



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**İSTANBUL HALİCİ SEDİMENT VE BİYOTA  
ÖRNEKLERİNDE <sup>210</sup>PO AKTİVİTESİNİN  
BELİRLENMESİ**

**Furkan GÖZEL**

**Biyoloji Anabilim Dalı**

**Radyobiyoloji Programı**

**Danışman**

**Doç. Dr. Önder KILIÇ**

**Mayıs, 2013**

**İSTANBUL**



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**İSTANBUL HALICI SEDİMENT VE BİYOTA  
ÖRNEKLERİNDE <sup>210</sup>PO AKTİVİTESİNİN  
BELİRLENMESİ**

**Furkan GÖZEL**

**Biyoloji Anabilim Dalı**

**Radyobiyoloji Programı**

**Danışman**

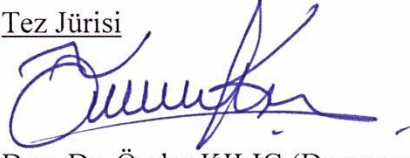
**Doç. Dr. Önder KILIÇ**

**Mayıs, 2013**

**İSTANBUL**

Bu çalışma 31/05/2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı Radyobiyojji programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi



Doç. Dr. Önder KILIÇ (Danışman)  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



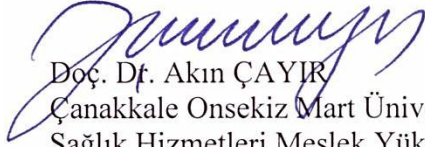
Prof. Dr. Tuncay ORTA  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



Doç. Dr. Erol SARI  
İstanbul Üniversitesi  
Deniz Bilimleri ve  
İşletmeciliği Enstitüsü



Doç. Dr. Akın ÇAYIR  
Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi  
Sağlık Hizmetleri Meslek Yüksekokulu

Bu alışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliđinin 26947 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

## ÖNSÖZ

Yüksek lisans öğrenimim ve tez çalışmalarım boyunca gösterdiği her türlü yardım ve desteğinden dolayı danışman hocam Doç. Dr. Önder KILIÇ'a en içten dileklerle teşekkür ederim. Çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen ve yönlendirmeleri ile bana destek olan değerli hocalarım Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK'a ve Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ'e en içten teşekkürlerimi sunarım. Çalışmalarında beni yönlendiren ve bilgisi ile bana ışık tutan rahmetli hocam Dr. Sayhan TOPÇUOĞLU'na teşekkürü bir borç bilir, kendisini saygıyla anarım.

Arazi ve laboratuvar çalışmalarında her konuda yardımcı olan Gülşah KALAYCI'ya, Narin SEZER'e, Araş. Gör. Dr. Cem DALYAN'a, Emre YEMİŞKEN'e ve Kübra YEŞİLOVA'ya çok teşekkür ederim. Yaşamım ve eğitim hayatım boyunca yanımda olan ve desteklerini esirgemeyen aileme çok teşekkür ederim.

Arazi çalışmalarında sağladıkları destekten dolayı İ.B.B. Çevre Koruma ve Kontrol Daire Başkanlığı'na çok teşekkür ederim.

Bu çalışmanın hazırlanmasında 112Y060 numaralı proje ve bu proje ile burs desteği sağlayan Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu'na (TÜBİTAK) teşekkür ederim.

Çalışmamın uygulama kısmını destekleyen İstanbul Üniversitesi'ne teşekkürü bir borç bilirim.

**Mayıs, 2013**

**Furkan GÖZEL**

# İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	iv
TABLO LİSTESİ .....	v
SEMBOL LİSTESİ.....	vi
ÖZET.....	vii
SUMMARY .....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL KISIMLAR .....	2
2.1. DENİZLERİN DOĞAL RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI .....	2
2.2. <sup>210</sup> Po'UN FİZİKSEL ÖZELLİKLERİ .....	3
2.2.1. <sup>210</sup> Po Kaynakları .....	5
2.2.2. <sup>210</sup> Po Toksisitesi.....	9
2.3. AKDENİZ MİDYESİNİN ( <i>MYTILUS GALLOPROVİNCİALİS</i> ) BİYOLOJİSİ. 10	
2.4. MYTILUS CİNSİNDE <sup>210</sup> Po AKTİF ve PASİF BİYOİZLEME ÇALIŞMALARI.....	11
2.5. SUCUL EKOSİSTEMLERİN TEMEL BİRİKTİRİCİ ORTAMI: SEDİMENT 13	
2.6. SEDİMENTTE <sup>210</sup> Po'UN İZLENMESİ .....	14
2.7. İSTANBUL HALIÇ'İNİN EKOLOJİK ÖZELLİKLERİ.....	15

<b>3. MALZEME VE YÖNTEM .....</b>	<b>17</b>
3.1. ÇALIŞMA BÖLGESİ VE ÖRNEKLEME .....	17
3.2. MATERYALİN ANALİZE HAZIRLANMASI.....	19
3.2.1. Midye Örneklerinin Analize Hazırlanması.....	19
3.2.2. Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması .....	24
3.3.3. <sup>210</sup> Po Analizinde Radyokimyasal İşlemler.....	28
3.3.4. Elektrodepozisyon .....	30
3.3.5. Alfa Spektroskopik Analizlerde İzleyici Olarak Kullanılan <sup>209</sup> Po Standardının Hazırlanması .....	32
3.3.6. <sup>210</sup> Po Tayininde Kullanılan Alfa Spektrometre Sistemi .....	32
3.3.7. Sedimentte Organik Madde ve pH Değerlerinin Ölçülmesi .....	33
3.3.8. <sup>210</sup> Po Aktivite Konsantrasyonlarının Hesaplanması.....	34
<b>4. BULGULAR .....</b>	<b>36</b>
4.1. SEDİMENT ve MİDYELERDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI.....	39
4.2. SONUÇLARIN İSTATİSTİKSEL ANALİZİ .....	42
<b>5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....</b>	<b>43</b>
5.1.MİDYELERDE BULUNAN <sup>210</sup> Po AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI .....	45
5.2.SEDİMENTTE BULUNAN <sup>210</sup> Po AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI .....	49
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>54</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>62</b>

## ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1	: $^{238}\text{U}$ Bozunma Serisi .....	5
Şekil 2.2	: $^{222}\text{Rn}$ - $^{210}\text{Pb}$ - $^{210}\text{Po}$ Döngüsü .....	6
Şekil 2.3	: Denizlerde $^{210}\text{Po}$ biyobirikimi .....	8
Şekil 3.1	: Örnekleme alanı ve istasyonları .....	19
Şekil 3.2	: Midye örneklerinin toplanması .....	20
Şekil 3.3	: Oşinografik parametre ölçümü .....	21
Şekil 3.4	: Midye örneklerinin boy ölçümü .....	21
Şekil 3.5	: Midye örneklerinde yumuşak doku diseksiyonu .....	22
Şekil 3.6	: Kurutulmuş midye iç dokusu ve kabuk örneği .....	23
Şekil 3.7	: Sediment kepçesi ile örnekleme .....	25
Şekil 3.8	: Yaş sediment eleme .....	26
Şekil 3.9	: Yaş ve kuru sediment .....	27
Şekil 3.10	: Mikrodalga eritme sistemi ve sistemde kullanılan teflon tüp .....	29
Şekil 3.11	: Gümüş disk ve teflon taşıyıcısı .....	31
Şekil 3.12	: Depozisyon işlemindeki örnekler .....	31
Şekil 3.13	: Alfa spektrometresi .....	33
Şekil 3.14	: $^{209}\text{Po}$ ve $^{210}\text{Po}$ radyonüklidlerine ait piklerin bulunduğu tipik bir alfa spektrumu .....	35
Şekil 4.1	: Aktivite konsantrasyonları .....	40



## TABLO LİSTESİ

<b>Tablo 2.1</b>	: Çeşitli besinlerde, suda ve havada $^{210}\text{Po}$ aktivite değerleri .....	7
<b>Tablo 3.1</b>	: Midye Örnekleme İstasyonları .....	17
<b>Tablo 3.2</b>	: Sediment Örnekleme İstasyonları .....	18
<b>Tablo 4.1</b>	: Örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri.....	37
<b>Tablo 4.2</b>	: Örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (<63 $\mu\text{m}$ ve >63 $\mu\text{m}$ ) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri .....	38
<b>Tablo 4.3</b>	: Midye örneklerinin bazı fiziksel özellikleri .....	38
<b>Tablo 4.4</b>	: Örneklerde $^{210}\text{Po}$ aktivite konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).....	39
<b>Tablo 4.5</b>	: Sediment (<63 $\mu\text{m}$ ve >63 $\mu\text{m}$ ) ve midyede $^{210}\text{Po}$ 'un en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri.....	41
<b>Tablo 4.6</b>	: Midyede $^{210}\text{Po}$ aktivite konsantrasyonları ile suyun fiziko-kimyasal parametreleri arasında elde edilen korelasyon katsayıları .....	41
<b>Tablo 5.1</b>	: Midyelerde $^{210}\text{Po}$ ile ilgili çalışmalardan elde edilen bulgular.....	46
<b>Tablo 5.2</b>	: Sedimentte $^{210}\text{Po}$ ile ilgili çalışmalardan elde edilen bulgular .....	51

## SEMBOL LİSTESİ

**LD<sub>50</sub>** : %50 Öldürücü doz  
**T<sub>F1/2</sub>** : Fiziksel yarı - ömrü

## ÖZET

### İSTANBUL HALIÇI SEDİMENT VE BİYOTA ÖRNEKLERİNDE <sup>210</sup>PO AKTİVİTESİNİN BELİRLENMESİ

Bu tez çalışmasında, İstanbul Haliç’inde sediment ve midye (*Mytilus galloprovincialis*) örneklerinde <sup>210</sup>Po aktivite konsantrasyonları belirlenmiştir. Haliç’ten 13 istasyonda sediment ve 8 istasyonda midye örnekleri toplanmıştır. Sediment örneklerinin partikül büyüklüğü <63 µm ve >63 µm – 2 mm olarak ayrılmıştır. Ayrıca, midye örneklerinin ise yumuşak dokuları analiz için kullanılmıştır. Örneklerdeki <sup>210</sup>Po aktivitesi radyokimyasal ayırma ve depozisyon işlemlerinden sonra alfa spektrometresinde ölçülmüştür. Elde edilen <sup>210</sup>Po aktiviteleri literatürde bulunan değerler ile karşılaştırılmıştır.

Sediment örneklerinde fiziko-kimyasal parametrelerin (partikül büyüklüğü, organik madde miktarı ve pH) <sup>210</sup>Po birikimi üzerindeki etkisi istatistik testleri kullanılarak araştırılmıştır. Aynı zamanda, alınan su örneklerinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerin (sıcaklık, tuzluluk, pH değeri ve çözünmüş oksijen) midyelerdeki <sup>210</sup>Po birikimi üzerindeki etkileri de incelenmiştir.

Yapılan analizler sonucunda ortalama <sup>210</sup>Po aktivitesi, midyede  $91.98 \pm 35.42 \text{ Bq kg}^{-1}$ , >63 µm sedimentte  $55.11 \pm 34.05 \text{ Bq kg}^{-1}$  ve <63 µm sedimentte  $97.92 \pm 35.16 \text{ Bq kg}^{-1}$  bulunmuştur. Elde edilen bulgulara göre İstanbul Haliç’inin çalışılan dönemde <sup>210</sup>Po aktivite konsantrasyonunun biyolojik ve ekolojik denge açısından tehdit edici bir risk oluşturmadığı gözlemlenmiştir.

## **SUMMARY**

### **DETERMINATION OF $^{210}\text{Po}$ ACTIVITY IN SEDIMENT AND BIOTA SAMPLES OF GOLDEN HORN**

In the thesis study, activity concentrations of  $^{210}\text{Po}$  were determined in the sediment and mussel (*Mytilus galloprovincialis*) samples of Golden Horn estuary. Sediment and mussel samples were collected from 13 and 8 stations in the Golden Horn, respectively. Sediment samples were separated to  $<63\ \mu\text{m}$  and  $>63\ \mu\text{m} - 2\ \text{mm}$  particle fractions. In addition, soft tissues of mussel samples were used for analysis.  $^{210}\text{Po}$  was measured by using an alpha spectrometer after radiochemical separation and deposition of samples. Obtained activity concentrations of  $^{210}\text{Po}$  were compared with the levels found in literature.

The effect of physico-chemical parameters (particulate fractions, organic matter % and pH) on the  $^{210}\text{Po}$  accumulation in the sediment samples were evaluated by using statistical tests. At the same time, the effects of measured physico-chemical parameters (temperature, salinity, pH value and dissolved oxygen) of collected water samples on the  $^{210}\text{Po}$  accumulation in the mussels were examined.

As a results of performed analysis, average activity of  $^{210}\text{Po}$ , in the mussel samples  $91.98 \pm 35.42\ \text{Bq kg}^{-1}$ , in the  $>63\ \mu\text{m}$  sediment samples  $55.11 \pm 34.05\ \text{Bq kg}^{-1}$  and in the  $<63\ \mu\text{m}$  sediment samples  $97.92 \pm 35.16\ \text{Bq kg}^{-1}$  were found. It was realized from this study data, it was determined that Golden Horn have not a risk that threatens the biological and ecological balance for examined concentrations of  $^{210}\text{Po}$  in the present study.

## 1. GİRİŞ

Dünyanın oluşumuyla birlikte doğada yerini alan radyoaktif elementler yaşadığımız çevrede kaçınılmaz olarak normal kabul edilen doğal bir radyasyon düzeyi oluşturmuşlardır. Dünyanın denizel, karasal ve atmosferik ortamlarında görülen radyoaktivitenin ana kaynağını doğal radyoaktivite oluşturmaktadır. Doğal radyonüklidler, deniz ve okyanuslarda karasal ekosistemlere oranla daha homojen bir şekilde dağılmaktadır. Denizlerdeki doğal radyoaktivitenin büyük kısmını doğada yaygın bir şekilde bulunan  $^{40}\text{K}$  radyonüklidi; uranyum, toryum bozunum serisi radyonüklidleri ve kozmojenik radyonüklidler oluşturmaktadır.

Denizlerdeki radyoaktif kirliliğin belirlenmesinde en çok kullanılan örnek materyalleri, deniz ortamının ana biriktiricisi olan sediment ve iyi bir biyoindikatör organizma olarak bilinen Akdeniz midyesidir. Bu çalışmanın amacı, İstanbul Haliç’inde belirlenen istasyonlardan toplanan Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) ve sediment örneklerinde doğal bir radyonüklid olan  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidinin aktivite konsantrasyonlarını belirlemektir. Bununla beraber, midye ve sediment arasında  $^{210}\text{Po}$  biriktirmede daha avantajlı olan indikatörü belirlemek için bir karşılaştırma yapmaktır. Ayrıca, yaşadıkları ortamın suyunu süzerek beslenen midyelerde, suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin (pH, sıcaklık, tuzluluk ve çözülmüş oksijen) radyonüklid birikimi üzerindeki etkilerini araştırmaktır. Benzer şekilde, sedimentlerin fiziko-kimyasal özelliklerinin (partikül büyüklüğü, organik madde yüzdesi ve pH’ın) sedimentte radyonüklid birikimi üzerindeki etkilerini incelemektir. İnsanların deniz ürünleri tüketimi nedeniyle aldığı radyasyon dozunun büyük çoğunluğu  $^{210}\text{Po}$ ’dan kaynaklandığından sedimentte ve yaygın bir şekilde tüketilen midyede bu radyonüklidin analiz edilmesi önem arz etmektedir. Bununla birlikte, temizlenme sürecine giren Haliç’in etrafında yoğun bir yerleşime sahip olması ve İstanbul’un önemli sucul alanlarından biri olması, bu bölgelerin ekolojik değişiminin incelenmesi bakımından ulusal ve uluslararası literatüre de oldukça önemli bir katkı sağlayacaktır.

## **2. GENEL KISIMLAR**

### **2.1. DENİZLERİN DOĞAL RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI**

Denizlere giriş yapan kirleticilerin kimyasal formu deniz suyunda değişmeden kalabilmekte, oksitler veya tuzlar meydana getirip bu bileşiklerin şekline göre az veya çok oranda canlıların bünyesine girebilmekte veya sedimentasyonla çökerek dip sedimentinde birikebilmektedir (Manan, 2008). Bu kirleticilerin bir bölümünü radyoaktif kirleticiler oluşturmaktadır.

Denizlerin yüzeylerine kuru ve yaş çökme şeklinde atmosferden giren radyoaktif kirleticiler, ayrıca akarsular yoluyla da taşınmaktadır. Diğer taraftan Çernobil kazası gibi nükleer kazalarla kontamine olmuş toprakların erozyon ile aktivitenin denizlere taşınması da bu ortamların kirlenmesinde etkili olmaktadır. Denizel ortama herhangi bir yolla giren radyoaktif bir kirletici su, sediment ve organizma arasında döngüye uğramaktadır (Güven ve Öztürk, 2005).

Sucul bir ortama girmiş olan radyonüklidler, solüsyon halde ya da asılı olarak (süspansiyon) kalmakta, daha sonra dibe çökmekte veya organizmalar tarafından alınmaktadır. Bazı faktörler (akıntılar, dalgalar, izotopik bolluk, biyolojik taşınım) suya girmiş olan bu radyonüklidlerin dağılımına neden olurken, canlıların metabolik gereksinimleri ve yer çekimi gibi faktörler de onların sırasıyla, organizmalarda ya da sediment partiküllerinde birikimine neden olmaktadır. Radyonüklidlerin organizmalardaki biyobirikimi ya doğrudan sudan veya besin yolu ile ya da her iki yolla olmaktadır. Besin ya da sudan olan biyobirikim radyonüklidin türüne ve maruz kalınan koşullara bağlı olarak değişir. Biyobirikimde radyonüklidin fiziksel-kimyasal formu, sucul ortamın tuzluluğu, sıcaklığı ve pH değeri, radyonüklidin diğer elementlerle olan ilişkisi, radyonüklidin aynı çevrede analoglarının bulunuşu, organizmanın büyüklüğü, fizyolojisi ve beslenme alışkanlığı gibi faktörler rol oynamaktadır (Saçan, 2004). Organizmalar tarafından biriktirilmiş olan radyonüklidler dikey ve yatay olarak aktif bir şekilde taşınabilmekte ya da dışkı (feçes), metabolik atıklar, vücut kılıfı ve yumurta gibi

ürünlerle pasif olarak organizmadan atılmaktadır. İnsan toplulukları açısından, deniz organizmalarında biyobirikimle konsantrasyonu artmış olan radyonüklidler, buldukları organizma üzerinde toksik olmasa bile insana besin yolu ile geçmesi sağlık açısından önemli bir durumdur (Güven ve Öztürk, 2005).

Diğer yandan, genel olarak ağır metaller gibi bazı radyonüklidlerde ( $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ), düşük çözünürlüğe sahip olduklarından deniz suyunda partikül materyallere adsorblanma eğilimindedirler. Partikül durumundaki materyallere adsorbe olan radyonüklidler, bu partiküllerin sedimentasyonu ile sediment yüzeyinde birikmektedirler (Topçuoğlu, 2005).

