**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ**
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

# KLİMA FİLTRE TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİNİN VE MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

**EBRU KOCAASLAN NARCI**

**KOCAELİ 2017**

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ**

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

**ANABİLİM DALI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

# KLİMA FİLTRE TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİNİN VE MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

**EBRU KOCAASLAN NARCI**

| | | |
|---|---|---|
| **Yrd. Doç. Dr. Demet ARSLANBAŞ** | | |
| **Danışman,** | **Kocaeli Üniversitesi** | ..... |
| **Doç. Dr. Beyhan PEKEY** | | |
| **Jüri Üyesi,** | **Kocaeli Üniversitesi** | ..... |
| **Yrd. Doç. Dr. Zehra BOZKURT** | | |
| **Jüri Üyesi,** | **Düzce Üniversitesi** | ..... |

**Tezin Savunulduğu Tarih: 24.01.2017**

## ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Bu çalışmada bana yol göstererek doğru adımlar atmamı sağlayan, bilgisi ve desteğiyle her zaman yanımda olan danışman hocam Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Yrd. Doç. Dr. Demet ARSLANBAŞ'a,

Laboratuvar çalışmalarında desteğinden dolayı öncelikle Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Yrd. Doç. Mihriban CİVAN'a, yüksek lisans öğrencileri Uğur Merve KARA ve Bilgehan BAŞARAN'a, lisans öğrencileri Gizem Nur SOYLU ve Hepsen Bahar AKYILDIZ'a emekleri için ayrı ayrı teşekkürü borç bilirim.

Hayatımda var olduğu süre boyunca elimi bırakmayan, eksilmeyen sevgisi ve sonsuz manevi desteğiyle her anımda yanımda olan sevgili eşim Ali Oğuzhan NARCI'ya ve son olarak şüphesiz bugünlere gelebilmem için sonsuz fedakârlıkları, destekleri, sevgileri ve güvenleri için aileme, teşekkürlerimi sunarım.

Ocak - 2017 Ebru KOCAASLAN NARCI

## İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR ..... i
İÇİNDEKİLER ..... ii
ŞEKİLLER DİZİNİ ..... iv
TABLOLAR DİZİNİ ..... v
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ ..... vi
ÖZET ..... vii
ABSTRACT ..... viii
GİRİŞ ..... 1
1. KALICI ORGANİK KİRLETİCİLER ..... 4
1.1. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar ..... 6
1.1.1. PAH'ların kimyasal yapıları ve özellikleri ..... 6
1.1.2. PAH'ların kullanım alanları ve kaynakları ..... 9
1.1.3. PAH'ların sağlık etkileri ..... 11
1.2. Polibromlu Difenil Eterler ..... 13
1.2.1. PBDE'lerin kimyasal yapıları ve özellikleri ..... 15
1.2.2. PBDE'lerin kullanım alanları ve kaynakları ..... 18
1.2.3. PBDE'lerin sağlık etkileri ..... 21
1.3. Poliklorlu Bifeniller ..... 24
1.3.1. PCB'lerin kimyasal yapıları ve özellikleri ..... 25
1.3.2. PCB'lerin kullanım alanları ve kaynakları ..... 29
1.3.3. PCB'lerin sağlık etkileri ..... 33
2. MALZEME VE YÖNTEM ..... 36
2.1. Çalışma Alanı ..... 36
2.2. Örnekleme Noktalarının Belirlenmesi ve Örneklerin Toplanması ..... 37
2.3. Kullanılan Kimyasallar ve Materyaller ..... 40
2.4. Örneklerin Analize Hazırlanması ..... 41
2.5. Örneklerin Ekstrasyonu ve Önzenginleştirilmesi ..... 41
2.6. Temizleme (Clean-up) İşlemleri ..... 44
2.6.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması ..... 44
2.6.2. Temizleme (clean-up) kolonunun hazırlanması ..... 46
2.6.3. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme ..... 48
2.7. GC-MS Parametrelerinin Düzenlenmesi ..... 51
2.8. Sağlık Riski Değerlendirmesi ..... 55
3. BULGULAR VE TARTIŞMA ..... 59
3.1. PAH, PBDE ve PCB Sonuçları ..... 59
3.1.1. PAH seviyeleri ..... 59
3.1.2. PBDE seviyeleri ..... 61
3.1.3. PCB seviyeleri ..... 64
3.2. Kaynak Profili Değerlendirmesi ..... 66
3.3. Literatür ile Karşılaştırma ..... 70
3.4. PAH, PBDE ve PCB Maruziyeti ..... 75
3.5. Kanserojen Olmayan Risk ..... 79
3.6. Kanserojen Risk ..... 80

