 1985, Meriç Nehrinin Radyoaktif Kontaminasyonu ile İlgili Ön Çalışmalar. ÇNAEM.

WALLEY EL-DİNE, N., EL-SHERSHOLEY, A., AHMED, A., ABDEL-HALEEM, A. S., 2001, *Applied Radiation and Isotopes*, 55, 853-860.

WANG, S., STAUNTON, S., 2010, Dynamics of cesium in aerated and flooded soils: experimental assessment of ongoing adsorption and fixation, *European Journal of Soil Science*, 61, 1005–1013.

WARNAU, M., TEYSSİE, J. L., FOWLER, S. W., 1996, Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in the common Mediterranean echinoid *Paracentrotus lividus*: sea water and food exposures, *Marine Ecology Progress Series*, 141, 83-94.

ÖZGEÇMİŞ

19/10/1985 tarihinde İstanbul'da doğdum. İlkokul ve ortaokul döneminin ardından, 2003 yılında Çemberlitaş Kız Lisesi'nden (Yabancı dil Ağırlıklı) mezun oldum. 2004 yılında girdiğim İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümünden 2008 yılında mezun oldum. Aynı yıl İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Radyobiyojji Programında lisansüstü eğitime başladım. Bilimsel özgeçmişim;

1. BELİVERMİŞ, M., KILIC, O., COTUK, Y., TOPCUOĞLU, S., KALAYCI, G., PESTRELI, D., 2010, The usability of tree barks as long term biomonitors of atmospheric radionuclide deposition, *Applied Radiation and Isotopes*, 68,2433-2437.
2. TOPCUOĞLU, S., KILIC, O., BELİVERMİŞ, M., ERGUL, H. A., KALAYCI, G., 2010, Use of marine algae as biological indicator of heavy metal pollution in Turkish marine environment, *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 16(1), 43-52.
3. KALAYCI, G., KILIÇ, Ö., BELİVERMİŞ, M., ÇOTUK, Y., SEZER, N., TOPÇUOĞLU, S., 2011, İstanbul, Kocaeli ve Düzce toprak örneklerinde ¹³⁷Cs radyonüklidinin dikey dağılımının belirlenmesi, Düzce Üniversitesi Ekoloji Sempozyumu.