Su ortamında radyonüklidler, genel olarak dört değişik durumda bulunurlar. Bunlar; radyonüklidlerin, suda çözünmüş hali, süspansiyon hali, zemine çökelmiş hali veya bitki ve organizmalar tarafından bünyeleri içine alınmış halleridir. Belli bazı faktörler radyoaktif materyali (akıntılar, turbulansa bağlı difüzyon, izotopik dilüsyon ve biyolojik taşınma) dağılıma ve seyrelmeye uğrattırırken, organizmaların metabolik gereksinimi bunların organizmalarda konsantrasyonuna neden olurlar. Konsantrasyon olayı, biyolojik (nüklidin doğrudan sudan, besinden, hem sudan hem besinden), kimyasal ve fiziksel (adsorpsiyon, iyon değişimi, çökeltme ve sedimentasyon) olarak ortaya çıkar. Radyonüklidler, sediment, biyota ve su arasında döngüye uğrayabilmekte ve her radyonüklid kendine özgü karakteristik bir şekilde ve hızda deniz çevresinin bu değişik bileşenleri arasında hareket etmektedir (Uğur, 1998).

Organizmalarda biriken radyonüklidler yeni yapı taşlarının oluşmasında görev alabilir, diğer bir organizmaya besin zinciri içinde geçebilir, vücuttan atılabilir ve tekrar yeni bir döngüye başlayabilir. Organizmaların ölümünden sonra, radyonüklidler bakterilerin organizmayı yapı taşlarına kadar parçalaması sonucu yeniden metabolik süreçlere girebilirler (Saçan, 2004).

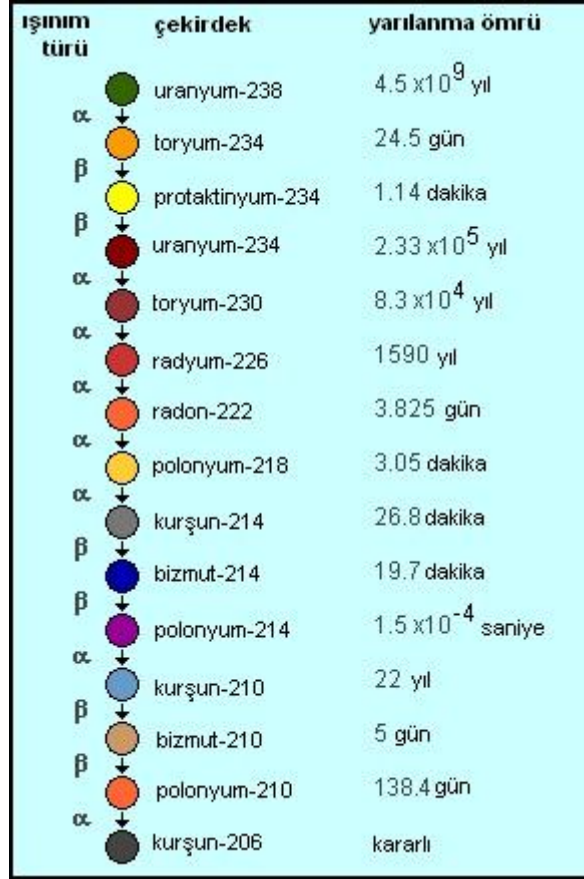
## 2.2. $^{210}\text{Po}$ 'UN FİZİKSEL ÖZELLİKLERİ

$^{210}\text{Po}$ , Pierre ve Marie Curie tarafından 1898'de uranyum cevherinden ayrılan ilk radyoaktif element olarak keşfedilmiştir. Adı Marie Curie'nin ülkesi olan Polonya'dan (Lat. Polonia) gelmektedir (Curie ve Slodowska-Curie, 1898). Polonyum periyodik

cetvelin VI-A grubunda yer alan gümüşi gri ya da siyah renkli bir elementtir. Yoğunluğu  $9.32 \text{ g cm}^{-3}$ , erime ve kaynama noktası sırasıyla  $254 \text{ }^{\circ}\text{C}$  ve  $962 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'dir. Kütle numarası 192 ile 218 arasında değişen 33 izotopunun tamamı radyoaktiftir. Bu izotopların büyük çoğunluğu alfa yayıcıdır ve kısa ömürlüdür. Polonyum izotopları içerisinde en önemlisi  $^{210}\text{Po}$  olup uranyum serisinden gelen radyumun bozunma zincirinde yer alır (Şekil 2.1) ve kısa fiziksel yarı ömrü nedeniyle spesifik aktivitesi yüksek bir radyoaktif maddedir. Fiziksel yarı ömrü 138.4 gün olan  $^{210}\text{Po}$ , 5.304 MeV enerjili alfa parçacıkları yayımlayarak kararlı  $^{206}\text{Pb}$  atomuna dönüşür.  $^{210}\text{Po}$ , 5304.38 keV'de %100 yayınlanma olasılığında alfa parçacığı, 4516.58 keV'de %0.00122 yayınlanma olasılığında alfa parçacığı ve 803.10 keV'de %0.00121 yayınlanma olasılığında gama ışınları yayınlamaktadır.  $^{210}\text{Po}$ , uzun yarı ömürlü bir radyoizotop olmamakla birlikte doğadaki oluşumu ve buna bağlı olarak bolluğu yarı ömrü 22 yıl olan  $^{210}\text{Pb}$ 'un bozunumu ile kararlı bir şekilde devam etmektedir. Bu nedenle doğadaki  $^{210}\text{Po}$ 'un miktarı ve davranışı büyük ölçüde  $^{210}\text{Pb}$ 'un miktarına ve davranışına bağlıdır.  $^{210}\text{Po}$  radyotoksitesi yüksek olan bir radyoizotoptur ve buna bağlı olarak biyolojik etkileri  $^{210}\text{Pb}$ 'a göre daha fazladır (Uğur, 1998). Bugüne dek çeşitli deniz canlılarında yapılan çalışmalar  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  oranının genellikle 3 ile 25 arasında olduğunu göstermektedir (Uğur ve diğ., 2002).  $^{210}\text{Po}$ 'un tek bir bozunumunda açığa çıkan eşdeğer doz oranı  $^{210}\text{Pb}$ 'un bozunumundan açığa çıkan dozdan binlerce kat daha fazladır.

$^{210}\text{Po}$  çoğu deniz organizmaları tarafından biriktirilmekte olup alfa yayan radyonüklidler içerisinde bu radyasyon dozunun en büyük kısmını (% 90) oluşturmaktadır (Cherry ve Shannon, 1974). Fiziksel yarı ömrünün kısa olması (138.4 gün) ve yüksek bir enerjiye (5.30 MeV) sahip alfa partiküllerine sahip olması nedeni ile  $^{210}\text{Po}$  oldukça radyotoksik bir elementtir.  $^{238}\text{U}$  bozunma serisinde bulunan  $^{210}\text{Po}$ 'un çevredeki dağılımı; bu bozunma serisindeki  $^{226}\text{Ra}$  ve  $^{210}\text{Pb}$  gibi diğer radyonüklidlere bağlı olarak değişmektedir (Şekil 2.1).

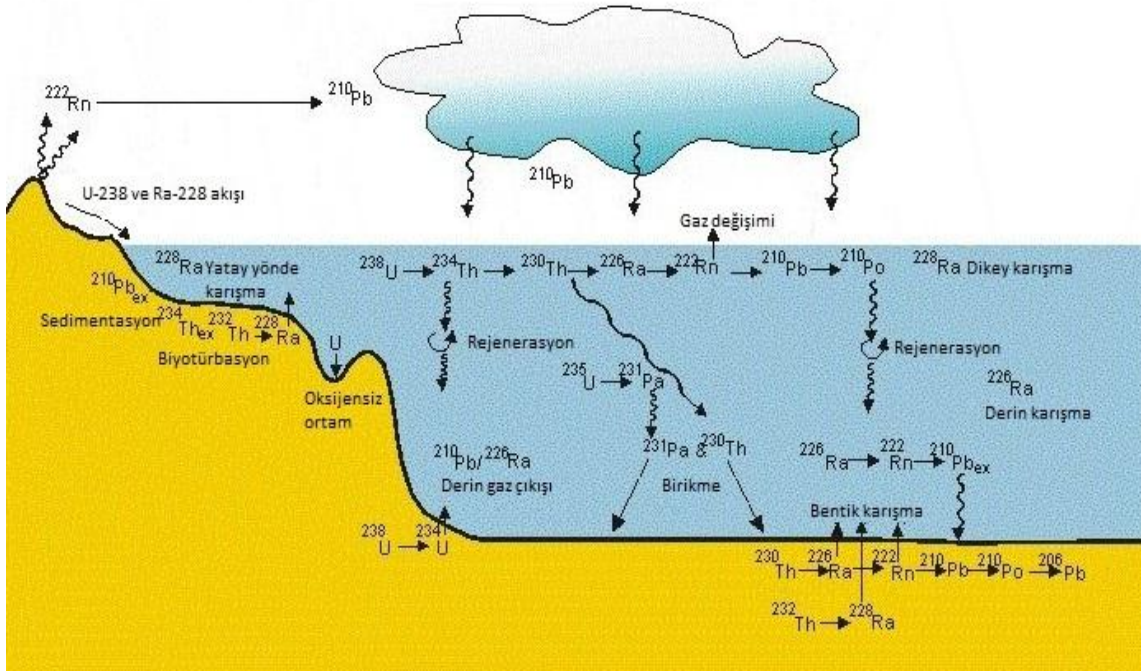




Şekil 2.1:<sup>238</sup>U Bozunma Serisi.

### 2.2.1. <sup>210</sup>Po Kaynakları

<sup>210</sup>Po'un ana kaynağı, dünya kabuğunun yüzey katmanlarından atmosfere yayılan radon gazıdır. <sup>238</sup>U ile başlayan uranyum serisindeki radyoizotopların alfa ve beta partikülleri yayımlayarak bozunmaları sonucunda 5. basamakta <sup>226</sup>Ra ( $t_{1/2}$ = 1590 yıl) oluşur. <sup>226</sup>Ra, alfa parçacığı yayımlayarak asal gaz olan <sup>222</sup>Rn'a ( $t_{1/2}$ = 3.825 gün) bozunur. <sup>222</sup>Rn'un atmosferdeki alfa ve beta bozunmaları (<sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb, <sup>214</sup>Bi ve <sup>214</sup>Po) ile <sup>210</sup>Pb ( $t_{1/2}$ = 22 yıl) ve <sup>210</sup>Bi ( $t_{1/2}$ = 5 gün) meydana gelir. Bu radyonüklidler kısa sürede gaz formundan kurtularak havadaki partiküllere tutunurlar. Doğal <sup>210</sup>Po'un doğadaki bolluğu, atmosferden kara parçalarına veya denizlere dönen <sup>210</sup>Pb'un miktarına bağlıdır (Şekil 2.2).



Şekil 2.2:  $^{222}\text{Rn}$ - $^{210}\text{Pb}$ - $^{210}\text{Po}$  Döngüsü (<http://www.awi.de>).

Kömür, doğadaki  $^{210}\text{Po}$ 'un kaynaklarından bir diğeridir. Kömürün yanmasıyla atmosferde büyük oranda  $^{210}\text{Pb}$  serbest kalmaktadır. Dolayısıyla, kömür ile işletilen termik santrallere yakın alanlarda doğal radyoaktivite düzeyinin giderek arttığı gözlenmektedir (Alam ve Mohamed, 2011). Ayrıca, petrol kuyularına yakın alanlardaki su rezervlerinde dengedeki  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Bi}$  ve  $^{226}\text{Ra}$  konsantrasyonu yüksek bulunmuştur (Parfenov, 1974).  $^{210}\text{Po}$ 'un diğer doğal kaynaklarından biri uranyum madenleridir. Bu madenlerde bulunan uranyum açığa çıkartılarak çevresel radyoaktiviteyi arttırmaktadır. Atmosferde ile tungsten, molibden, demir ve fosfatlı kayaçların bulunduğu alanlarda  $^{210}\text{Po}$  düzeylerinin yüksek olduğu bilinmektedir (Uğur, 1998).

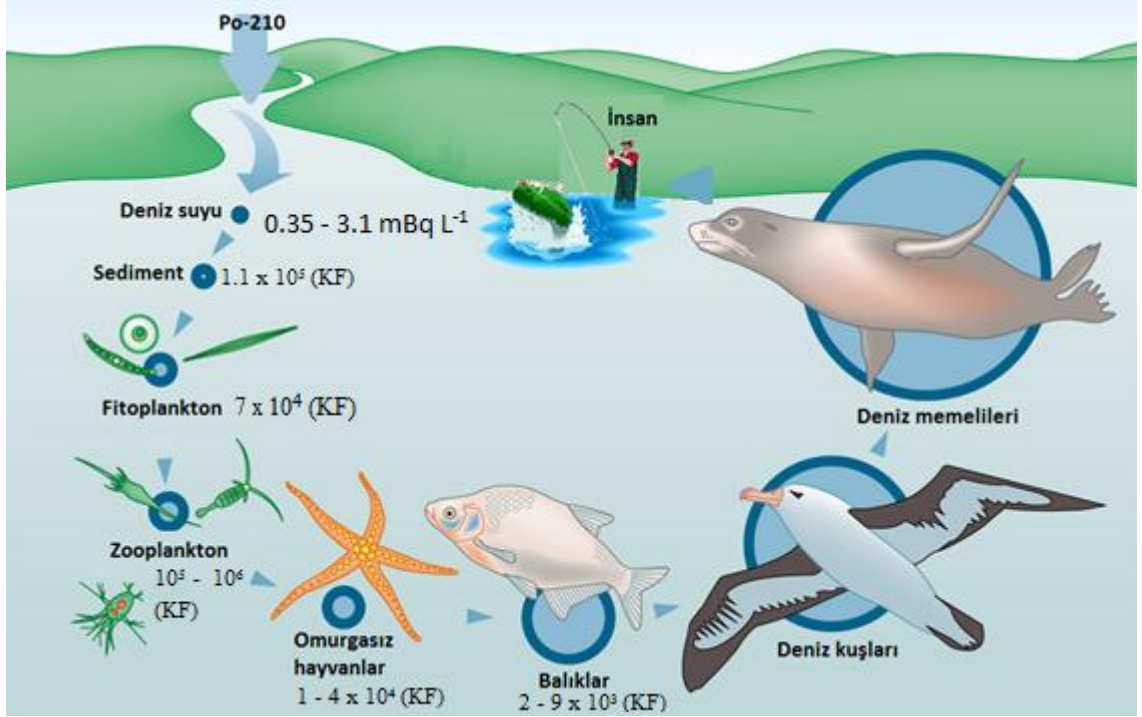
$^{210}\text{Po}$  doğaya insan aktiviteleri yoluyla da girebilir. Yapılan çalışmalar nükleer silah denemeleri sonunda  $^{208}\text{Pb}(2n,\gamma) ^{210}\text{Pb}$  reaksiyonu ile atmosfere  $^{210}\text{Pb}$ 'un girdiğini ve böylelikle  $^{210}\text{Po}$  kaynağı düzeyini arttırdığını göstermiştir (Peirson ve diğ., 1966).  $^{210}\text{Po}$  aynı zamanda nükleer reaktörlerde kararlı bizmutun nötron aktivasyonu sonucunda soğutucu suyunda meydana gelir. Bu şekilde oluşan  $^{210}\text{Po}$ , diğer radyonüklidler gibi reaktörde kontrol altındadır ve çevreye dağılımı engellenmektedir. Fakat 1967 Windscale örneğinde olduğu gibi bazı kazalarla atmosfere geçişi söz konusu olabilir.

Motorlu araçların eksoz dumanları da bir miktar  $^{210}\text{Po}$  içermektedir. Peirson ve diğ. (1966) yapay kaynaklardan açığa çıkan miktarın atmosfere doğal olarak girenin %10-20'sinden fazla olmadığını göstermişlerdir (Parfenov, 1974).

Polonyum, deniz organizmaları tarafından güçlü bir şekilde biriktirilen ve biyokonsantrasyon faktörü (organizmanın birim ağırlığı başına düşen aktivite miktarının, deniz suyunun birim ağırlığı veya hacmi başına düşen aktivite miktarına oranı)  $10^2$  ile  $10^4$  arasında değişen bir elementtir (Hameed ve diğ., 1997). Denizlere ve okyanuslara giriş yapan  $^{210}\text{Po}$ , su kütlelerinden organik parçacık yüzeylerine tutunur (adsorbsiyon) ve fitoplankton, zooplankton gibi organizmalar tarafından alınarak besin zincirine giriş yapmaktadır (Uğur, 1998).  $^{210}\text{Po}$ , özellikle proteinli dokularda birikme eğilimindedir. Protein değeri yüksek et ve deniz ürünlerinin tüketilmesiyle besin zincirinin üst katmanlarına kadar ulaşabilmektedir (Watson, 1985; Stewart ve diğ., 2007) (Şekil 2.3). UNSCEAR'ın 2000 yılında yayınladığı raporda insanların tükettiği besinlerde en yüksek  $^{210}\text{Po}$  aktivitesinin deniz ürünlerinde bulunduğunu göstermiştir (Tablo 2.1).

**Tablo 2.1:** Çeşitli besinlerde, suda ve havada  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerleri (UNSCEAR, 2000)

Besin ve Hava	$^{210}\text{Po}$ (mBq kg <sup>-1</sup> )
Balık	2000
Et ürünleri	60
Taneli yiyecekler	100
Yapraklı besinler	30
Süt ürünleri	60
Su	5
Hava	50 (μBq m <sup>-3</sup> )



**Şekil 2.3:** Denizlerde  $^{210}\text{Po}$  biyobirikimi (KF: Konsantrasyon faktörü) (Fowler, 2011).

Ayrıca,  $^{210}\text{Po}$ ;  $^{210}\text{Bi}$  ve  $^{210}\text{Pb}$ 'un kuru/yaş atmosferik depozisyonu ile sularda bulunan çözülmüş haldeki  $^{226}\text{Ra}$  ve  $^{222}\text{Rn}$  gazının radyoaktif bozunumundan deniz ortamına girer.  $^{210}\text{Po}$ , sulu ortamda genellikle  $\text{PoO}_3^{2-}$  ve  $\text{Po}(\text{OH})_2$  şeklinde bulunur. Bunun yanında  $^{210}\text{Po}$ , hareketli kimyasal davranışından dolayı, daha derinlerde kolayca sediment, su ve organizma arasındaki döngüye dahil olur (Carvalho, 1995; Stepnowski ve Skwarzec, 2000).

Su içindeki polonyumun durumu sadece kendi özelliklerinden kaynaklanmaz, aynı zamanda askıdaki materyallere adsorbsiyon ve organik bileşikler meydana getirdiği kompleksler söz konusudur. Askıdaki materyallerin ve çeşitli organik materyallerin yoğunluğu, farklı alanlarda ve derinliğe bağlı olarak değişimler göstermektedir. Sonuç olarak polonyum okyanuslarda homojen bir şekilde dağılsa bile denizel ortamlardaki ve organizmalardaki birikme oranı çok çeşitlidir (Uğur ve Yener, 2001).

Doğal olarak bulunan polonyum izotoplarından sadece  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{238}\text{U}$  serisindeki denge durumunu test etmek için yeterli uzunlukta fiziksel yarı-ömre sahiptir. Hidrolojik döngüde  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ 'u takip eder fakat deniz ortamında genellikle bu iki radyonüklid arasındaki denge bozulur.  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ 'a oranla denizlerde ve okyanuslarda partiküler

materyallere daha fazla adsorblanma eğilimindedir. Yapılan çalışmalarda genellikle atmosferde  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  aktivite oranı 0.02 – 0.23, yağmur suyunda 0.1 iken deniz suyunda 0.1 – 1 arasında değişmektedir (Sarin ve diğ., 1994; Yang ve diğ., 2006; Kim ve diğ., 2008; Uğur ve diğ., 2011; Meli ve diğ., 2012). Bu veriler cansız çevrede  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  oranının 1’den düşük olduğunu gösterirken biyota örneklerinde oranın 1’den yüksek olduğunu belirtmektedir. Bununla beraber  $^{210}\text{Po}$  derinlerdeki hareketli kimyasal davranışlarından dolayı kolayca yeniden döngüye dahil olur, oysa kurşun batan partiküllerle dipte kalma eğilimindedir.  $^{210}\text{Po}$ ’un kaynaklarından bir diğeri deniz sularına karışan kıyı sularındaki  $^{210}\text{Po}$ ’un “upwelling” (yukarı doğru akıntı) olayı ile zenginleşmesi ve okyanuslara karışmasıdır (Uğur, 1998).