4. SONUÇ VE ÖNERİLER ..... 84
KAYNAKLAR ..... 87
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER ..... 98
ÖZGEÇMİŞ ..... 99

## ŞEKİLLER DİZİNİ


Şekil 2.1. Kocaeli haritası ..... 37
Şekil 2.2. Katılımcı ev ve ofislerinin lokasyonları ..... 38
Şekil 2.3. Örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi ..... 43
Şekil 2.4. Yapılan çalışmaya ait fotoğraflar (a- laboratuvar ortamında toz ayıklanması, b- ekstraksiyon işlemi, c- ekstraksiyon edilmiş numuneler, d- kolonlar ) ..... 44
Şekil 2.5. Temizleme (Clean-up) kolonu a- Bir adet temizleme (clean-up) kolonun yakından görünüşü, b- Temizleme (clean-up) kolonlarının genel görünüşü ..... 47
Şekil 2.6. Döner buharlaştırıcı cihazı genel görünüşü ..... 48
Şekil 2.7. Zenginleştirme işlemi ..... 49
Şekil 2.8. GC-MS'te okunmaya hazır hale getirilmiş örnek ..... 49
Şekil 2.9. Örneklerin analiz aşamaları ..... 50
Şekil 2.10. PAH için GS-MS pik eğrileri (a- 100 ppb kalibrasyon PAH mix standardı b- Örnek pikleri) ..... 53
Şekil 2.11. PBDE için GC-MS pik eğrileri (a- 50 ppb kalibrasyon PBDE mix standardı, b- Örnek pikleri) ..... 54
Şekil 2.12. PCB için GC-MS pik eğrileri (a- PCB mix kalibrasyonu 100 ppb, b- Örnek pikleri) ..... 54
Şekil 3.1. Evlerdeki çocuklarda ve yetişkinlerde çiğneme, soluma ve dermal temas yolları ile kanser olma riski oranları ..... 82
Şekil 3.2. Ofislerdeki yetişkinlerde çiğneme, soluma ve dermal temas yolları ile kanser olma riski oranları ..... 83