Denizel ekosistemlerdeki  $^{210}\text{Po}$  miktarı, endüstriyel işlemler sonucu üretilen radyumca zengin fosfatlar nedeniyle de artabilmektedir (Germain ve diğ., 1995; Stepnowski ve Skwarzec, 2000). Diğeri taraftan,  $^{210}\text{Po}$  deniz suyunda bulunan  $^{210}\text{Pb}$  sayesinde kendi doğal kaynağına sahiptir (Stepnowski ve Skwarzec, 2000).

### 2.2.2. $^{210}\text{Po}$ Toksisitesi

$^{210}\text{Po}$ , kısa fiziksel yarı ömrü (138.4 gün), yumuşak dokuda birikmesi, alfa partikülü yayması ve yüksek bir enerjiye (5.30 MeV) sahip olması vesilesi ile radyotoksik bir izotoptur, hidrojen siyanürden (HCN) 250.000 kez daha toksik olduğu bildirilmiştir (John, 2001). ABD Sağlık ve İnsani Hizmetler Bakanlığı’nın 2011’de yayınladığı tehlikeli maddeler listesinde 122. sıradadır (ATSDR, 2011).  $^{210}\text{Po}$ ’un  $\text{LD}_{50}$  değeri 80 kiloluk bir insan için ortalama 1 mikrogram kadarken, hidrojen siyanür (HCN) için bu değer 250 miligramdır. Şiddetli alfa aktivitesinin self absorpsiyonunun sebep olduğu bu sonuç yüzünden nakliyatı ve saklanması çok zordur. Vücut dışında epidermisi geçemeyecek durumda iken, vücut içinde iç (internal) ışımaya yoluyla dokulara şiddetli zarar verir.

$^{210}\text{Po}$ ’un gramındaki aktivite 166 TBq (4486.5 Ci, 1 gramında saniyede  $166 \times 10^{12}$  parçalanmaya karşılık) dir. Bu durumda 1 gram  $^{210}\text{Po}$  teoride 20 milyon insanın ölümüne sebep olabilmektedir, fakat gerçek toksisitesi bundan daha düşüktür. Bunun sebebi ise  $^{210}\text{Po}$ ’un biyolojik yarı ömrünün birkaç hafta olmasıdır (30-50 gün), bu yüzden canlı vücudunda teorik etkisini göstermez.

### 2.3. AKDENİZ MİDYESİNİN (*MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*) BİYOLOJİSİ

*M. galloprovincialis* yaygın bir tür organizma olup dünyanın birçok bölgesinde tanımlanmıştır ve ülkemizde; Karadeniz, Marmara Denizi, İstanbul Boğazı ve Çanakkale Boğazı'nda yaygın olarak Ege Denizi'nde ise kısmen yaşamaktadır. *M. galloprovincialis*, sahillerinde bolca bulunan ülkelerden çeşitli ülkelere (Avrupa, Güney Amerika ve Uzak Doğu ülkeleri) ihraç edilmekte olup bu ülkelerde yaygın olarak tüketilmektedir (Meli ve diğ., 2008).

Biyoindikatör olarak seçilen organizmanın, bulunduğu bölgede sesil (kendini bir yere tespit ederek yaşayan) yaşaması o bölgeyi daha iyi temsil etmesi açısından önemlidir. Midyeler ortam koşullarındaki değişikliklere ve çeşitli kirleticilere karşı diğer canlılara oranla daha dayanıklı organizmalardır. *M. galloprovincialis* birçok kimyasal maddenin biyolojik biriktiricisi olup analiz için yeterli miktarda yumuşak doku ve kabuk materyaline sahiptir (Angelo ve diğ., 2007). Ayrıca, *M. galloprovincialis* türünün denizel ekosistemde yaygın olarak bulunması ve insanlar tarafından sıklıkla besin maddesi olarak tüketilmesi de bu organizmaların kirlilik çalışmalarında kullanılma sebepleri arasında yer almaktadır (Goldberg ve diğ., 1978). 5-6 cm boyundaki bir *M. galloprovincialis* günde ortalama 40 lt deniz suyunu süzerek (Angelo ve diğ., 2007) içindeki partiküler cansız maddeleri, fitoplankton ve zooplanktonları sindirmektedir.

Bu nedenle sucul ortamlarda yapılan izleme çalışmalarında midye gibi organizmalar tercih edilmektedir. Haliç'teki temizlenme süreci ile birlikte bu sucul ortamın Valide Sultan Köprüsü'nden Boğaz'a kadar olan bölümünde yaşayabilen ender makroskobik canlılardan biri ve ilk çift kabuklu yumuşakçadır (Kılıç, 2010).

*M. galloprovincialis*, ‰ 5-40 arasındaki tuzluluk değişikliklerine dayanabilmektedir. Belli tuzluluktaki suda uzun müddet yaşayan midyelerin bulunduğu ortamın tuzluluğu ‰5' ten fazla miktarda ani bir şekilde değişecek olursa midyeler ölmektedir. Tuzluluk oranı ‰ 5-10 olan sucul ortamlarda midye beslenebilmekte fakat gelişmesi yavaşlamaktadır. Midyelerin büyümeleri için uygun tuzluluk ‰15-25 arasındadır (Kocataş ve Bilecik, 1992).

Midyelerin gelişmeleri, büyümeleri, üremeleri ve beslenmelerinde su sıcaklığının önemli etkisi bulunmaktadır. *M. galloprovincialis* türünün beslenme, çoğalma ve gelişmesi için gerekli olan uygun su sıcaklığı 10 – 20 °C'dir (Van Erkom Schurink ve Griffiths, 1992).

#### 2.4. MYTILUS CİNSİNDE <sup>210</sup>Po AKTİF ve PASİF BİYOİZLEME ÇALIŞMALARI

Radyonüklid birikiminin önemli bir kısmı besin zinciri boyunca meydana gelebilmektedir. Bu durum, özellikle deniz suyunu süzerek beslendikleri için midyelerde karşımıza çıkmaktadır (Alam ve diğ., 1999). Yumuşakçaların (mollusca) bivalvia sınıfında bulunan türler arasında, midyeler özellikle de *M. galloprovincialis* türü sucul çevredeki çeşitli kirleticileri analiz etmek için en çok kullanılan indikatör organizmadır (Woodhead, 1984; Gouvea, 1985; Mubiana ve diğ., 2005). Midyeler, beslendikleri fitoplankton ve organik döküntülerle birlikte, bu yapılara bağlı bulunan radyonüklidleri de bünyelerine almaktadırlar. Böylece midyeler denizel radyoaktif kirliliğin ilk biyolojik indikatörlerinden biri olarak uluslararası literatürde yerini almıştır (Philips, 1980).

Portekiz'de tüketilen gıdalarda <sup>210</sup>Pb ve <sup>210</sup>Po ölçümlerini yapan Carvalho (1995), elde ettiği sonuçlarda besin yoluyla alınan <sup>210</sup>Po'un %70'inin deniz ürünlerinden kaynaklandığını rapor etmiştir. Çalışmada, <sup>210</sup>Po'un radyotoksitesinin oldukça yüksek bir radyoizotop olduğu ve biyolojik etkilerinin de ana radyonüklidi olan <sup>210</sup>Pb'a kıyasla daha fazla olduğunu işaret etmiştir. Bu bulgular deniz ürünleri tüketimi arttıkça insanların polonyumdan aldığı dozun da paralel olarak arttığını göstermektedir.

Wildgust ve diğ. (1998), Galler'in kuzey kıyılarında, <sup>210</sup>Po'un denizlerdeki besin zincirine girişini araştırmak için mevsimsel ölçümler yapmışlardır. *Mytilus edulis*'te biriken <sup>210</sup>Po'un büyük çoğunluğunun, midyelerin sindirim sisteminde toplandığını göstermişlerdir. Birçok kirletici element gibi polonyum da çoğunlukla denizel organizmaların sindirim sisteminde birikmektedir. Balık ve karides gibi deniz ürünlerinin sadece fileto kısımları besin olarak tüketilirken midyeleri tüm vücut

kısımları tüketilmektedir. Bu da insanların aldığı radyasyon dozunun yükselmesine neden olmaktadır.

Ryan ve diğ. (1999), İrlanda kıyı şeridinde belirlenen istasyonlardan alınan midye (*M. edulis*) örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarını tayin etmişler ve örneklerin toplandığı istasyona bağlı olarak  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarının değişimini incelemişlerdir. Araştırmada ayrıca İrlanda'da Sutton ve Carlingford bölgelerinden toplanan midye (*M. edulis*) örneklerindeki  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarının toplandıkları döneme ve midye boyutlarına göre değişimleri incelenmiştir. Belfast yakınlarındaki Seapark ve Sutton bölgelerinden toplanan midyelerdeki  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları sırayla  $80 \pm 9 \text{ Bq kg}^{-1}$  ve  $468 \pm 32 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak bulunmuştur.  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarında örnekleme zamanına ve midye boylarına bağlı olarak farklılıklar görülmüştür.

Stepnowski ve Skwarzec (2000), Polonya'da Gdansk Körfezi'nden, Slupsk Boğazı'ndan, Spitsbergen'in güney kıyılarından ve kuzey-doğu Polonya'daki Sasek Wielki Gölü'nden alınan dört farklı yumuşakça türünün (*Mytilus trossulus*, *Mya arenaria*, *Chlamys islandicus* ve *Anodontacygnea*) doku ve organlarında  $^{210}\text{Po}$  birikimi ve dağılımı incelenmiş; birbirleriyle karşılaştırılmıştır. En yüksek  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu ( $1026 \text{ Bq kg}^{-1}$ ), Baltık denizinde ve tatlı sularda yaşayan canlıların karaciğerlerinde bulunmuştur.  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu en yüksek *M. trossulus*'un karaciğerinde  $1026 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) olarak bulunurken, solungaçlarda ise  $232 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) olarak hesaplanmıştır. Bisus liflerinde ve kaslardaki  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonları sırasıyla  $30 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) ve  $56 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) olarak aynı mertebede bulunurken, kabuktaki radyonüklid içeriğinin ( $0.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) önemli olmadığı saptanmıştır. *Mya arenaria*'nın doku ve organlarındaki  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonunun *M. trossulus* ile karşılaştırıldığında çok daha düşük olduğu tespit edilmiş olup, kabuklarında  $0.4 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) ve karaciğerinde  $87 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) olarak saptanmıştır.

Connan ve diğ. (2007) midyelerde en yüksek  $^{210}\text{Po}$  aktivitesini, kış döneminde ve en düşük olanı ise yaz döneminde bulmuşlardır. Bu durumda, midyelerin,  $^{210}\text{Po}$ 'u soğuk periyotlarda sıcak periyotlara nazaran daha fazla biriktirdiğini söylemişlerdir. Genellikle kış dönemi midyeler için gametogenesis dönemidir ve çoğalma dönemi bahar



mevsimlerinde gerçekleşir. Ayrıca Connan ve diğ. (2007) midyelerdeki  $^{210}\text{Po}$  aktivitesini yaş ve metabolik hıza göre değiştiğini göstermiştir.

Uğur ve diğ. (2011) tarafından yapılan bir çalışmada, Ege Denizi kıyılarında seçilen 6 istasyondan (Çanakkale, Dikili, Foça, Çeşme, Didim ve Bodrum) toplanan midye (*M. galloprovincialis*) ve sediment örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları tayin edilmiştir. Örneklerde elde edilen  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları, istasyona ve mevsime bağlı olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca, midye örnekleri 1-4 cm, 4-6 cm ve >6 cm olmak üzere üç farklı boyutta incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre en yüksek ( $1960 \pm 60 \text{ Bq kg}^{-1}$ )  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu, Didim istasyonundan kış mevsiminde toplanan 4-6 cm'lik boyuta sahip midye örneklerinde bulunmuştur.

## **2.5. SUCUL EKOSİSTEMLERİN TEMEL BİRİKTİRİCİ ORTAMI: SEDİMENT**

Sediment, denizin önemli bir komponenti olup kimyasal ve fiziksel işlemler ile kayaların ve/veya organik materyallerin küçük parçalara ayrılması sonucu oluşmakta ve daha sonra yerçekimi ve suyun hareketi ile dibe çökerek birikmektedir (Hoda ve diğ., 2010). Sediment; nehirlerin, göllerin, koyların, haliçlerin ve okyanusların tabanında yer alan, çakıldan kil boyutuna kadar değişen çimentolanmamış kayaç kırıntısı, organik madde ve mineral karışımından oluşur. Erozyonla taşınan kaya parçaları, kanalizasyon deşarjları, tarımsal, bina ve yol inşaatları gibi insan faaliyetlerinden veya mikroorganizmalar (fitoplankton, zooplankton ve bakteri), makrofitler ve diğer büyük boyutlu organizma atıklarında içermektedir (Golterman ve diğ., 1983).

Kimyasal maddeler ile sediment üzerinde yaşayan canlılar, yaşam süreleri boyunca ilişki halindedirler. Bu maddeler sedimentten canlı bünyesine geçerek sucul ortamdaki besin döngüsüne katılır. Sedimentten canlı organizmaların bünyesine kirletici transferi su sediment ara-fazında gerçekleşir (Manahan, 1977).

Denizde yaşayan tüm organizmaların ölümleri, çeşitli atıkları ve dışkıları (feçes) ile birlikte atmosferden yerçekimi etkisiyle deniz yüzeyine çökelen canlı ve cansız maddeler deniz dibine doğru çökelmekte ve sedimentin organik madde içeriğinin önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Kirletilmiş çevrelerde balık ve midyeler tarafından alınan birçok radyonüklid ve kimyasal kirletici besin zinciri boyunca insana kadar

taşınabilmektedir. Dolayısıyla sediment yaygın besin ağı boyunca radyonüklid ve kimyasalların taşınmasında başlangıç noktası olarak kabul edilmektedir (Malins ve diğ., 1984; Misitano ve diğ., 1994) Böylece, toksik maddelerin dağılımı ve transferindeki durumun genel olarak anlaşılmasında sediment analizi oldukça önemlidir.

Ligero ve diğ. (2006) yapmış oldukları çalışmada partikül büyüklüğü 63-2000 µm aralığında olan sediment fraksiyonunun kumdan, 63 µm'den küçük olan fraksiyonunun ise silt ve kilden oluştuğunu belirtmişlerdir. 63 µm'den küçük (silt-kil) fraksiyonlardaki sedimentler doğal ve yapay bileşenlerin en etkili taşıyıcısıdır ve ayrıca bunların taşınma mesafeleri daha uzundur (Topçuoğlu, 2005). Sedimente bağlanan bir maddenin akıbeti birçok fiziksel ve kimyasal faktöre bağlıdır. Buna dayanarak, bir elementin, sedimentin bir komponenti tarafından devamlı olarak tutulabileceği veya bir elementin çeşitli biyokimyasal reaksiyonlarla sedimentten kısmen de olsa ayrılabilceği düşünülebilir.

## 2.6. SEDİMENTTE <sup>210</sup>Po'UN İZLENMESİ

Sediment denizel çevreye giren doğal ve yapay radyonüklidlerin pasif olarak biriktiği denizel ekosistemin en önemli bileşenlerinden biridir (Saçan ve diğ., 2010). Sucul ortamdaki sedimentte radyonüklidlerin transferi asılı partikül ve sedimentasyon ile alım, kolloidal formların direkt çökmesi, adsorbsiyonla doğrudan bağlanma ve önceden radyonüklidlerle birleşmiş olan organik atığın birikimi gibi farklı işlemler boyunca ortaya çıkabilmektedir (Ligero ve diğ., 2006). Ancak, radyonüklidlerin küçük fraksiyonları daha sonra sedimentlerden su profiline yeniden göç edip sonuç olarak biyota tarafından alınmaktadır (Alberts ve diğ., 1979; Bird ve diğ., 1998). Sedimentlerin kirlenmesi özellikle deniz dibinde bentik olarak yaşayan canlılar açısından önem taşımaktadır. Sedimentlerde bulunan radyonüklidler; poliket, midye ve dipte yaşayan balıklar gibi bentik canlılara kolayca taşınabilmektedir (Saçan ve diğ., 2010).

Dipteki sediment, çoğu reaktif partiküller radyonüklidler için oldukça iyi bir birikim ortamıdır (Carpenter, 1997). Bundan dolayı, son zamanlarda özellikle haliçler gibi sedimentasyon işlemlerinin çok yoğun olduğu yerlerde radyoaktif serpinti sonucu veya nükleer tesislerden gelen yapay radyonüklidlerin yanı sıra doğal radyonüklidlerin akıbetinin incelenmesi için sedimentin radyoaktivite analizi yaygın bir şekilde yapılmaktadır (Bou-Rabee ve Bern, 1997).

Boission ve diğ. (2001), Ege Denizi Milos Adası civarından topladıkları sediment örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonu 60 ile 100 Bq kg<sup>-1</sup> (k.a.) arasında değiştiğini tayin etmişlerdir. Çalışmada örnekleme yaptıkları bölgenin hidrotermal bir alan olduğunu, buradan yayılan hidrotermal sıvı ve gazların etkisi altında olduğu vurgulamışlardır.

## 2.7. İSTANBUL HALIÇ'İNİN EKOLOJİK ÖZELLİKLERİ

Haliç'in en geniş yeri 700 metre, en dar yeri 200 metredir. İstanbul Boğazı'na açılan ağız kısmında ise 1010 metreye yaklaşmaktadır (Baştürk ve diğ., 2001). Uzunluğu, kuzeybatı-güneydoğu ve kuzey-güney doğrultusunda yaklaşık 7 km kadar, yüzey alanı 2.6 km<sup>2</sup>'dir. Unkapanı - Azapkapı arasındaki derinlik 40 metreye ulaşırken, Eminönü - Karaköy arasında yaklaşık 60 metredir. Taban yapısı "V" şeklinde olan körfezin kıyıları zaman içinde yerleşimler ve alüvyonal dolgu ile dolmuştur.

Haliç, sanayi öncesi dönemde (1920 öncesi) Alibeyköy, Kağıthane ve Kasımpaşa derelerinin taşıdığı alüvyonların tabanını çamur ve balçık ile doldurması dışında büyük bir kirlilik sorunu ile karşı karşıya kalmamıştır. Sanayileşme, çevre sorunlarını da beraberinde getirmiştir. Balat, Hasköy, Eyüp ve Kasımpaşa fabrika sahalarına yakınlığı dolayısıyla kirleticilerin olduğu bir bölge haline gelmiştir. Bu kirlenme sonucunda ve su sirkülasyonunun kısıtlanması ile Haliç kendi kendini yenileyemez hale gelmiştir. Bunun en önemli nedeni, yeterince akıntı olmamasıdır. Haliç'te iki farklı yönde zayıf akıntıdan bahsedilebilir. Birinci akıntı Alibeyköy ve Kağıthane derelerinden kaynaklanır. Bu iki dere Haliç'i temizlemekten çok taşıdıkları alüvyonlar nedeniyle doldurmaktadır (Yalçınlar, 1974). 19. Yüzyılda Haliç'in çeşitli yerlerine inşa edilen ayaklı köprüler dere akıntılarının Eminönü'ne kadar ulaşmasını engellemiştir. İkinci akıntı yönü ise Marmara ve Boğaz'dan Haliç'e giren akıntıdır. Marmara'dan Haliç'e giren dip akıntısı Hasköy bölgesine kadar ulaşmakta, Boğaz'dan gelen yüzey akıntısı ise, Galata köprüsü dubalarına çarptığı için Karaköy'e doğru yön değiştirerek, geri çıkmaktadır (Artüz ve Korkmaz, 1976).

Alibeyköy ve Kağıthane derelerinin kenarları ve Haliç'in kıyısı yerleşimin yoğun olduğu bölgelerdir. Haliç'e ve Haliç'i besleyen derelerin akaçlama havzasına kuru ve

nemli olarak atmosferden çökelen kirleticiler de Haliç'teki kirlenmede önemli rol oynamaktadır. İstanbul'da özellikle 1990'lı yıllara kadar evlerin ısıtılması için kömür kullanılması atmosferden sucul ortamlara aşırı derecede uçucu kül, radyonüklid, ağır metal ve organik kirletici girişine neden olmuştur (Güven ve diğ., 2005).

Haliç'in temizlenmesi ile ilgili özellikle 1980'li yıllarda başlayan çalışmaların esas yöntemi deniz dibindeki çamurun kazınarak karada başka bölgelere taşınması olmuş ve 1997-1998 yıllarında geniş çapta yapılan bu çalışmanın halen devam ettiği bildirilmektedir. Alibeyköy ve Kağıthane derelerinden gelen alüvyon ve katı atıkların miktarının çok yüksek olduğu bilinmektedir (Tezcan ve Durgunoğlu, 1977; Teksöz ve diğ., 1991). Nitekim Haliç'te yılda 3,5 cm olarak gerçekleşen sedimentasyon miktarı dünyadaki benzer haliçlerde meydana gelen sedimentasyona (1 cm/yıl) oranla daha yüksektir (Teksöz ve diğ., 1991).

### 3. MALZEME VE YÖNTEM

#### 3.1. ÇALIŞMA BÖLGESİ VE ÖRNEKLEME

Bu çalışmada, İstanbul Haliç’inde midye için 8 istasyon ve sediment için 13 istasyon olmak üzere toplam 21 istasyonda (Şekil 3.1) örnekleme yapılmıştır. Tüm örnekleme istasyonlarının coğrafik koordinatları GPS (Global Positioning System) cihazı kullanılarak belirlenmiştir (Tablo 3.1, Tablo 3.2). Örnekleme Şubat 2013 tarihinde yapılmıştır (Şekil 3.2). Her istasyonda örneklerin alınması esnasında deniz suyunun bazı fiziksel ve kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk ve çözünmüş oksijen) ölçülmüştür (Şekil 3.3).

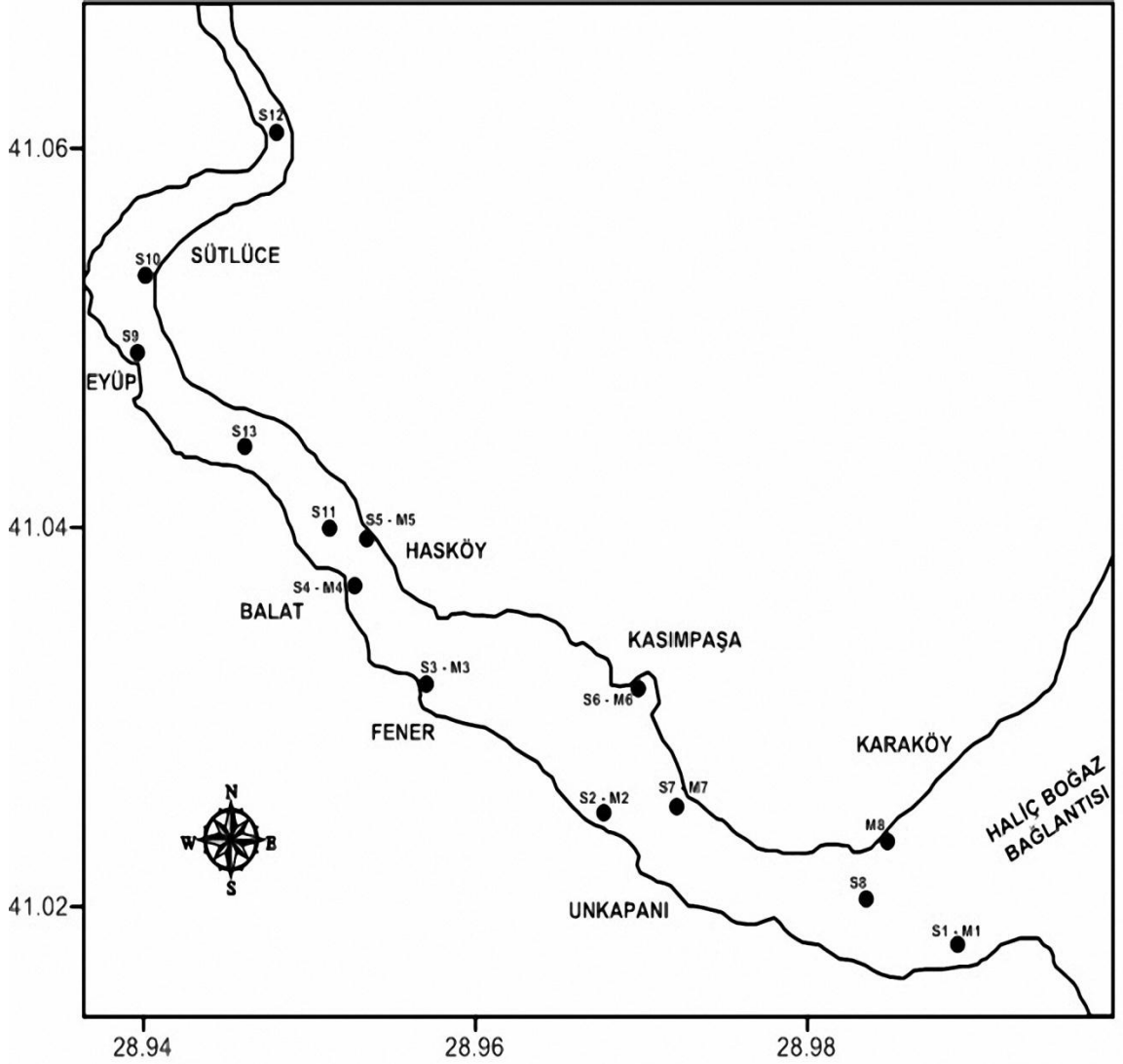
**Tablo 3.1:** Midye Örnekleme İstasyonları

Örnek No	Örnekleme İstasyonları	Enlem	Boylam
M1	Sirkeci	41° 1'00.07"K	28°58'49.91"D
M2	Unkapanı (Cibali)	41° 1'28.75"K	28°57'37.40"D
M3	Fener	41° 1'51.94"K	28°57'08.40"D
M4	Balat	41° 2'07.13"K	28°56'57.20"D
M5	Hasköy	41° 2'21.38"K	28°57'00.43"D
M6	Kasımpaşa	41° 1'50.57"K	28°57'57.56"D
M7	Perşembe Pazarı	41° 1'29.69"K	28°58'01.63"D
M8	Karaköy	41° 1'19.88"K	28°58'38.96"D

**Tablo 3.2:** Sediment Örnekleme İstasyonları

Örnek No	Örnekleme İstasyonları	Enlem	Boylam
S1	Sirkeci	41° 1'05.19"K	28°58'55.04"D
S2	Unkapanı (Cibali)	41° 1'27.52"K	28°57'41.63"D
S3	Fener	41° 1'52.60"K	28°57'09.99"D
S4	Balat	41° 2'09.48"K	28°56'57.45"D
S5	Hasköy	41° 2'20.58"K	28°56'59.67"D
S6	Kasımpaşa	41° 1'50.46"K	28°57'57.70"D
S7	Perşembe Pazarı	41° 1'29.37"K	28°58'00.80"D
S8	Karaköy (O)	41° 1'13.16"K	28°58'26.41"D
S9	Eyüp	41° 2'50.34"K	28°56'17.38"D
S10	Sütlüce	41° 3'03.82"K	28°56'19.99"D
S11	Valide Sultan Köprüsü (O)	41° 2'19.23"K	28°56'53.06"D
S12	Miniatürk (O)	41° 3'28.09"K	28°56'51.46"D
S13	Ayvansaray (O)	41° 2'37.87"K	28°56'33.17"D

(O): Orta basen



Şekil 3.1: Örnekleme alanı ve istasyonları.

## 3.2. MATERYALİN ANALİZE HAZIRLANMASI

### 3.2.1. Midye Örneklerinin Analize Hazırlanması

Çalışmada kullanılan midyeler; Mollusca filumu, Bivalvia sınıfından, Mytilidae familyasına ait *M. galloprovincialis* (Lamarck, 1819) türüdür. Halk arasında kara midye, bilimsel çevrede Akdeniz midyesi olarak bilinmektedir. Her istasyonu temsil eden midye örnekleri sahil hattı boyunca toplanmıştır (Şekil 3.2). Midyeler laboratuvara getirilerek buldukları ortamın suyu ile yıkanmış ve böylece kabuklarının üzerinde bulunan materyalden arındırılmıştır. Ölçüm için ortalama 4.5 - 5 cm boyundaki

midyeler seçilmiştir (Şekil 3.4). Midye kabukları açılarak yumuşak dokuları vücut sıvısı ile birlikte alınmıştır (Şekil 3.5). Midye yumuşak doku örnekleri etüvde 85 °C'de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur (Şekil 3.6). Kuru ağırlığa getirilen midye içeriği homojen hale getirilmiştir. Midyelerin yumuşak dokusunda kuru/yaş oranını belirlemek amacı ile midyeler açılıp yumuşak doku çıkartıldıktan sonra tartılarak yaş ağırlıkları belirlenmiş, tüm örnekler kurutulup sabit ağırlığa getirildikten sonra kuru ağırlıkları tespit edilmiştir. Elde edilen örnekler  $^{210}\text{Po}$  analizi için kimyasal işlemlere alınmıştır.



**Şekil 3.2:** Midye örneklerinin toplanması.





**Şekil 3.3:** Oşinografik parametre ölçümü.



**Şekil 3.4:** Midye örneklerinin boy ölçümü.



**Şekil 3.5:** Midye örneklerinde yumuşak doku diseksiyonu.



**Şekil 3.6:** Kurutulmuş midye iç dokusu ve kabuk örneği.

### 3.2.2. Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması

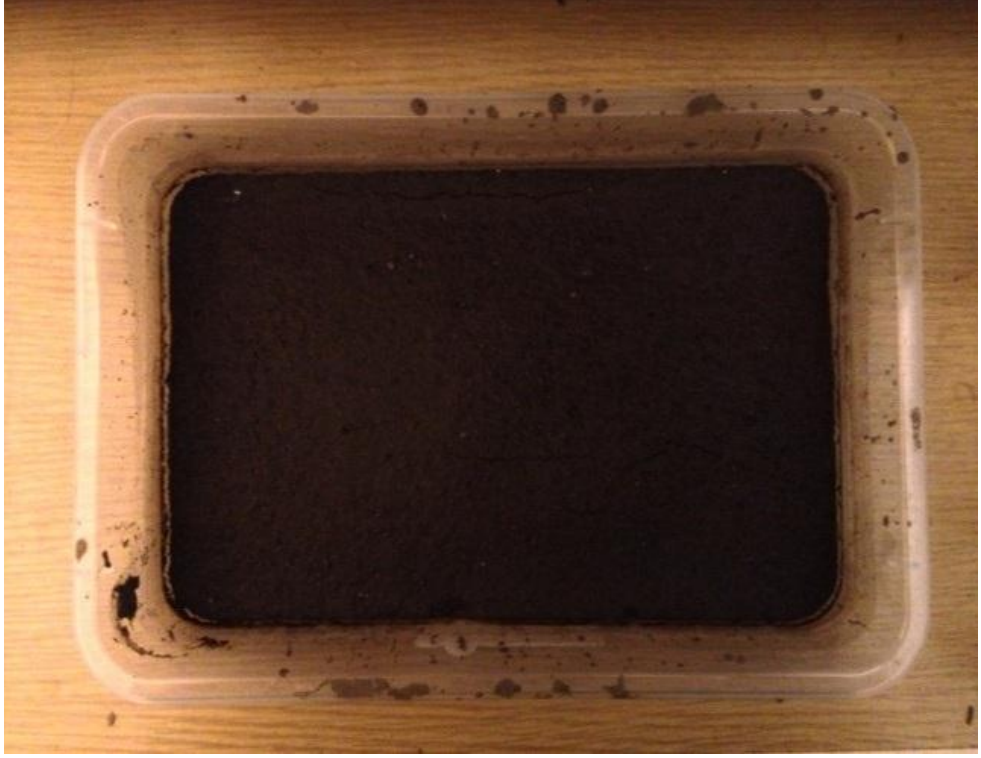
Her istasyonu temsil eden 5 cm'lik yüzey-sediment örnekleri Van-Veen tip sediment kepçesi (grab) kullanılarak alınmıştır (Şekil 3.7). Sediment örnekleme için her bir istasyondan en az üç örnekleme yapılmış olup, alınan üç örnek o istasyonu temsil edecek şekilde karıştırılmıştır. Alınan sediment örnekleri laboratuvara getirildikten sonra her istasyonun sediment örneği kendi ortamının suyu ile birlikte 2 mm ve 63 µm delik çaplı elekler kullanılarak yaş eleme yapılmıştır (Şekil 3.8). Analiz için sadece 2 mm'den küçük tanecikler alınmış 2 mm'den büyük tanecik ve taşlar kullanılmamıştır (Vaaramaa ve diğ., 2010). Yaş eleme yöntemi ile her istasyonun sediment örneği tanecik boyutu 63 µm'den küçük partikülleri içeren ve 63 µm ila 2 mm arasındaki partikülleri içeren iki bölüme ayrılmıştır. Ancak, Miniatürk istasyonunda sedimentin büyük bir kısmı kil ve siltten oluştuğundan ölçüm için yeterli miktarda >63 µm sediment elde edilememiştir. Elde edilen bu sediment örnekleri etüvde 85 °C'de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur (Şekil 3.9). Elde edilen <63 µm ve >63 µm – 2 mm sediment örnekleri <sup>210</sup>Po analizi için kimyasal işlemlere alınmıştır.



Şekil 3.7: Sediment keççesi ile örnekleme.



Şekil 3.8: Yaş sediment eleme.



**Şekil 3.9:** Yaş ve kuru sediment.

### 3.3.3. <sup>210</sup>Po Analizinde Radyokimyasal İşlemler

Bilindiği gibi enerjistik alfa partiküllerinin erişme mesafesi havada bile oldukça kısadır (1-2 cm). Bu nedenle <sup>210</sup>Po gibi alfa yayan radyonüklidlerin ölçülebilmesi için örneklerden yayılan alfa taneciklerinin havadaki atomlarla mümkün olduğu kadar az karşılaşarak alfa dedektörlerine ulaşması sağlanmalıdır. Aksi durumda alfa partikülleri dedektöre ulaşmadan havada soğurulacak ve ölçülebilmesi mümkün olmayacaktır. Bu nedenle alfa spektrometresinin dedektörleri içindeki hava, vakumla çekilerek hava basıncı 30-40 mTorr seviyesine düşürülmüş odacıklarda bulunmaktadır.

Çevresel örneklerde <sup>210</sup>Po radyonüklidinin ölçülebilmesi için yaklaşık 0.5 g örneğin içerdiği tüm organik maddelerden arındırılması (konsantre asitlerle sindirerek sıvı faza geçirme) ve inorganik formdaki örnekte polonyumun elektrokimyasal işleme yaklaşık 1.5 cm çapında ve 22 µm kalınlığındaki gümüş veya bakır bir disk üzerinde biriktirilmesi gerekmektedir (Vesterbacka ve Ikäheimonen, 2005). Bugüne dek yapılmış metod çalışmaları, bu yöntemle elektrodepozisyonu yapılan örnekte bulunan polonyumun alfa spektrometresinin basıncı düşürülmüş odacıklarında yüksek verimlilikle ölçülebildiğini göstermiştir (Carvalho, 1995; Stepnowski ve Skwarzec, 2000; Uğur ve diğ., 2002).

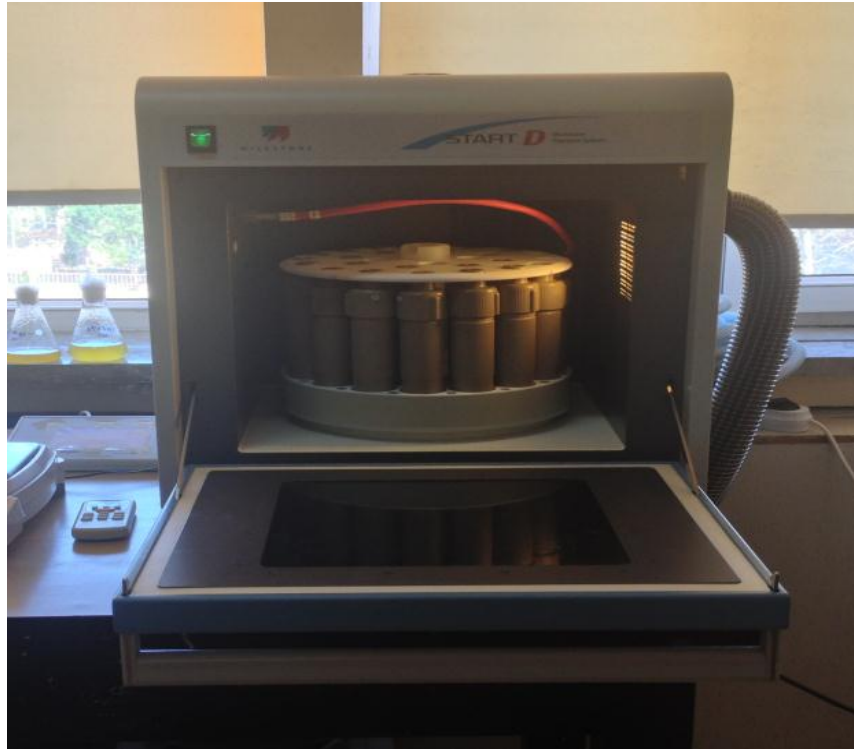
Alfa spektrometresinde <sup>210</sup>Po analizi için her bir örnek, öncelikle organik maddeden arındırılmıştır. Ardından <sup>210</sup>Po, çapı 2 cm olan gümüş diskin üzerinde biriktirilmesi (elektrodepozisyon) işlemi uygulanmıştır. Bunun için, kurutulup sabit ağırlığa getirilen her bir midye ve sediment örneği için radyokimyasal işlemler uygulanmıştır (Matthews ve diğ., 2007).

- 1) Her bir midye örneği için 0.3 g ve sediment örneği için 0.25 g alınıp mikrodalga sindirme sistemine ait teflon kaplarına konulmuştur. Her bir örnek paralel şekilde 2 teflon kaba konulmuştur (Şekil 3.10).
- 2) Midye örneği üzerine 10 ml % 65'lik konsantre HNO<sub>3</sub> eklenmiştir.
- 3) Sediment örneği üzerine ise hidroklorik asit ve nitrik asitin 3:1 oranında karıştırılmasıyla elde edilen "kral suyu" her örneğe 10 ml eklenmiştir. Teflon kaplar ağzı kapatılıp Milestone marka Start D model 24 teflon tüplü sıcaklık



sensörlü mikrodalga eritme sistemine yerleştirildikten sonra iki aşamalı şekilde eritme yöntemi uygulanmıştır.