## TABLOLAR DİZİNİ


Tablo 1.1. 16 PAH bileşiğinin kimyasal özellikleri ..... 8
Tablo 1.2. 14 PBDE bileşiğinin kimyasal özellikleri ..... 16
Tablo 1.3. Farklı malzemelerdeki PBDE karışımlarının içeriği ..... 19
Tablo 1.4. 25 PCB Bileşiklerinin Kimyasal Yapıları ..... 26
Tablo 2.1. Örnekleme Noktalarına Ait Özellikler ..... 39
Tablo 2.2. Kullanılan surragate ve standart solüsyonlar ..... 40
Tablo 2.3. Referans dozlar (RfD) ve eğim faktörleri (SF) (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$) ..... 57
Tablo 2.4. Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları ..... 58
Tablo 3.1. Evdeki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 60
Tablo 3.2. Ofisteki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 60
Tablo 3.3. Otomobillerdeki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 61
Tablo 3.4. Evdeki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 62
Tablo 3.5. Ofisteki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 63
Tablo 3.6. Otomobillerdeki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 63
Tablo 3.7. Evdeki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 65
Tablo 3.8. Ofisteki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 65
Tablo 3.9. Otomobillerdeki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g) ..... 66
Tablo 3.10. Evlerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE değerleri (ng/g) ..... 67
Tablo 3.11. Ofislerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE değerleri (ng/g) ..... 68
Tablo 3.12. Ev ve ofislerde PAH için tanısal oranlar temelinde kaynak profili ..... 69
Tablo 3.13. Marka bazlı değerlendirme ile otomobillerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE ortalama değerleri (ng/g) ..... 70
Tablo 3.14. PBDE Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g) ..... 72
Tablo 3.15. PAH Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g) ..... 73
Tablo 3.16. PCB Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g) ..... 74
Tablo 3.17. Evlerdeki PAH, PBDE ve PCB'lerin evlerdeki günlük maruziyeti (mg/kg.gün) ..... 77
Tablo 3.18. Ofislerdeki PAH, PBDE ve PCB'lerin evlerdeki günlük maruziyeti (mg/kg.gün) ..... 78
Tablo 3.19. Evlerdeki Toplam tehlike indeksleri (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R) ..... 79
Tablo 3.20. Ofislerdeki toplam tehlike indeksleri (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R) ..... 80

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

$A_{skin}$ : Yaş grupları için cilt temas alanı, ($cm^2$)
$BW_i$ : Yaş grupları için ortalama vücut kütlesi, (kg)
$C_{dust}$ : Ölçülen toz derişimi, (mg $kg^{-1}$)
CF : Birim dönüştürme faktörü, (kg $mg^{-1}$)
DAF : Deri emilim faktörü, (birimsiz)
$D_{dermal}$ : Yaş grupları için deri teması yolu ile günlük alım, (mg $kg^{-1}gün^{-1}$)
$D_{inh}$ : Yaş grupları için solunması yolu ile günlük alım, (mg $kg^{-1}gün^{-1}$)
$D_{ing}$ : Yaş grupları için çiğnenmesi yolu ile günlük alım, (mg $kg^{-1}gün^{-1}$)
ED : Yaş grupları için maruziyet süresi, (yıl)
EF : Maruziyet frekansı, (gün $yıl^{-1}$)
$Et_i$ : Yaş grupları için evdeki günlük maruziyet süresi, (saat/gün)
PEF : Parçacık emisyon faktörü, ($m^3$ $kg^{-1}$)
$R_{ing}$ : Toz çiğneme oranı, (mg toz $gün^{-1}$)
$R_{inh}$ : Soluma oranı, ($m^3$/gün)
RfD : Referans doz, (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$)
SF : Eğim faktörü, kanserojenlik faktörü, (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$)
SAF : Cilt uyum faktörü, (mg $cm^{-2}h^{-1}$)
GIABS : Mide-bağırsak emilim faktörü, $(mg/kg/day)^{-1}$
$T_{avrg}$ : Yaş grupları için Türkiye'deki ortalama yaşam süresi, (yıl)

### Kısaltmalar

Ace : Acenapthene (Asenaften)
Acy : Acenaphthylene (Asenaftelen)
Ant : Anthracene (Antrasen)
BaA : Benzo(a)anthracene (Benzo[a]antrasen)
BaP : Benzo(a)pyrene (Benzo[a]piren)
BbF : Benzo(b)fluoranthene (Benzo[b]floranten)
BgP : Benzo(g,h,i)perylene (Benzo[g,h,i]perilen)
BkF : Benzo(k)fluoranthene (Benzo[k]floranten)
Chr : Chrysene (Krisen)
DahA : Dibenzo(a,h)anthracene (Dibenzo[a,h]antrasen)
Flt : Fluoranthene (Floranten)
Flu : Flourene (Floren)
Ind : Indeno(1,2,3-c,d)pyrene (İndeno[1,2,3-cd]piren)
Nap : Naphthalene (Naftalin)
PAH : Poliaromatik Hidrokarbon
PBDE : Polibromlu Difenil Eter
PCB : Poliklorlu Bifeniller
Phe : Phenanthrene (Fenantren)
Pyr : Pyrene (Piren)