- 4) Birinci aşamada örnekler mikrodalga fırında 20 dk 30 bar basınçta ve 180 °C'de tutulmuştur.
- 5) İkinci aşamada ise örnekler mikrodalga fırın içerisinde 15 dk 30 bar ve 180 °C'de tutulmuştur.
- 6) Böylece örneğin organik maddeden tamamen arındırılması sıvı faza dönüştürülmesi sağlanmıştır.
- 7) Ölçüm veriminin hesaplanması için her bir mikrodalga işleminde bir örneğe izleyici olarak 200 mBq <sup>209</sup>Po eklenmiştir.
- 8) Örnekler soğuduktan sonra çeker ocak altında açılmıştır ve aynı örneğin iki tekrarı birleştirilmiştir.
- 9) Örnekler ısıtma tablasında 50 °C'de bir gün boyunca tutularak mevcut konsantrasyonun buharlaştırılması sağlanmıştır.
- 10) Örnekler kurumaya yakınken üzerlerine 200 ml 0.5M HCl eklenmiş ve 125 mm gözenek açıklığı olan filtre kağıdından süzülerek içinde kalan katı maddelerden arındırılıp 250 ml'lik behere aktarılmıştır.



Şekil 3.10: Mikrodalga eritme sistemi ve sistemde kullanılan teflon tüp.



Şekil 3.10: Devamı.

### 3.3.4. Elektrodpozisyon

Depozisyon işlemi için ilk önce çapı 2 cm ve kalınlığı 22  $\mu\text{m}$  olan gümüş disk, saf su dolu bir petri içine koyulup üzerine  $\text{HNO}_3$  damlatılarak temizlenmesi sağlanmıştır. Temizlenen gümüş disk özel yapılan taşıyıcıya (kapak + manyetik çubuk) monte edilmiştir (Şekil 3.11). 250 ml'lik beher içinde olan örnek solüsyona taşıyıcı konulmuş, üzerine örneklerde  $\text{Fe}^{+3}$  ve  $\text{Fe}^{+2}$  iyonlarının gümüş disk üzerinde birikimini önlemek amacı ile 0.4 g askorbik asit eklenmiştir. 250 ml'lik beher içerisinde bulunan örnek solüsyonun sıcaklığı 70  $^{\circ}\text{C}$ 'ye ulaştığı andan itibaren 5 saat depozisyon işlemi için tutulmuştur (Şekil 3.12). Depozisyon işlemi 70  $^{\circ}\text{C}$ 'de 700 devir/dakika olacak şekilde gerçekleştirilmiştir (Flynn, 1968).  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi, alfa spektrometresinde  $^{209}\text{Po}$  izleyicisinin 4.88 MeV'lik enerjideki alfa piki üzerinden elde edilen toplam verim (kimyasal verim + dedektör verimi) kullanılarak hesaplanmıştır.



**Şekil 3.11:** Gümüş disk ve teflon taşıyıcısı.



**Şekil 3.12:** Depozisyon işlemindeki örnekler.

### 3.3.5. Alfa Spektroskopik Analizlerde İzleyici Olarak Kullanılan $^{209}\text{Po}$ Standardının Hazırlanması

Çalışmada toplam verim  $^{209}\text{Po}$  ( $0.2 \text{ Bq ml}^{-1}$ ) ara stok kullanılarak hesaplanmıştır. Kullanılan  $^{209}\text{Po}$  standardı Eckert & Ziegler Isotope Products firmasından satın alınmıştır (referans numarası: 1526-86). Aktivitesi 34.44 Bq ve ağırlığı 5.16437 g olan stok standart çözelti seyreltilerek 18.72 ml solüsyonda 7488 mBq  $^{209}\text{Po}$  aktivitesi olacak şekilde ara stoku hazırlanmıştır. Çalışmada bu standart radyokimyasal verim tayininde izleyici olarak kullanılmıştır.

### 3.3.6. $^{210}\text{Po}$ Tayininde Kullanılan Alfa Spektrometre Sistemi

Çalışmada kullanılan alfa spektrometre sistemi “Ortec Alpha Ensemble” spektrometre sistemidir. Alfa spektrometresi; iyon implante silisyum yüklü parçacık tipi, yüzey alanları  $300 \text{ mm}^2$  olan 8 adet dedektörü bulunan bir sistemdir ve sisteme bağlı vakum pompası bulunmaktadır (Şekil 3.13). Tüm ölçümler uygulanan vakumun dedektör odacıklarının basıncını 30-40 mTorr değerine düşürmesinin ardından başlatılmıştır.

Spektrometrenin genel özellikleri ise:

- Vakum kontrolü 10 mTorr ile 30 Torr arasında değişmektedir.
- 1 mm den 51 mm çapına kadar olan diskler ölçülebilmektedir.
- Her detektör bağımsız olarak 0 ile 10 MeV enerji aralığında ölçüm yapabilmektedir.
- Dedektörlerin maksimum rezolüsyonu 16-19 keV arasındadır.
- Temizlenebilir ve yüzey alanı  $300 \text{ mm}^2$  arasında olan iyon-implantasyonlu bir dedektördür.



Şekil 3.13: Alfa spektrometresi.

### 3.3.7. Sedimentte Organik Madde ve pH Değerlerinin Ölçülmesi

Sediment örneklerinde organik madde miktarı, kül fırını kullanılarak kütle kaybı metodu ile tespit edilmiştir (Frangipane ve diğ., 2009). Organik madde içeriğinin tespitinde her bir istasyon için sedimentin iki fraksiyonundan ( $<63 \mu\text{m}$  ve  $>63 \mu\text{m}$ ) kurutulmuş sediment örneği alınmış ve porselen kaplara (kroze) konulmuştur. Örneklerin neminin giderilmesi için öncelikle  $105 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 24 saat bekletilmiştir. Nemi giderilen sediment örneklerinin her iki fraksiyonundan her bir istasyon için 10 g alınarak kül fırınında öncelikle  $350 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 16 saat yakılarak inorganik karbonların kaybı sağlanmıştır ve örneklerin tartımı yapılmıştır. Akabinde örnekler bu kez  $550 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 16 saat yakılmıştır. İkinci yakmadan sonra örnekler tekrar tartılmıştır. İlk tartım ile ikinci tartım arasındaki fark alınarak organik madde içeriği tespit edilmiştir.

Sedimentlerin pH değerlerini belirlemek amacıyla her iki fraksiyondan 10 g sediment örneği alınarak 15 ml de-iyonize su ile karıştırılmıştır. Sediment örnekleri karıştırıldıktan sonra tamamen süspanse olması için 30 dakika bekletilmiştir. Daha sonra pH metre ile her bir sediment örneğinin pH değerleri tespit edilmiştir.

### 3.3.8. $^{210}\text{Po}$ Aktivite Konsantrasyonlarının Hesaplanması

$^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyon hesabı aşağıdaki formülle hesaplanmıştır (Şekil 3.14);

$$\text{Aktivite}(\text{Bq kg}^{-1}) = \frac{\text{Pik alanı} \times 1000}{\text{Toplam verim} \times \text{Sayım süresi (s)} \times \text{Örnek ağırlığı (g)}} \quad (3.1)$$

$$\text{Toplam verim} = \frac{\text{cps}}{\text{dps}} \quad (3.2)$$

$$\text{cps} = \frac{\text{Sayım (Po - 209)}}{\text{Sayım süresi (s)}} \quad (3.3)$$

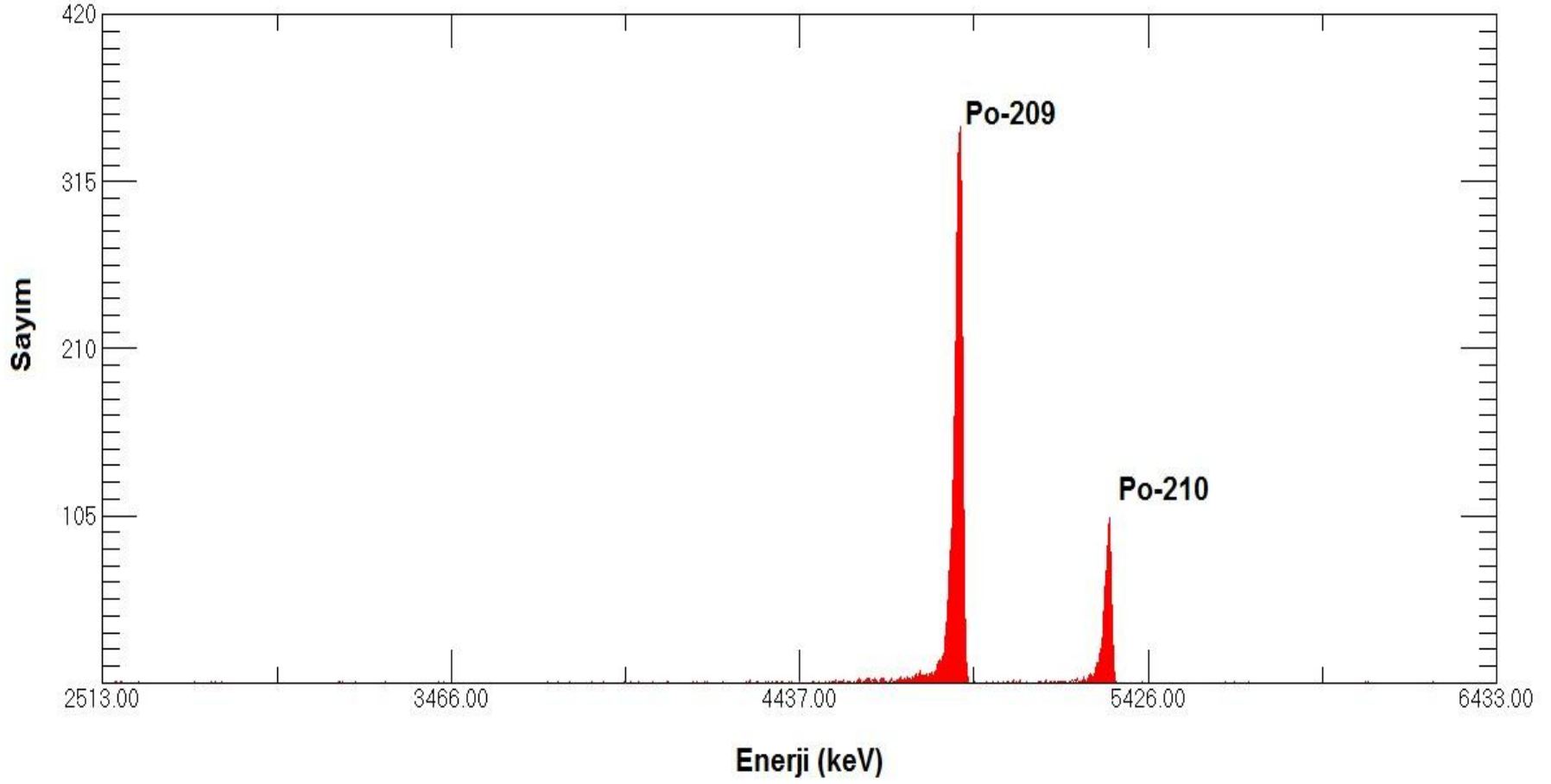
dps = Po-209 aktivitesi

$$\text{Toplam belirsizlik} = \frac{\text{Aktivite} \times \left( \sqrt{\left( \frac{\text{cps hata}}{\text{cps}} \right)^2 + \left( \frac{\text{verim hata}}{\text{verim}} \right)^2} \right) \times 1000}{\text{Ağırlık (g)}} \quad (3.4)$$

$$\text{cps hata} = \frac{\text{sayım hatası}}{\text{Sayım süre (s)}} \quad (3.5)$$

cps: Saniyedeki sayım

dps: Saniyedeki bozunma



Şekil 3.14:  $^{209}\text{Po}$  ve  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidlerine ait piklerin bulunduğu tipik bir alfa spektrumu.

#### 4. BULGULAR

Haliç'in Eminönü ile Balat arasında kalan kısmına kadar midye bulunabilmiş, Balat ile Haliç'in derelerle birleştiği bölge olan Valide Sultan Köprüsü ile Miniattürk arasında bulunamamıştır. Balat, Fener ve Hasköy istasyonlarında toplanan midyelerin yaklaşık %50'lik kısmının ölü olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, canlı midye oranının Haliç'in derelerle birleştiği iç kısımlarından Boğaz'a açıldığı noktalara doğru gidildikçe arttığı gözlenmiştir.

Sediment örneklerinin hepsinin siyah renkli balçıktan oluştuğu görülmüş olup Sirkeci'den alınan sediment örneği de dahil olmak üzere tüm istasyonlarda sedimente ağır bir kokunun hakim olduğu gözlenmiştir. Elde edilen sediment örneklerinde Fener, Balat, Hasköy, Kasımpaşa, Unkapanı, Perşembe Pazarı, Eyüp ve Söğütözü istasyonlarında balçığın içinde canlı *M. galloprovincialis* ve beyaz kum midyeleri, ölmüş *M. galloprovincialis* kabukları, bazı gastropod türleri ve çeşitli katı evsel atıklar gözlenmiştir.

Midye ve sediment örneklerinin toplanması sırasında her bir istasyona ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk ve çözülmüş oksijen) ölçülmüş ve Tablo 4.1'de verilmiştir.



**Tablo 4.1:** Örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri

Örnekleme İstasyonları	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (‰)	Oksijen (mg/l)
Sirkeci	8.09	9.90	12.32	8.76
Unkapamı (Cibali)	7.71	10.00	8.70	3.00
Fener	7.74	9.20	6.20	2.69
Balat	7.76	10.10	8.93	2.01
Hasköy	7.85	12.90	9.57	2.95
Kasımpaşa	7.97	10.30	10.62	5.32
Perşembe Pazarı	7.90	10.80	9.76	5.29
Karaköy	8.39	10.20	11.06	11.17
Eyüp	7.58	11.40	7.27	3.22
Sütlüce	7.64	9.90	6.73	3.39
Valide Sultan Köprüsü (O)	7.69	9.80	7.86	3.56
Miniatürk (O)	7.60	10.80	4.11	4.09
Ayvansaray (O)	7.67	10.10	7.61	3.00

(O): Orta basen

Sedimentin her iki fraksiyonunda (<63 µm ve >63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri ise Tablo 4.2’de verilmiştir. Ayrıca, aynı tablolarda görüleceği üzere Miniatürk istasyonunda ölçüm için yeterli miktarda sedimentin >63 µm fraksiyonu elde edilemediğinden, organik madde yüzdesi ve pH değerleri belirlenememiştir.

**Tablo 4.2:** Örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (<63 µm ve >63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri

Örnekleme İstasyonları	Organik madde (%) (<63 µm)	Organik madde (%) (>63 µm)	pH (<63 µm)	pH (>63 µm)
Sirkeci	6.49	6.10	7.97	7.85
Unkapanı (Cibali)	8.52	6.61	7.42	7.55
Fener	6.91	8.01	7.46	7.71
Balat	6.65	6.61	7.21	7.79
Hasköy	6.94	7.43	7.38	7.82
Kasımpaşa	7.63	3.21	7.79	7.76
Perşembe Pazarı	7.50	-	7.74	-
Karaköy	7.19	8.73	7.99	7.90
Eyüp	8.97	6.41	7.64	7.61
Sütlüce	6.68	5.73	7.50	7.85
Valide Sultan Köprüsü (O)	5.40	3.77	7.63	7.86
Miniattürk (O)	6.79	-	7.93	-
Ayvansaray (O)	7.14	7.97	7.60	7.86

(O): Orta basen

**Tablo 4.3:** Midye örneklerinin bazı fiziksel özellikleri

Örnekleme İstasyonları	Açılan Adet	Boy Aralığı (cm)	Ortalama Boy (cm)	Yaş Ağırlık (Mİ)* (g)	Kuru Ağırlık (Mİ)* (g)	K.A./Y.A**
Sirkeci	78	4.0 - 6.5	4.97	298.70	30.88	0.1034
Unkapanı (Cibali)	108	4.4 - 6.0	5.18	525.65	39.24	0.0747
Fener	84	4.4 - 6.2	5.17	423.37	32.16	0.0760
Balat	64	4.0 - 6.0	4.82	237.83	16.76	0.0705
Hasköy	93	4.5 - 6.3	5.25	435.22	32.71	0.0752
Kasımpaşa	114	4.4 - 6.3	5.51	607.40	47.59	0.0784
Perşembe Pazarı	138	4.4 - 6.1	5.18	708.58	62.57	0.0883
Karaköy	171	4.0 - 6.2	4.92	726.77	88.25	0.1214

\*(Mİ): Midye içi

\*\*K.A/Y.A: Kuru Ağırlık/ Yaş Ağırlık

#### 4.1. SEDİMENT VE MİDYELERDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI

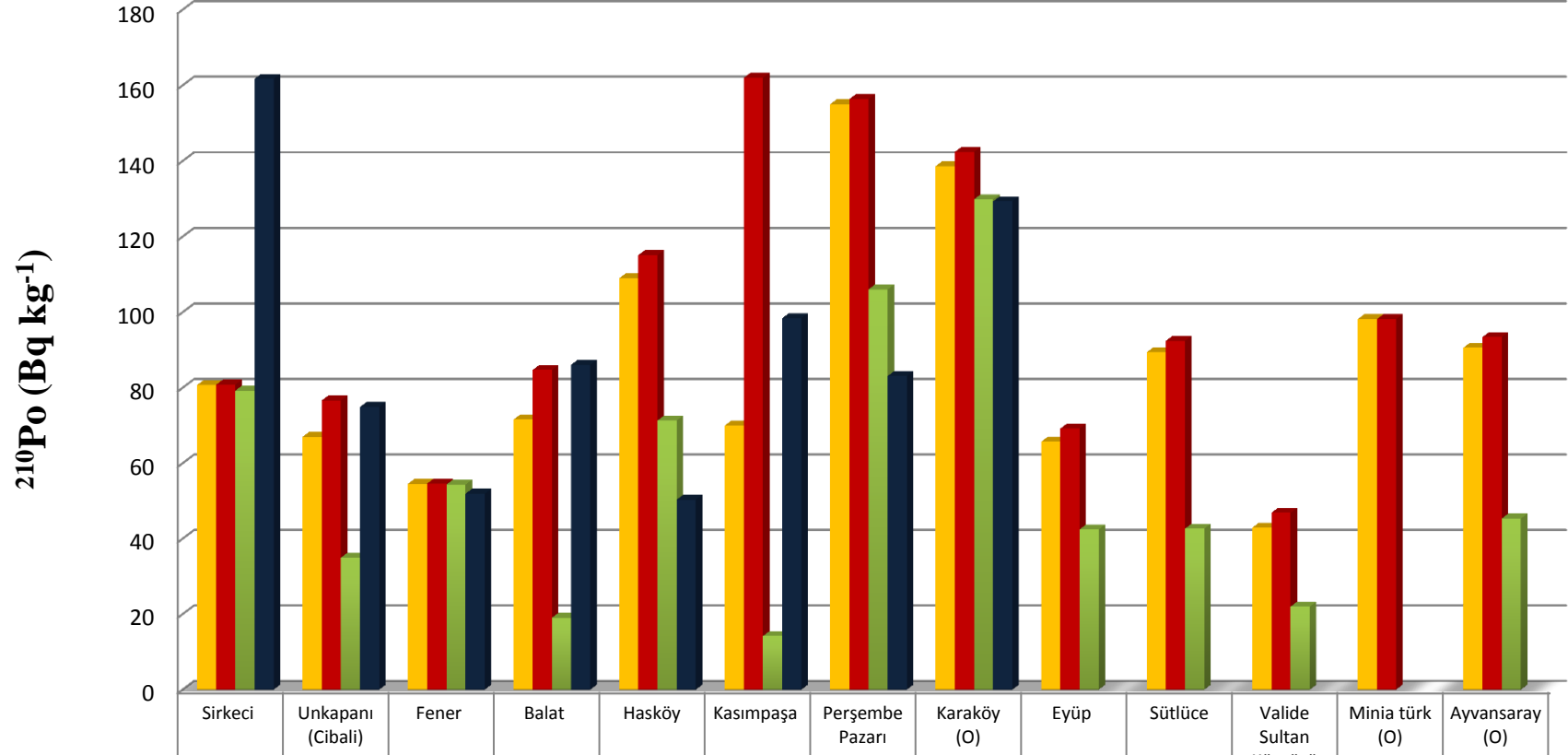
Midye örneklerinde, sedimentin toplam , <63 µm ve >63 µm - 2mm partikül fraksiyonlu örneklerinde radyoaktivite konsantrasyonları Tablo 4.4 ve Şekil 4.1’de verilmiştir. Sedimentin <63 µm partikül fraksiyonlu örneklerinde bütün radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının >63 µm – 2 mm partikül fraksiyonlu örneklerinde bulunan aktivite konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 4.4 ve Şekil 4.1).