**KLİMA FİLTRE TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİNİN VE MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ**

## ÖZET

Bu çalışma Kocaeli şehrinde ev, ofis ve otomobil klima filtresinden alınan tozlarda Polibromlu difenil eter (PBDE), Poliaromatik Hidrokarbon (PAH) ve Poliklorlu bifenil (PCB) izomerlerinin derişimlerinin belirlenmesi amacıyla yapılmıştır. 15 ev, 15 ofis ve 25 otomobil klimasının toz örnekleri alınmıştır. Laboratuvara getirilen numuneler yabancı maddelerden arındırılarak ektraksiyon ve önzengileştirme işlemine kadar -20 $^{0}$C'de derin dondurucuda bekletilmiştir. Örneklere sırasıyla; ektraksiyon, ön zenginleştirme, temizleme ve son zenginleştirme işlemleri uygulanmıştır. İşlenen örneklerin analizi GC-MS cihazında yapılmıştır. US EPA tarafından önerilen eşitlikler kullanılarak iç ortamda toz maruziyetinden kaynaklı olası sağlık riskleri tahmin edilmiştir.

Ev ve ofislerde BDE 47, 99, 153 ve 209 için ölçülen tehlike indekslerinin kritik değer olan 1'den düşük olduğu tespit edilmiş olup, bu kirleticilerden kaynaklı potansiyel sağlık riski bulunmamaktadır. BDE 209'a bağlı kanser riski ev ve ofislerde eşik değer olan $10^{-6}$'ın altında olup, risk olmadığı değerlendirilmiştir. Kanserojen olan B2 grubu PAH'ların yarattığı yetişkin ve çocuklar için kanser riski kabul edilebilir değerler üzerinde bulunmuştur. PCB'lere bağlı kanser riski ise evlerde yetişkinler için eşik değer üzerinde iken çocuklar için risk teşkil etmediği sonucuna varılmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Mikroçevre, PAH, PBDE, PCB, Sağlık Riski, Toz.

**EVALUATION OF LEVELS AND EXPOSURES OF PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS IN AIR CONDITIONER FILTER DUST SAMPLES**


## ABSTRACT

This study was conducted to determine the concentrations of polybrominated diphenyl ether (PBDE), polyaromatic hydrocarbon (PAH) and polychlorinated biphenyl (PCB) isomers in dusts collected from air conditioner filters of home, office and automobile in Kocaeli. Dust samples of 15 houses, 15 offices and 25 automobile air conditioners were taken. They were purified from foreign matters brought into the laboratory and kept in deep freezing at -20 °C until extraction and pre-enamel processing. Extractions, pre-enrichment, cleaning and final enrichment procedures were applied to the samples, respectively. Analysis of the samples was carried out in GC-MS. Using the equations proposed by the US EPA, possible health risks from dust exposure in the indoor environment have been estimated.

In homes and offices, the calculated hazard quotient for BDE 47, 99, 153 and 209 were found to be lower than the critical value of 1. There is no potential health risk from these pollutants. The risk of cancer associated with BDE 209 is estimated to be less than the threshold value of $10^{-6}$ in homes and offices, and there is no risk. Cancer risk for adults and children created by B2 group PAH found acceptable values. The risk of cancer associated with PCBs is above the threshold value for adults in the home; it does not create a risk for children.



**Keywords:** Microenvironment, PAH, PBDE, PCB, Health Risk, Dust.

# GİRİŞ

Dünyada artan nüfusla beraber kentleşme ve sanayileşmenin hızla gelişmesi bir takım çevresel sorunlara neden olmuştur. Bu sorunlardan bir tanesi hava kalitesidir. İçinde bulunduğumuz iç ve dış ortamın hava kalitesi sağlığımızı etkileyen en önemli faktörlerden biri olarak kabul edilmiştir. Hava kirliliğinin insanda solunum ve kalp rahatsızlıklarına neden olduğunu bildiren birçok çalışma mevcuttur. Yoğun hava kirliliği oksidatif stres hasarı ve insan antiviral kabiliyetinin azalmasına neden olan inflamasyon etkilere neden olabilir (Wang B. ve diğ,. 2016). Günümüzde, insanlar zamanlarının % 90'ından fazlasını ev, işyeri ve okul gibi kapalı ortamda, % 6'sını açık alanda ve % 4'ünü ulaşım esnasında (otomobil, otobüs, tren, uçak vb) harcama eğilimindedirler (Kang ve diğ., 2013; Diana Amorello ve diğ., 2015; Rohra ve Taneja, 2016; Ali ve diğ., 2016; Qi ve diğ., 2014; Ma ve Harrad, 2015). Bu nedenle, hava kirliliğine maruz kalmanın yol açtığı insan sağlığına ilişkin risklerin değerlendirilmesi için kapalı ortamdaki kirletici seviyelerinin ayrıntılı bir şekilde araştırılması gerekmektedir.

Son yirmi yılda iç ortam hava kirliliği tüm dünyada dikkat çeken bir konu haline gelmiş ve dünyanın farklı yerlerinde farklı organik kirleticiler için birçok iç ortam hava kirliliği araştırmaları yapılmıştır. Kapalı ortam kirleticileri arasında mikrobiyolojik organizmalar (örneğin bakteri, mantar ve virüs), radyasyon (ör. radon gazı), kimyasallar ve yanma ürünleri (örneğin pestisitler, metaller, alev geciktiriciler, polisiklik aromatik hidrokarbonlar ve poliklorlu bifeniller) bulunur (Kang ve diğ., 2010). İç ortam havasındaki bu kirleticilerin görülme oranı; yapının özellikleri, yapımında kullanılan malzeme, ısıtma sistemi, mekanın kullanım amacı ve yapılan faaliyet (ofis, konut, fabrika vb.), havalandırma durumu ve içinde yaşayan kişilerin davranış biçimlerine (sigara içme, yemek pişirme gibi) bağlıdır (Soysal ve Demiral, 2007). 1990'larda sentetik yapı malzemesi kullanımının ve prefabrike konut yapımının fazla miktarda artması, iç ortamlarda bilgisayarlar, fotokopi makineleri ve faks makineleri gibi elektronik cihazların yaygınlaşması iç ortam hava kirliliği sorununu daha belirgin hale getirmiştir.

Dünyanın birçok bölgesinde yaşam tarzı değişikliğe uğramış ve aşırı sıcak hava koşullarından dolayı, klima her ev ve işyerinin ayrılmaz bir parçası olmuştur (Ali ve diğ., 2016). Merkezi havalandırma ve klima sistemleri hava değişimi ve sıcaklık kontrolü için yaygın olarak kullanılmaktadır. Hava değişimi sırasında iç ortam ve dış ortam arasında kirletici transferi meydana gelmektedir (Lv ve Zhu, 2013). Bu kirleticilerin toz gibi parçacıklara (asılı partiküler maddeye) kolayca bağlandığı belirlenmiştir. Dolayısıyla, evlerde bulunan yüzeyden çıkarılan kalıntılar (genellikle literatürde "ev tozu" veya "iç ortam tozu" olarak adlandırılır), içeride kullanılan veya dışarıdaki parçacıklara adsorbe edilen kimyasalların bir deposudur. İç ortam tozu örneklerinde PBDE, PAH ve PCB'lerin varlığını gösteren birçok çalışma yapılmıştır (Cettier ve diğ., 2015). Klima filtresinde kalan toz, iç mekan tozunu ve iç hava kalitesini yansıtır; çünkü klima, havayı filtre içinden sirküle eder (Kang ve diğ., 2010). Daha önceki çalışmalar ile havalandırma frekans etkileri ve klima kullanımının, iç ortam havasında bulunan kirleticilerin seviyeleri üzerinde etkisi olduğu kabul edilmiştir. Bu nedenle iç ortam kaynakları düşünüldüğünde, hem dış hem de iç ortam kaynaklarının dikkate alınması gerekmektedir (Rohra ve Taneja, 2016).