**Tablo 4.4:** Örneklerde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )

Örnekleme İstasyonları	Sediment (Toplam)	$^{210}\text{Po}$		Midye
		<63 µm sediment	>63 µm sediment	
Sirkeci	80.72 ± 2.7	80.83 ± 2.7	79.24 ± 3.5	161.71 ± 4.0
Unkapamı (Cibali)	67.00 ± 2.7	76.63 ± 3.1	34.95 ± 1.7	74.93 ± 3.1
Fener	54.57 ± 2.2	54.61 ± 2.2	54.34 ± 2.5	51.94 ± 2.4
Balat	71.60 ± 2.4	84.74 ± 2.6	19.04 ± 1.8	86.10 ± 2.9
Hasköy	108.98 ± 3.6	115.11 ± 3.7	71.31 ± 3.1	50.32 ± 2.1
Kasımpaşa	69.98 ± 2.2	162.01 ± 3.6	14.19 ± 1.4	98.42 ± 2.9
Perşembe Pazarı	155.01 ± 6.6	156.38 ± 6.8	106.04 ± 2.8	83.13 ± 2.8
Karaköy	138.66 ± 3.9	142.40 ± 3.9	129.85 ± 4.0	129.33 ± 3.5
Eyüp	65.72 ± 3.2	69.21 ± 3.2	42.45 ± 3.3	-
Sütlüce	89.42 ± 3.2	92.45 ± 3.3	42.66 ± 2.8	-
Valide Sultan Köprüsü (O)	42.92 ± 2.5	46.89 ± 2.8	21.99 ± 1.3	-
Miniatürk (O)	98.19 ± 3.1	98.19 ± 3.1	-	-
Ayvansaray (O)	90.62 ± 3.4	93.43 ± 3.5	45.32 ± 2.2	-

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

(O): Orta basen



Şekil 4.1: Aktivite konsantrasyonları.

Çalışmadaki, sedimentte (<63  $\mu\text{m}$  ve >63  $\mu\text{m}$ ) ve midyede bulunan  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarının en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri Tablo 4.5’de sırasıyla verilmiştir.

**Tablo 4.5:** Sediment (<63  $\mu\text{m}$  ve >63  $\mu\text{m}$ ) ve midyede  $^{210}\text{Po}$ ’un en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri

Örnek	En düşük	En yüksek	Ortalama	Standart sapma
<63 $\mu\text{m}$	46.89	162.01	97.92	35.16
>63 $\mu\text{m}$	14.19	129.85	55.11	34.05
Midye	50.32	161.71	91.98	35.42

Midyelerde bulunan radyonüklid konsantrasyonları ile midyelerin yaşadığı deniz suyunun fiziko-kimyasal parametreleri arasında elde edilen korelasyon katsayıları ise Tablo 4.6’de verilmiştir.

**Tablo 4.6:** Midyede  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları ile suyun fiziko-kimyasal parametreleri arasında elde edilen korelasyon katsayıları

	$^{210}\text{Po}$	pH	Sıcaklık ( $^{\circ}\text{C}$ )	Tuzluluk (‰)
pH	0.74*			
Sıcaklık	-0.32	-0.01		
Tuzluluk	0.84**	0.72*	0.20	
Çöz. Oksijen	0.83*	0.96**	-0.14	0.75*

\*p= 0.05

\*\*p= 0.01

## 4.2. SONUÇLARIN İSTATİSTİKSEL ANALİZİ

Elde edilen verilerin istatistiksel analizi SPSS 11 (Statistical Package for the Social Sciences) programı kullanılarak yapılmıştır. Veriler arasındaki ilişkinin ortaya konulmasında korelasyon (two tailed Pearson correlation ve two tailed Spearman correlation) analiz yöntemleri kullanılmıştır. Aynı zamanda parametrik olmayan Mann-Whitney U testi kullanılarak veriler arasındaki farkların anlamlılık düzeyleri bulunmuştur.

Parametrik testlerin uygulanabilmesi için verilerin normal dağılıma uyması, varyansların homojen olması ve örnek sayısının 20'den fazla olması gerekmektedir. Bunlardan herhangi birine uygun olmayan verilerde ise parametrik olmayan testler kullanılmaktadır (Özdamar, 2002).

Korelasyon analizi ile iki farklı değişken arasındaki ilişkinin yönü ve şiddeti hakkında bilgi vermektedir. Pearson korelasyon analizi parametrik verilerde kullanılırken, Spearman korelasyon analizi ise parametrik olmayan verilerin analizinde kullanılmaktadır. Korelasyon katsayısı “r” ile gösterilir ve -1 ile +1 arasında bir değer alır. Burada ilişkinin yönünü “r”nin işareti, derecesini ise katsayının büyüklüğü belirlemektedir. Eksi değerler bir değişken artarken diğerinin azaldığının, artı değerler ise her iki değişkenin aldığı değerlerin birlikte artış ve azalış gösterdiğinin göstergesidir. Verilerin normal dağılıma uygunluğunu Kolmogorov Smirnov testi kullanılarak belirlenmektedir (Eymen, 2007).

Mann-Whitney U testi, parametrik “bağımsız gruplar t-testi”nin parametrik olmayan karşılığıdır. Normal dağılıma sahip olmayan populasyondan elde edilen verilerde iki grup karşılaştırması için kullanılmaktadır (Özdamar, 2002).

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

İstanbul Haliç’inde ortalama  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu midyelerde  $91.98 \pm 35.42$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ ,  $>63$   $\mu\text{m}$  parçacıklı sediment örneklerinde  $55.11 \pm 34.05$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  ve  $<63$   $\mu\text{m}$  parçacıklı sediment örneklerinde  $97.92 \pm 35.16$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  bulunmuştur. Midyelerde en yüksek aktivite Sirkeci istasyonunda  $161.71 \pm 4.00$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  ve en düşük aktivite Hasköy istasyonunda  $50.32 \pm 2.10$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak ölçülmüştür. Sedimentte ise  $>63$   $\mu\text{m}$  örneklerinde en yüksek Karaköy istasyonunda  $129.85 \pm 4.00$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ , en düşük Kasımpaşa istasyonunda  $14.19 \pm 1.40$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  ve  $<63$   $\mu\text{m}$  örneklerinde en yüksek Kasımpaşa istasyonunda  $162.01 \pm 3.60$  Bq  $\text{kg}^{-1}$ , en düşük Valide Sultan Köprüsü istasyonunda  $46.89 \pm 2.80$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak ölçülmüştür.

Çalışmamızda, midyede  $^{210}\text{Po}$  aktivitelerinin İstanbul Haliç’inin İstanbul Boğazı girişindeki istasyonlarda (Sirkeci ve Karaköy) daha yüksek olduğu, sedimentte ise Haliç’in orta kısımlarındaki istasyonlarda (Kasımpaşa ve Perşembe Pazarı) yüksek olduğu tespit edilmiştir. İstanbul Boğazı’ndaki akıntıların ve deniz trafiğinin çok fazla olması midyelerde birikimi etkileyen faktörlerin başında gelmektedir. Haliç’in iç kısımlarındaki durgun suya nazaran Sirkeci ve Karaköy istasyonlarında akıntılar ve deniz trafiği sebebiyle deniz suyu sürekli sirkülasyon halindedir. Midyelerin suyu süzerek beslenmelerinden dolayı Sirkeci ve Karaköy istasyonlarında daha fazla sürküle suyu süzdükleri, daha fazla beslendikleri ve dolayısıyla daha fazla polonyuma maruz kaldıkları düşünülmektedir. Sedimentte ise Haliç’in durgun su yapısı ve sedimentasyon oranının yüksek olması, İstanbul Boğaz’ında ise akıntılardan dolayı sedimentin taşınması nedeniyle Boğaz girişindeki istasyonlarda  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi Kasımpaşa ve Perşembe Pazarı istasyonlarından alınan sediment örneklerinden daha düşük bulunmasının nedeni olarak düşünülmektedir (Tablo 4.4, Şekil 4.1).

Ortalama  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerlerinin  $<63$   $\mu\text{m}$  sediment örneklerinde midyeye göre daha yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 4.5). Bu durum şu şekilde açıklanabilmektedir: Sediment denizel ortamın en son birikim yeridir. Suda bulunan aktivitenin asılı

partiküllerle dibe çökmesi, organizma atıklarını biriktirmesi ve ölü organizmalarda bulunan aktivitenin sedimentte toplanması sonucu midyelerde bulunandan daha fazla aktivite birikimine sebep olmaktadır. Ayrıca, midyeler sadece sınırlı yaşam süreleri boyunca radyonüklidleri alabilmektedir, buna karşın sedimentteki birikimin organizmalara göre daha kalıcı olmasının nedeni sedimentte biriken radyonüklidlerin ayrılmasının seyrelme ve ayrışma gibi yavaş ilerleyen işlemler sonucu olmasındandır (Cuculić ve diğ., 2006).

Haliç'in Boğaz bağlantısı (Sirkeci ve Karaköy) ile derelerin giriş yaptığı istasyonların (Miniatürk)  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerlerinin dünyada yapılan benzer çalışmalardaki değerlerle benzer veya daha düşük olduğu görülmektedir (Tablo 5.1, Tablo 5.2). Bu durumda çalışmanın yapıldığı dönemde Boğaz'dan ve derelerden gelen aşırı  $^{210}\text{Po}$  kirliliğine neden olacak herhangi bir kaynak olmadığı düşünülmektedir.

Kılıç ve Belivermiş (2013) İstanbul Boğazı ve İstanbul Haliç'indeki yaptıkları çalışmada midyede (*M. galloprovincialis*) ve sedimentte ağır metal konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Yaptıkları çalışma sonunda midyelerde ortalama Cr, Cu, Pb ve Zn değerlerini  $\mu\text{g g}^{-1}$  mertebesinde sırasıyla Balat istasyonunda 2.69, 10.35, 3.59, 183.3 ve Unkapanı istasyonunda 1.72, 13.33, 4.54, 180.7 bulmuşlardır. Total sedimentte ise Cr, Cu, Pb ve Zn değerlerini sırasıyla Balat istasyonunda 222.0, 476.8, 94.9, 614.1 ve Unkapanı istasyonunda 141.2, 522.8, 152.2 ve 584.7 ölçmüşlerdir. Sedimentte bulunan nispeten yüksek bu konsantrasyon değerlerinin nedeninin İstanbul Haliç'inin uzun süre maruz kaldığı endüstriyel kirlilik olduğunu vurgulamışlardır. Cu, Pb, Cd ve Zn başlıca metal endüstrisinden ve fosil yakıt kullanımından çevreye yayılmakta olup (Vernet, 1991; Çayır ve diğ., 2011), hava kirliliğinin göstergesi olan elementlerdir (Loppi ve diğ., 1997; Bargagli ve diğ., 2002). Bakırın kaynakları metal endüstrisi ve fosil yakıtlardır. Kurşunun temel kaynakları kurşunlu benzin kullanımı ve metal üretimidir. Haliç'te Cu, Pb ve Zn ağır metallerinin genellikle demir-çelik fabrikalarından yayıldığı bildirilmiştir (Tuncer ve diğ. 2001). Haliç sedimentinde bulunan Cu, Pb ve Zn konsantrasyonları nedeniyle şiddetli şekilde kirlenmiş olarak rapor edilmiştir (Ergin ve diğ., 1991; Saydam ve Salihoğlu, 1991). Tüm bunlar göz önüne alındığında evsel ve endüstriyel atıksular, tarım arazilerinden gelen drenaj suları, kent merkezine özellikle kış mevsiminde düşen ve derelerden yüzeysel akış ile ulaşan yağmur suları, derelerin



getirdiği kirletici maddeler ve deniz trafiği Haliç'in kirlilik kaynaklarını oluşturmaktadır.

Endüstriyel kaynaklı bu kirletici metaller daha önce yapılmış çalışmalarda sedimentte referans değerlere oranla oldukça yüksek bulunmuşken, bu çalışmada bulunan  $^{210}\text{Po}$  aktivitelerinin referans değerlere benzer olduğu görülmektedir. Bu bulgu,  $^{210}\text{Po}$  birikiminin Haliç'te Cu, Pb ve Zn birikimine neden olan endüstriyel kaynaklarla ilişkili olmadığını göstermektedir. Ayrıca polonyumun fiziksel yarı ömrünün kısa olması direkt olarak bu radyonüklidi deşarj eden endüstrinin neden olduğu birikimin ancak kısa vadede izlenebileceğini düşündürmektedir. Bununla beraber Pb kirliliğine neden olan atıklarda  $^{210}\text{Pb}$  da bulunabileceğinden  $^{210}\text{Po}$  oluşumuna neden olabilmektedir.

### **5.1. MİDYELERDE BULUNAN $^{210}\text{Po}$ AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI**

Midye, denize kıyısı olan ülkelerde yaşayan insanlar tarafından yaygın olarak tüketilen bir besin olması sebebiyle bu organizmalarda kirlilik düzeyleri ile ilgili çalışmalar önemli bir yer tutmaktadır. Bu kirleticiler içerisinde  $^{210}\text{Po}$  alfa partikülü yaydığı için tüketilen denizel organizmalarda  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarının tespiti ile ilgili çalışmalar birçok araştırmacı tarafından yapılmaktadır (Carvalho, 1995; Wildgust ve diğ., 1998; Stepnowski ve Skwarzec., 2000; Topçuoğlu, 2005; Meli ve diğ., 2008; Kılıç ve diğ., 2010; Uğur ve diğ., 2011).

İlkbahar ve sonbahar mevsimlerinin sonlarına doğru üreme dönemine giren midyelerin bu dönemlerde biyolojik aktiviteleri artmakta, beslenme faaliyetleri üst düzeye ulaşarak bünyelerine daha fazla besin maddesi almaktadırlar (Atayeter, 1991). Sonbahar ve kış döneminde artan yağış ve balıkçılık faaliyetlerinden dolayı suda çözülmüş halde bulunan  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi artmaktadır. Atmosferde bulunan radonun ( $^{222}\text{Rn}$ ) bozunum zincirinde oluşan  $^{210}\text{Po}$  kuru ve yaş depozisyonla sucul ortamlara gelmektedir. Yapılan çalışmalarda  $^{210}\text{Po}$  aktivitesinin sonbahar ve kış dönemlerinde arttığını ve denizel ortama  $^{210}\text{Po}$  girdisinde yağmurların etkili olduğunu belirtmişlerdir (Wildgust ve diğ., 1998; Connan ve diğ., 2007).

**Tablo 5.1:** Midyelerde  $^{210}\text{Po}$  ile ilgili çalışmalardan elde edilen bulgular

Literatür	Bölge	$^{210}\text{Po}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )
McDonald ve diğ.,1996	Monako	428 – 459
Ryan ve diğ., 1999	İrlanda	80 – 468
Uğur ve diğ., 2002	Ege Denizi	432 - 1344
Uğur ve diğ., 2002	İzmir Körfezi	91 – 280
Topçuoğlu, 2005	Karadeniz	9 - 55
Aközcan, 2009	Ege Denizi	227 – 2303
Aközcan, 2009	İzmir Körfezi	34 – 154
Kılıç ve diğ., 2010	İstanbul Boğazı ve Haliç'i	42– 166
Bu çalışma	İstanbul Haliç'i	50 – 162

Meli ve diğ. (2008) İtalya'nın Adriyatik Denizi'nin merkezi olan Marche Bölgesi'nde midyelerde (*M. galloprovincialis*) doğal radyasyon seviyelerini incelemişler ve halkın bu midyelerden aldığı yıllık dozu bulmuşlardır. Bu kapsamda,  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu  $149 \pm 58 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak bulunmuştur. Ayrıca,  $^{210}\text{Po}$  için halkın aldığı doz ise  $1.65 \times 10^{-2}$  ile  $9.20 \times 10^{-2} \text{ mSv yr}^{-1}$  arasında hesaplanmıştır.

Uğur ve diğ. (2002) tarafından Ege Denizi kıyılarında yapılan bir çalışmada *M. galloprovincialis* türü midyelerde  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarını  $52 \pm 6$  ile  $1344 \pm 108 \text{ Bq kg}^{-1}$  (k.a.) arasında değiştiği tayin edilmiştir. Çalışmalarında en yüksek  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarını Mayıs ayında Foça bölgesinden topladıkları midyelerde tayin etmişlerdir. Foça'da buldukları yüksek konsantrasyonların Aliğa ve İzmir çevresinde yer alan petrol ve diğer kimya endüstrilerini (Tüpraş, Petkim gibi) kapsayan kıyısız endüstri kuruluşlarına bağlı olabileceğini öne sürmüşlerdir. Bu tez çalışmasında, Ege Denizi'ndeki bazı istasyonlara oranla daha düşük  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları ölçülmüştür (Tablo 4.4 ve 5.1). Bu sonuç, Haliç yakınlarında Tüpraş, Petkim gibi kimya endüstrileri, kömür yakan enerji santralleri ve gübre fabrikaları bulunmaması ile açıklanabilmektedir.

Topçuoğlu (2005), Çernobil kazasından sonra Karadeniz ekosisteminin kirliliğini izlemek üzere üç yıl süren IAEA (Uluslararası Atom Enerjisi Kurumu) destekli bir proje kapsamında çeşitli balık, midye, makroalg ve sediment örnekleri toplamışlar ve bu

örneklerde  $^{137}\text{Cs}$  ve  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarını tayin etmişlerdir. Elde ettikleri sonuçlarda, midyelerin yumuşak dokularında  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonlarını  $9 - 55 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak bulmuşlardır.

Kılıç ve diğ. (2010) İstanbul Boğazı ve Haliç’inde yaptıkları çalışmada 5 istasyondan alınan midye ve sediment örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Bu çalışmada, Haliç istasyonlarından alınan sediment örneklerinde belirlenen  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları ( $230 \pm 11 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) midyedeki aktivite konsantrasyonlarından ( $166 \pm 17 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) daha yüksek olduğu bildirilmiştir. Bu tez çalışmasında ise midye ve sediment arasındaki  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerleri birbirine yakın bulunmuştur (Tablo 4.4, Şekil 4.1). Ayrıca, Kılıç ve diğ. (2010) yaptıkları çalışmada Haliç istasyonlarından (Balat ve Perşembe pazarı) alınan midye örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarını sırasıyla  $65 \pm 4$  ve  $42 \pm 4 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak bulmuşlardır. Çalışmamızda ise aynı istasyonlarda  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları sırasıyla  $86.10 \pm 2.9$  ve  $83.13 \pm 2.8 \text{ Bq kg}^{-1}$  olarak ölçülmüştür. Aynı çalışma alanında bulunan bu fark; örneklemelerin yapıldığı tarihlerdeki atmosferik olaylar ve deniz suyunun fiziko-kimyasal değerlerinin farklılıklarından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Kılıç ve diğ. (2012) Türkiye’nin tüm denizlerindeki belirledikleri istasyonlarda aktif ve pasif biyoizleme yoluyla *M. galloprovincialis* türü midyede  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. İstasyonlar ve  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerleri sırasıyla Bandırma,  $59.4 \pm 2.8$ ; Çanakkale,  $69.9 \pm 2.6$ ; Çıralı,  $243.3 \pm 5.1$ ; Ereğli,  $107.1 \pm 4.6$ ; Eskihisar,  $56.8 \pm 3.6$ ; Göcek,  $91.9 \pm 3.3$ ; Güllük,  $84.7 \pm 3.1$ ; İğneada,  $66.9 \pm 3.2$ ; İzmir,  $37.2 \pm 2.1$ ; Kabataş,  $99.0 \pm 4.7$ ; Karamürsel,  $149.7 \pm 4.8$ ; Kilyos,  $143.9 \pm 5.2$ ; Menekşe,  $64.0 \pm 3.7$ ; Pazar,  $221.1 \pm 6.3$ ; Sinop,  $279.6 \pm 6.0$ ; Tarabya,  $168.5 \pm 4.9$ ; Tekirdağ,  $26.3 \pm 3.4$ ; Tirebolu,  $212.4 \pm 6.2$ ; Yumurtalık,  $88.2 \pm 2.9$  ve Ünye,  $169.1 \pm 6.2 \text{ Bq kg}^{-1}$  ‘dir. Bu tez çalışmasına kıyasla midyede Karadeniz ve Marmara Denizlerindeki istasyonlarda daha fazla ve/veya aynı düzeylerde  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi ölçülmüştür. Ege ve Akdeniz sahillerindeki istasyonlarda ise daha düşük ve/veya aynı düzeylerde (Kemer-Çıralı hariç)  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi belirlenmiştir. Bunun sebebi, Karadeniz ve Marmara Denizi’ne kıyasla Ege Denizi ile Akdeniz’in deniz suyu tuzluluk ve sıcaklık değerlerinin daha yüksek olması nedeniyle midyeler için optimum büyüme imkanlarının

kısıtlı olması şeklinde düşünülmektedir. Aynı zamanda, atmosferik olaylar, akıntılar ve çevre şartları da  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidinin birikiminde önemli rol almaktadır.

Yapılan çalışmalarda suyun fiziko-kimyasal parametreleri (sıcaklık, tuzluluk, çözünmüş oksijen ve pH değeri) ve mevsimlere bağlı olarak meydana gelen üreme dönemi gibi çevresel faktörlerin ve biyolojik aktivitelerin midyede radyonüklid birikimi üzerinde etkili olduğu vurgulanmıştır (Wildgust ve diğ., 1998; Connan ve diğ., 2007; Kılıç ve diğ., 2010).  $^{210}\text{Po}$ 'un tuzluluk konsantrasyonu yüksek ve düşük pH değerlerinde ( $\text{pH}<5$ ) oldukça hareketli olduğu belirtilmiştir (Dickson ve Herczeg, 1992). Çalışmamızda ise, midye içi dokularında  $^{210}\text{Po}$  ile pH, sıcaklık, tuzluluk ve çözünmüş oksijen aralarında korelasyon analizi yapılmıştır (Tablo 4.6).  $^{210}\text{Po}$  ile pH, çözünmüş oksijen ve tuzluluk arasında sırasıyla 0.74, 0.83 ve 0.84 gibi anlamlı korelasyon katsayıları bulunmuştur (Tablo 4.6). Bununla birlikte,  $^{210}\text{Po}$  ile sıcaklık arasında herhangi bir ilişki tespit edilememiştir (Tablo 4.6). Suyun fiziko-kimyasal parametreleri ile  $^{210}\text{Po}$  arasında ilişkilerin daha detaylı araştırılması için çalışılan alanda yoğun bir örnekleme yaparak ya da laboratuvar ortamında bahsedilen fiziko-kimyasal parametrelerin farklı değerleri ile çalışılan organizmada  $^{210}\text{Po}$  biyobirikim deneyleri yaparak değerlendirmenin daha anlamlı sonuçlar vereceği düşünülmektedir. Ayrıca deniz suyunun fiziko-kimyasal özellikleri su sütunundaki  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi üzerinde dolaysız olarak etkiliyken, sediment ve biyotadaki  $^{210}\text{Po}$  aktivitesi üzerinde dolaylı etkileri vardır.

Bu çalışmada midye örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları üzerinde sediment örneklerinin  $<63\ \mu\text{m}$  ve  $>63\ \mu\text{m}$  fraksiyonları açısından bir fark olup olmadığı parametrik olmayan test (*Mann-Whitney U Test*) ile incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre midye örnekleri ile sedimentin  $>63\ \mu\text{m}$  fraksiyonu arasındaki  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonları ( $p= 0.031$ ;  $p<0.05$ ) arasındaki fark istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Midye örnekleri ile sedimentin  $<63\ \mu\text{m}$  fraksiyonu arasındaki  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonları ( $p= 0.717$ ;  $p>0.05$ ) arasındaki fark istatistiksel olarak anlamsız bulunmuştur.

## 5.2. SEDİMENTTE BULUNAN <sup>210</sup>Po AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI

Sedimentlerde bulunan <sup>210</sup>Po konsantrasyonları; suda askıdaki materyallere tutunan çözünebilir <sup>210</sup>Pb'un ayrışma miktarına, fosfatlı gübre endüstrileri tarafından ortaya çıkan atık seviyesine, sedimentin tanecik boyutu ve organik madde seviyelerine bağlı olarak değişim göstermektedir (Saito ve Cunha, 1997; Narayana ve Rajashekara, 2010).

Radyonüklidlerin sedimentte birikiminin sedimentin partikül boyutunun küçülmesi ile birlikte arttığı vurgulanmıştır (Shahul ve diğ., 2001; Tsabaris ve diğ., 2007; Kılıç ve diğ., 2010; Kılıç ve Çotuk, 2011). Shahul ve diğ. (2001) Hindistan'ın güney doğu kıyısında yer alan Palk Strait bölgesinde yaptıkları bir çalışmada biyotik (plankton, çeşitli türde makroalg, yumuşakça ve balıklar) ve abiyotik (sediment ve deniz suyu) bileşenlerdeki <sup>210</sup>Po ve <sup>210</sup>Pb'un biyobirikimlerini incelemişlerdir. Yapmış oldukları bu çalışmada 50 µm ile 900 µm arasında değişen 6 farklı boyutta sediment örneği incelemişler ve 200 ile 900 µm arasındaki sedimentlerde <sup>210</sup>Po konsantrasyonunu 5.7 ile 24 Bq kg<sup>-1</sup> aralığında değişim gösterdiğini bulmuşlardır. En yüksek <sup>210</sup>Po konsantrasyonunu ise 50 µm'lik partikül boyutunda 164 Bq kg<sup>-1</sup> olarak tayin etmişlerdir. Bu durum <sup>210</sup>Po'un daha küçük sediment partiküllerinde birikme eğiliminde olduğunu göstermektedir.

Bu tez çalışmasında <63 µm partiküllü sediment fraksiyonunda ölçülen <sup>210</sup>Po aktivite konsantrasyonları >63 µm partiküllü sediment fraksiyonundan daha yüksek olarak bulunmuştur (Tablo 4.4). Bu durum şu şekilde açıklanabilir; sedimentlerde küçük partiküller, çeşitli organik maddelerden ve farklı tipteki kil minarellerinden oluşmaktadır. Küçük partiküllerde oldukça fazla bulunan kil minarelleri ve organik madde, yüksek bir katyon değişim kapasitesine sahiptirler. Aynı zamanda birim kütle başına oluşturdukları yüzey alanı büyük partiküllere oranla daha fazladır. Bu nedenle, ortamda bulunan katyonlar küçük partiküllü fraksiyonlara basit bir şekilde ve daha fazla bağlanabilmektedirler (Borden ve Giese, 2001; Narayana ve Rajashekara, 2010).

Sedimentte organik birikimi ile <sup>210</sup>Po birikimi arasındaki ilişkiyi gösteren en belirgin bulgu Kasımpaşa istasyonunda görülmektedir. Tüm örnekleme istasyonları arasında

organik madde miktarı <63 ile >63 µm arasında en büyük fark Kasımpaşa istasyonunda görülürken, yine tüm istasyonlar arasında <63 ile >63 µm arasındaki en büyük <sup>210</sup>Po birikimi farkı da Kasımpaşa istasyonunda görülmektedir. Şöyle ki; Kasımpaşa istasyonunda <63 µm sedimentte organik madde oranı 7.63, >63 µm sedimentte 3.21'dir. Aynı istasyonda <63 µm sediment <sup>210</sup>Po aktivitesi 162 Bq kg<sup>-1</sup>, >63 µm sedimentte ise 14.19 Bq kg<sup>-1</sup>'dir.

Sedimentin <63 µm partiküllü kısmı genellikle kısa vadede çökelmiş canlı ve cansız madde kalıntılarını ve atmosferden çökelen kuru ve nemli birikimi içerirken, >63 µm - 2 mm partiküllü kısımda sedimentin ana kayaçlarının parçalanması ile oluşan partiküller daha fazla bulunmaktadır. Bu tez çalışmasında sedimentin >63 µm - 2 mm partikül fraksiyonunda nispeten yüksek <sup>210</sup>Po konsantrasyonlarına rastlanmaması Haliç sedimentinde <sup>238</sup>U serisine ait radyonüklidlerin bolca bulunmadığını göstermektedir.

Shaheed ve diğ. (1997) Hindistan'ın Kaveri Nehri'nde yaptıkları çalışmada deniz suyu, sediment ve biyotada <sup>210</sup>Po aktivite düzeylerini araştırmışlardır. Sedimentte <sup>210</sup>Po düzeyleri 14.44 ± 2.22 Bq kg<sup>-1</sup> ile 26.49 ± 4.12 Bq kg<sup>-1</sup> arasında bulunmuştur. Sedimentte, deniz suyu ve biyotaya oranla daha yüksek <sup>210</sup>Po aktivite konsantrasyonu bulunmasını, sedimentte bulunan organik kirliliğe ve partikülden kaynaklandığını öne sürmüşlerdir.

Denizlere ve okyanuslara giriş yapan <sup>210</sup>Po, adsorbsiyon ile su kütlelerinden organik parçacık yüzeylerine geçer ve fitoplankton, zooplankton gibi organizmalar ile organik madde miktarı yüksek olan sedimentte birikime uğrar (IAEA, 1995). Yapılan çalışmalarda da <sup>210</sup>Po'un organik madde bulunan sedimentte daha fazla biriktiği gösterilmiştir (Stewart ve diğ., 2007; Sirelkhatim ve diğ., 2008; Narayana ve Rajashekara, 2010). Narayana ve Rajashekara (2010) yaptıkları çalışmada, Sharavathi nehrinde elde ettikleri sediment örneklerinde <sup>210</sup>Po ve organik madde arasında 0.64 düzeyinde anlamlı bir korelasyon katsayısı bulmuştur. Stewart ve diğ. (2007) Akdeniz'de sediment tuzağından topladığı sedimentasyon yapan materyalde <sup>210</sup>Po ve organik madde arasında 0.68 değerinde yüksek ve anlamlı bir korelasyon katsayısı bulmuştur. Bu tez çalışmasında ise sedimentte <sup>210</sup>Po ve organik madde arasında yapılan Pearson korelasyon analizi sonucunda korelasyon katsayısı 0.51 olarak bulunmuştur.

Vaaramaa ve diğ. (2010) organik madde tarafından  $^{210}\text{Po}$ 'un önemli miktarda tutulmasının; organik yapıların katyon değişim kapasitesinin yüksek olmasından kaynaklandığını ve bunun nedeninin ise özellikle hümik yapılardaki karboksil gruplarından ileri geldiği şeklinde vurgulamışlardır.

Narayana ve Rajashekara (2010) yaptıkları çalışmada sedimentin fiziko-kimyasal parametrelerinden olan organik maddenin  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidini tutmada etkili olduğunu ancak buna karşın yaptıkları korelasyon analizi sonucu sedimentin pH değerinin  $^{210}\text{Po}$  birikimi üzerinde herhangi bir etkisinin gözlenmediğini bildirmişlerdir. Benzer şekilde bu tez çalışmasında da  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları ile pH değerleri arasında anlamlı bir paralellik tespit edilmemiştir.

**Tablo 5.2:** Sedimentte  $^{210}\text{Po}$  ile ilgili çalışmalardan elde edilen bulgular

Literatür	Bölge	$^{210}\text{Po}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )
Boisson ve diğ., 2001	Ege Denizi	60– 100
Uğur ve diğ., 2003	Ege Denizi	20 – 166
Saçan, 2004	İzmir Körfezi	86 – 313
Gönülalan, 2006	Ege Denizi	20 – 38
Kılıç ve diğ., 2010	İstanbul Boğazı ve Haliç'i	49 – 230 (<63 µm)
Bu çalışma	İstanbul Haliç'i	47 – 162 (<63 µm) 14 – 130 (>63 µm)

Saçan (2004), İzmir Körfezi'nden topladığı yüzey sedimentlerinde aylık olarak  $^{210}\text{Po}$  ve  $^{210}\text{Pb}$  konsantrasyonlarını tayin etmiş ve  $^{210}\text{Po}$ 'un aktivite konsantrasyonlarını  $86 \pm 9 - 313 \pm 17$  Bq kg<sup>-1</sup> olarak bulmuştur. Saçan, Karşıyaka Liman civarında tayin ettiği aktivite konsantrasyonlarının Çiğli ve Melez'e göre daha yüksek olduğunu bulmuştur. Bu durumun körfez içerisindeki akıntı sisteminde kaynaklanabileceğini ve dolayısıyla bu akıntılarla gelen her türlü organik ve inorganik maddenin bu bölgeye taşınımı ve sedimentte birikiminin olabileceğini öne sürmüştür.

Saçan ve diğ. (2010) Ege Denizi'nin İzmir Körfezi'nde bir yıl boyunca aylık olarak yaptıkları çalışmada 3 istasyonda sedimentte  $^{210}\text{Po}$  ve  $^{210}\text{Pb}$  aktivite düzeylerini araştırmışlardır.  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonu  $43 \pm 6$  ile  $132 \pm 12$  Bq kg<sup>-1</sup> arasında,

$^{210}\text{Pb}$  aktivite konsantrasyonunu ise  $27 \pm 5$  ile  $91 \pm 9$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  arasında bulmuşlardır.  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  aktivite oranlarını çoğunlukta 1'den büyük hesaplamışlardır. Bu durumda  $^{210}\text{Po}$ 'un sadece  $^{210}\text{Pb}$ 'dan kaynaklı değil başka kaynaklardan da ortama girdiğini vurgulamışlardır.

Bu çalışmada sediment örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları birikimi üzerinde  $<63 \mu\text{m}$  ve  $>63 \mu\text{m}$  fraksiyonları açısından bir fark olup olmadığı parametrik olmayan test (*Mann-Whitney U Test*) ile incelenmiştir. Sedimentte elde edilen sonuçlara göre iki fraksiyonu açısından  $^{210}\text{Po}$  konsantrasyonları ( $p= 0.006$ ;  $p<0.05$ ) arasındaki fark istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Küçük partiküller organik madde ve kil minerallerinden oluşmaktadır.  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidini tutmada organik madde ve kil minarellerinin etkili olduğu yapılan çalışmalarda tespit edilmiştir (Narayana ve Rajashekara, 2010; Vaaramaa ve diğ., 2010).

Kılıç ve diğ. (2010) İstanbul Boğazı ve Haliç'inde yaptıkları çalışmada 5 istasyondan alınan midye ve sediment örneklerinde  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarını belirlemiştir. Bu çalışmada, Haliç istasyonlarından (Balat ve Perşembe Pazarı) alınan sediment örneklerinde ( $<63 \mu\text{m}$ )  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları sırasıyla 113 ve 230 Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak bulunmuştur. Çalışmamızda ise aynı istasyonlarda  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları sırasıyla  $84.74 \pm 2.6$  ve  $156.38 \pm 6.8$  Bq  $\text{kg}^{-1}$  olarak ölçülmüştür. Aynı çalışma alanında bulunan bu fark; örnekleme yapıldığı tarihteki atmosferik olaylar, sedimentte bulunan organik madde miktarı ile partikül boyutları, deniz suyunun fiziko-kimyasal değerleri ve akıntı farklılıklarından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Dünya genelinde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında bu tez çalışmasında bulunan  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonları, literatürde bulunan  $^{210}\text{Po}$  aktivite değerlerine yakın olduğu görülmektedir (Tablo 5.2).



## Sonuçlar

1. Bu çalışmada, sediment ve midyelerde  $^{210}\text{Po}$ 'un belirlenen aktivite konsantrasyonlarının literatürde bulunan değerlerden daha düşük ve bu değerlere yakın olduğu tespit edilmiştir.
2. Sedimentin  $<63 \mu\text{m}$  partiküllü fraksiyonda ölçülen  $^{210}\text{Po}$  aktivite konsantrasyonlarının  $>63 \mu\text{m}$  partiküllü fraksiyonda ölçülen değerlerden daha anlamlı olarak yüksek olduğu gözlemlenmiştir.
3. Sedimentte bulunan organik maddenin  $^{210}\text{Po}$  radyonüklidini tutmada anlamlı olduğu belirlenmiş olup pH'ın birikim üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığı tespit edilmiştir.
4. Genel olarak bakıldığında midyede bulunan aktivite konsantrasyonlarının sedimentin  $<63 \mu\text{m}$  partiküllü fraksiyonunda bulunan aktivite konsantrasyonlarına yakın,  $>63 \mu\text{m}$  partiküllü fraksiyondan ise daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir.
5. Çalışılan alanda bulunan  $^{210}\text{Po}$  aktivite seviyeleri ekolojik ve biyolojik bakımdan herhangi bir risk oluşturmamakla birlikte, Haliç'te ilk kez yaygın olarak yapılan örneklemelemlerle elde edilmiş bu verilerin ileride yapılacak çalışmalara referans olma niteliği bulunmaktadır.

## KAYNAKLAR

- AKÖZCAN, S., 2009, Didim ve İzmir Körfezi Sediment, Deniz Suyu ve Farklı Deniz Organizmalarında Bazı Radyonüklid ve Ağır Metal Düzeylerinin İzlenmesi, Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, İzmir.
- ALAM, M.N., CHOWDHURY, M.I., KAMAL, M., GHOSE, S., MATIN, A.K.M.A., FERDOUSI, G.S.M., 1999, Radionuclide concentrations in mussels collected from the southern coast of Bangladesh, *Journal of Environmental Radioactivity*, 47, 201-212.
- ALAM, L. and MOHAMED, C.A.R., 2011, A mini review on bioaccumulation of  $^{210}\text{Po}$  by marine organisms, *International Food Research Journal*, 18, 1-10.
- ALBERTS, J.J., TILLY, L.J., VIGERSTAD, T.J., 1979, Seasonal cycling of cesium-137 in a reservoir, *Science* Vol., 203, 649– 651.
- ANGELO, R.T., CRINGAN, M.S., CHAMBERLAIN, D.L., STAHL, A.J., HASLOUER, S.G., GOODRICH, C.A., 2007, Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA), *Science of Total Environment*, 384, 467–496.
- ARTÜZ, M.I. ve KORKMAZ, K., 1976, Haliç'in kirlenmesinde su hareketlerinin rolü, Haliç Sorunları ve Çözüm Yolları Ulusal Sempozyumu, 11-13 Şubat 1976. Boğaziçi Üniversitesi, 75-96.
- ATAYETER, S., 1991, Anadolu Kavağı yöresi midye türünde (*M. galloprovincialis*, Lamarck, 1819) bazı ağır metal birikimlerinin belirlenmesi, Ankara Üniv., Fen Bilimleri Ens., Su Ürünleri Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- ATSDR, 2011, Priority List of Hazardous Substance, Division of Toxicology and Environmental Medicine.
- BARGAGLI, R., MONACI, F., BORGHINI, F., BRAVI, F., AGNORELLI, C., 2002, Mosses and Lichens as Biomonitors of Trace Metals. A Comparison Study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a Former Mining District in Italy, *Environ. Pollut.*, 116, 279-87.
- BAŞTÜRK, A., ÖZTÜRK, M., ERDEN, Ş., DİNÇER, İ., 2001, Haliç'te rehabilitasyon projesi. Haliç 2001 Sempozyumu, İstanbul, 1-20.

- BIRD, G.A., SCHWARTZ, W.J., MOTYCKA, M., ROSENRETER, J., 1998, Behavior of  $^{60}\text{Co}$  and  $^{134}\text{Cs}$  in a Canadian Shield lake over 5 years, *Science of the Total Environment*, 212, 115-135.
- BOISSON, F., MIGUEL, J.C., COTRET, O., FOWLER, S.W., 2001,  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  cycling a hydrothermal vent zone in the coastal Aegean Sea, *The Science of Total Environment*, 222, 55-61.
- BORDEN, D. and GIESE, R.F., 2001, Baseline studies of the clay minerals society source clays: Cation exchange capacity measurements by the ammonia-electrode method, *Clays and Clay Minerals*, 49, 444-445.
- BOU-RABEE, F. and BERN, H., 1997, Natural radionuclides and cesium-137 content in Arabian Gulf bottom sediments, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 222, 219-221.
- CARPENTER, R., 1997, Interactions of radionuclides with sediments and suspended particles, Training Course Series No. 7, IAEA, Vienna, 83-103.
- CARVALHO, F.P., 1995,  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  intake by the Portuguese population: The concentration of seafood in the dietary intake of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$ , *Health Physics*, 69, 469-480.
- CHERRY, R.D. and SHANNON, L.V., 1974, The alpha radioactivity of marine organisms, *Atom Energy Rev.*, 12, 1-45.
- CONNAN, O., GERMAIN, P., SOLIER, R., GOURET, G., 2007, Variations of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in various marine organisms from Western English Channel: contribution of  $^{210}\text{Po}$  to the radiation dose, *Journal of Environmental Radioactivity*, 97, 168-188.
- CUCULIĆ, V., CUKROV, N., BARISIC, D., MLAKAR, M., 2006, Uranium in sediments, mussels (*Mytilus sp.*) and seawater of the Krka river estuary, *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 50-70.
- CURIE, P. and SLODOWSKA-CURIE, M., 1898, Sur une Nouvelle Substance Radioactive Contenu dans la Pechblende. In: C. R. Acad., *Sci. Paris*, 127, 175.
- ÇAYIR, A., BELİVERMİŞ, M., KILIÇ, Ö., COŞKUN, M., COŞKUN, M., 2011, Heavy Metal and Radionuclide Levels in Soil around Afsin-Elbistan Coal-Fired Thermal Power Plants, Turkey, *Environ. Earth Science*, DOI 10.1007/s12665-012-1561-y.
- DICKSON, B.L. and HERCZEG, A.L., 1992, Naturally-occurring radionuclides in acid-saline groundwaters around lake Tyrrell, Victoria, *Chemical Geology*, 96, 95-114.

- ERGİN M., SAYDAM, C., BAŞTÜRK, O., ERDEM, E., YORUK, R., 1991, Heavy-metal Concentrations in Surface Sediments from the two Coastal Inlets (the Golden Horn Estuary and İzmit Bay) of the Northeastern sea of Marmara, *Chem. Geol.*, 91, 269-85.
- EYEMEN, U.E., 2007, SPSS Kullanma Kılavuzu, İstatistik Merkezi, Yayın No: 1.
- FLYNN, W.W., 1968, The Determination of low levels of Polonium-210 in environmental materials, *Anal. Chim. Acta.*, 43, 221-227.
- FOWLER, S.W., 2011, <sup>210</sup>Po in the marine environment with emphasis on its behaviour with in the biosphere, *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 448-461.
- FRANGIPANE, G., PISTOLATO, M., MOLINALORI, E., GUERZONI, S., TAGLIAPIETRA, D., 2009, Comparison of loss on ignition and thermal analysis stepwise methods for determination of sedimentary organic matter, *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 24-33.
- GERMAIN, P., LECLERC, G., SIMON, S., 1995, Transfer of polonium-210 into *M. edulis* (L.) and *Fucus vesiculosus* (L.) from the Baie de Seine (Channel coast of France), *Sci. Total Environ.*, 164, 109-123.
- 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.
- GOLTERMAN, H.L., SLY, P.G., THOMAS, R.L., 1983, Study of The Relationship Between Water Quality and Sediment Transport, UNESCO Technical Papers in Hydrology No 26, France.
- GOUVEA, R.C., 1985, *Perna perna* (Linnaeus,1978): Bioindicator of marine radioactive pollution, *Atomindex*, 16, 10.
- GÖNÜLALAN, F., 2006, Ege Denizi kıyı sedimentlerinde denge üstü radyoaktif kurşun birikiminin alfa ve gama spektroskopisi ile incelenmesi, Ege Üniv., Fen Bil. Ens., Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- GÜVEN, C.K., ÜNLÜ, S., CUMALI, S., NESİMİGİL, F., ÇİFTÇİ, P.S., 2005, Oil Pollution of the Black Sea, Turkish Straits System and Golden Horn in 1997-2003, *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 11, 243-270.
- GÜVEN, K.C. ve ÖZTÜRK, B., 2005, Deniz Kirliliği, İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü ve Su Ürünleri Fakültesi Yayın No:20.
- HAMEED, P.S., SHAHEED, K., SOMASUNDARAM, S.S.N., IYENGAR, M.A.R., 1997, A study of polonium-210 distribution aspectsin the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, *India. Environmental Pollution*, 95, 371-377.

HODA, I., EL-REEFY, T.S., TAREK, E., HUSSEIN, M.B., 2010, Distribution of Gamma-ray Emitting Radionuclides in the Marine Environment of the Burullus Lake: II Bottom Sediments, *Environ. Monit. Assess.*, 169, 273-84.

<http://www.awi.de> (Eriřim tarihi: 13 Mayıs 2013)

IAEA, 1995, Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MRA DOS), IAEA-TECDOC-838, International Atomic Energy Agency.

JOHN, E., 2001, Nature's Building Blocks, *New York: Oxford University Press*, 330-332.

KILIÇ, Ö., 2010, İstanbul Boğazı ve Haliç Biyota ve Sedimentinde Radyonüklid Analizi, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Radyobiyooloji Programı, İstanbul.

KILIÇ, Ö., BELİVERMİŞ, M., TOPÇUOĞLU, S., ÇOTUK, Y., UĞUR, A., ÖZDEN, B., 2010, Radioactivity Concentrations in The Surface Sediment and Mussel Samples from the Bosphorus and The Golden Horn, Turkey, *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 39.

KILIÇ, Ö. ve ÇOTUK, Y., 2011, Radioactivity Concentrations in Sediment and Mussel of Bosphorus and Golden Horn, *J. Radioanal. Nucl. Ch.*, 289, 627-35.

KILIÇ, Ö., ÇOTUK, Y., BELİVERMİŞ, M., GÖZEL, F., KALAYCI, G., SEZER, N., 2012, Türkiye denizel ortamında yapay ve doğal radyonüklidlerin akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) kullanılarak aktif ve pasif monitoring yoluyla belirlenmesi projesi ara raporu.

KILIÇ, Ö. and BELİVERMİŞ, M., 2013, Spatial and Seasonal Distribution of Trace Metal Concentrations in Mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and Sediment of Bosphorus and Golden Horn, *Bulletin of Environmental Toxicology*, Baskıda.

KIM, C., MARTIN, P., FAJGELJ, A., 2008, Quantification of measurement uncertainty in the sequential determination of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  by liquid scintillation counting and alpha-particle spectrometry, *Accreditation and Quality Assurance*, 13, 691-702.

KOCATAŞ, A. ve BİLECİK, N., 1992, Ege Denizi ve Canlı Kaynakları, Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Bodrum.

LIGERO, R.A., FERIA, F., CASAS-RUIZ, M., CORREDOR, C., 2006, Diffusion of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{40}\text{K}$  Radionuclides Reproduced in Underwater Sedimentary Columns in Laboratory, *J. Environ. Radioactiv.*, 87, 325-34.

LOPPI, S., NELLI, L., ANCORA, S., BARGAGLI, L., 1997, Passive Biomonitoring of Trace Elements by means of Tree Leaves, Epiphytic Lichens and Bark Substrate, *Environ. Monit. Assess.*, 45, 81-8.

- MALINS, D.C., MCCHAIN, B.B., MYERS, M.S., BROWN, D.W., SPARKS, A.K., MARATO, J.F, 1984, Toxic chemicals and abnormalities in fish and shellfish from Urban Bays of Puget Sound, *Marine Environment Research*, 14, 527–528.
- MANAHAN, S.E., 1977, Environmental Chemistry, Second Edition, Boston: Williard Press.
- MANAN, M., 2008, Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region, *Environmental Pollution*, 153, 176-183.
- MATTHEWS, K.M., KIM, C.K., MARTIN, P., 2007, Determination of  $^{210}\text{Po}$  in Environmental Materials: A Review of Analytical Methodology, *Appl. Radiat. Isot.*, 65, 267–279.
- MCDONALD, P., BAXTER, M.S., SCOTT, E.M., 1996, Technological enhancement of naturel radionuclides in the marine environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, 32, 67-90.
- MELI, M.A., DESIDERI, D., ROSELLI, C., FEDUZI, L., 2008, Natural radioactivity in the mussel *M. galloprovincialis* derived from the Central Adriatic Sea (Italy), *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 71, 1270–1278.
- MELI, M.A., DESIDERI, D., PENNA, A., RICCI, F., PENNA, N., ROSELLI, C., 2012,  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  Concentration in Environmental Samples of the Adriatic Sea, *Int. J. Environ. Res.*, 7, 51-60.
- MISITANO, D.A., CASILLAS, E., HALEY, C.R., 1994, Effects of contaminated sediments on viability, length, DNA and protein content of larval surf smelt *Hypomesus Pretiosus*, *Marine Environmental Research*, 37, 1- 21.
- MUBIANA, V.K., QADAH, D., MEYS, J., BLUST, R., 2005, Temporal and spatial trends in heavy metal concentrations in the marine mussel *M. edulis* from the Western Scheldt estuary (The Netherlands), *Hydrobiologia*, 540, 167-180.
- NARAYANA, Y. and RAJASHEKARA, K.M., 2010, Study of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in the riverine environments of coastal Karnataka, *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 468–471.
- ÖZDAMAR, K., 2002, Paket Programlar İle İstatistiksel Veri Analizi 1, Eskişehir, Kaan Kitabevi.
- PARFENOV, Y.D., 1974, Polonium-210 in the environment and in the human organism, *Atomic Energy Rev.*, 12, 75-143.
- PEIRSON, D.H., CAMBRAY, R.S., SPICER, O.S., 1966, Lead-210 and Polonium-210 in the atmosphere, *Tellus*, 18, 423.

- PHILLIPS, D.J.H., 1980, Quantitative aquatic biological indicators, London: Applied Science Publishers, Qasim, S.Z., Parulekar, A.H., Harkantra, S.N., Ansari, Z.A., Nair, A., 1977, Aquaculture of green mussel *Mytilus viridis* L: Cultivation on ropes from floating rafts, *Indian Journal of Marine Science*, 6, 15-25.
- RYAN, T.P., DOWDALL, A.M., MCGARRY, A.T., POLLARD, D., CUNNINGHAM, J.D., 1999,  $^{210}\text{Po}$  in *M. edulis* in the Irish marine environment, *Journal of Environment Radioactivity*, 43, 325-342.
- SAÇAN, S., 2004, İzmir Körfezi yüzey sedimentlerinde ve kara midye (*M. galloprovincialis* L.1758)'de  $^{210}\text{Pb}$  ve  $^{210}\text{Po}$  birikiminin periyodik araştırılması, Ege Üniv., Fen Bil. Ens., Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- SAÇAN, S., UĞUR, A., SUNLU, U., BÜYÜKİŞİK, B., AKSU, M., SUNLU, F.S., 2010, The  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  Levels in Surface Sediment Samples in The Izmir Bay (Aegean Sea-Turkey), *Environ. Monit. Assess.*, 161, 575-82.
- SAITO, R.T. and CUNHA, I.I.L., 1997, Analysis of  $^{210}\text{Po}$  in marine samples, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 220, 117-119.
- SARIN, M.M., KRISHNASWAMI, S., RAMESH, R., SOMAYAJULO, B.L.K., 1994,  $^{238}\text{U}$  decay series nuclides in the northeastern Arabian Sea, scavenging rates and cycling processes, *Continental Shelf Research*, 14, 251-265.
- SAYDAM, A.C. and SALİHOĞLU, I., 1991, Elemental Pollution of the Golden Horn Surface Sediments, *Toxicological and Environmental Chemistry*, 31, 167-75.
- SHAHEED, K., SOMASUNDARAM, S.S.N., SHAHUL, HAMEED, P., IYENGAR, M.A.R., 1997, A study of polonium-210 distribution aspects in the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, India, *Environmental Pollution*, 95, 371-377.
- SHAHUL, HAMEED, P., SHAHUL, HAMEED, M.M., RAVIKUMAR, S., MASILAMANI, V., 2001, A comparative study on the distribution of polonium-210 in the ecosystem of Athangarai estuary (Palk Strait) and Punnaikayal estuary (Gulf Mannar), *Proc. Nat. Sem. Atom. Energ. Ecol. Environ.*, Jamal Ohamed College, Trichy, 135-142.
- SIRELKHATIMD, A., SAM, A.K., HASSONA, R.K., 2008, Distribution of  $^{226}\text{Ra}$ - $^{210}\text{Pb}$ - $^{210}\text{Po}$  in marine biota and surface sediments of the Red Sea, Sudan, *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, 1825-1828.
- STEPNOWSKI, P. and SKWARZEC, B., 2000, A comparison of  $^{210}\text{Po}$  accumulation in mollusks from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland, *Journal of Environmental Radioactivity*, 49, 201-208.

- STEWART, G., COCHRAN, K., XUE, J., LEE, C., WAKEHAM, S.G., ARMSTRONG, A., MASQUE, C.P., MIQUEL, J.C., 2007, Exploring the connection between  $^{210}\text{Po}$  and organic matter in the northwestern Mediterranean, *Deep-Sea Research*, 54, 415-427.
- TEKSÖZ, G., YETİŞ, Ü., TUNCEL, G., BALKAS, T.I., 1991, Pollution Chronology of the Golden Horn Sediments, *Mar. Pollut. Bull.*, 22, 447-51.
- TEZCAN, S.S. and DURGUNOĞLU, H.T., 1977, The Golden Horn Master Plan and Final Application Report, Bogazici University, Istanbul.
- TOPÇUOĞLU, S., 2005, Denizlerin Radyoaktif Kirliliği (VI. Bölüm), Deniz Kirliliği, Tüdev Yayınları, İstanbul, 21, 512.
- TSABARIS, C., ELEFThERIOU, G., KAPSIMALIS, V., ANAGNOSTOU, C., VLASTOU, R., DURMISHI C., KEDHI, M., KALFAS, C.A., 2007, Radioactivity levels of recent sediments in the Butrint Lagoon and the adjacent coast of Albania, *Applied Radiation and Isotopes*, 65, 445-453.
- TUNCER, G., TUNCEL, G., BALKAS, T.I., 2001, Evolution of Metal Pollution in the Golden Horn (Turkey) Sediments between 1912 and 1987, *Mar. Pollut. Bull.*, 42, 350-60.
- UĞUR, A., 1998, Gökova Körfezi deniz sediment korlarında radyoaktif Pb, Po, Ra, Cs, Am ve Pu izotoplarının dağılımının incelenmesi, sedimentasyon hızı ve tarihleme çalışmalarında kullanılması, Ege Üniv., Fen Bil. Ens., Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- UĞUR, (TANBAY) A. and YENER, G., 2001, Accumulation rates and sediment deposition in the Gökova Bay in Aegean Sea Turkish Coast, *Applied Radiation and Isotopes*, 55, 581-588.
- UĞUR, A., YENER, G., BAŞSARI, A., 2002, Trace metals and  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  concentrations in mussels (*M. galloprovincialis*) consumed at western Anatolia, *Applied Radiation and Isotopes*, 57, 565-571.
- UĞUR, A., MIQUEL, J.C., FOWLER, S.W., APPLEBY, P., 2003, Radiometric dating of sediment cores from a hydrothermal vent zone off Milos Island in the Aegean Sea, *The Science of the Total Environment*, 307, 203-214.
- UĞUR, A., ÖZDEN, B., FİLİZOK, I., 2011, Determination of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  concentrations in atmospheric deposition in İzmir (Aegean sea - Turkey), *Atmos. Environ.*, 45, 4809-4813.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 2000, Sources and Biological Effects of Ionising Radiation, Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources, New York.



- VAARAMAA, K., ARO, L., SOLATIE, D., LEHTO, J., 2010, Distribution of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  in boreal forest soil, *Science of the Total Environment*, 408, 6165–6171.
- VAN, ERKOM, SCHURINK, C. and GRIFFITHS, C.L., 1992, Physiological energetics of four South African mussel species in relation to size, ration and temperature, *Comparative Biochemistry and Physiology*, 101, 779–789.
- VERNET, J.P., 1991, Heavy Metals in the Environment, ed: Vernet J.P., Vol: 1, *Elsevier*, Amsterdam.
- VESTERBACKA, P. and IKÄHEIMONEN, T.K., 2005, Optimization of  $^{210}\text{Pb}$  determination via spontaneous deposition of  $^{210}\text{Po}$  on a silver disk, *Analytica Chimica Acta*, 545, 252-261.
- WATSON, A.P., 1985, Polonium-210 and lead-210 in food and tobacco products: transfer parameters and normal exposure and dose, *Nuclear Safety*, 26, 179–191.
- WILDGUST, M.A., MCDONALD, P., WHITE, K.N., 1998, Temporal changes of  $^{210}\text{Po}$  in temperate coastal waters, *The Science of the Total Environment*, 214, 1-10.
- WOODHEAD, R.C., 1984, Lead-210 and Polonium-210 concentrations in some species of marine molluscs, *The Science of The Total Environment*, 112, 263-267.
- YALÇINLAR, İ., 1974, İstanbul Haliç'inin Temizlenmesi ve Şehrin Gelişmesi Üzerine Notlar, *Coğrafya Enstitüsü Dergisi*, 27, 20-21.
- YANG, W., HUANG, Y., CHEN, M., ZHANG, L., LI, H., LIU, G., QIU, Y., 2006, Disequilibria between  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in surface waters of the southern China Sea and their implications, *Science in China. Series D Earth Sciences*, 49, 103-112.

## **ÖZGEÇMİŞ**

1989 yılında İstanbul'da doğdum. İlkokulu ve ortaokulu 2003 yılında Kurtuluş İlköğretim Okulunda, liseyi 2007 yılında Beşiktaş Atatürk Anadolu Lisesi'nde bitirdim. 2007 yılında girdiğim İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümünden 2011 yılında mezun oldum. Aynı yıl İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsüne bağlı Biyoloji Anabilim Dalı, Radyobiyojoloji Programında yüksek lisans eğitimine başladım.

**Furkan GÖZEL**