Kapalı ortamda kirleticilerin oluşturduğu potansiyel sağlık riskleri büyük önem taşımaktadır. Çoğu iç ortam kirleticileri, başlangıçta havada asılı kalmış ve daha sonra toz olarak yerleşen partiküler maddeler tarafından absorbe edilir. Bu nedenle yerleşik ev tozu, maruziyet ortamı ve konut kirliliğinin küresel bir göstergesi olarak düşünülmüştür (Wang ve diğ., 2015). Yerleşmiş ev tozundaki pestisitler, duman kalıntıları, PCB'ler, alev geciktiriciler, plastifiyanlar, ağır metaller ve asbest içeren çok sayıda kimyasal kirleticilerin varlığı ve açık havadaki oranlarına kıyasla genellikle daha yüksek olduğu rapor edilmiştir. Yerleşmiş ev tozundaki zararlı maddelere maruz kalma, sürekli ellerini ağıza götürmeleri (refleksif) eğilimi nedeniyle bebekler için özellikle endişe vericidir (Wang ve diğ., 2013c). İç ortam kirleticileri uzun süreli maruziyet sonucu kalp rahatsızlıkları, solunum yolu hastalıkları ve kanser gibi ciddi sağlık sorunlarına sebep olabilmektedir (Lv ve Zhu, 2013). İç ortam maruziyeti ve sağlık etkileri Dünya Sağlık Örgütü (WHO) nün öncelikleri arasına girmiştir (Oliveria ve diğ., 2016). WHO tarafından yayınlanan son rapora göre 2004 yılında, dünya çapında neredeyse tüm düşük ve orta gelirli

ülkelerde evsel hava kirliliğine bağlı ölüm sayısı 2 milyon iken, 2012 yılında 4,3 milyon civarında olduğu belirlenmiştir (Rohra ve Taneja, 2016).

Son yıllarda hızlı endüstriyel gelişmeler, aynı zamanda kullanılan kimyasalların miktarını da hızla arttırmıştır. Bu kimyasalların ve ürünlerin fazla kullanımı kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) ile ilişkili olarak çevre kirliliğine yol açmıştır. Toksik maddelerin farklı bir grubunu oluşturan; hava, toprak ve su ortamlarında kolayca yayılabilen kalıcı organik kirleticiler çevre sağlığı açısından önemli bir parametredir. Kalıcı organik kirleticiler doğal ya da antropojenik kökenli olabilirler. Bu tür bileşikler, biyolojik, fotolitik ve/veya kimyasal araçlar tarafından parçalanmaya yüksek seviyede dirençlidir (El-Shahawi ve diğ., 2010). Bu grup yarı uçucudur, çevrede hareketli ve biyolojik birikme potansiyeli vardır. Toprak bu toksik kimyasalların birikiminde havuz görevi görerek önemli bir rol oynamaktadır. KOK'lar toprağın kalitesini etkileyerek uzun süre toprakta birikmekte ve nihayetinde özellikle bölge insanının sağlığını tehdit etmektedir. KOK'lara ilişkin Stockholm Sözleşmesi çerçevesinde üretimi, kullanımı ve depolanması elimine edilmesi gereken veya büyük ölçüde kısıtlanması gereken kimyasalların listesi belirlenmiştir (Li ve diğ., 2015). KOK'lar kalıcılığı, biyolojik birikme potansiyeli, uzun menzilli taşınma ve toksisitesi sebebiyle son yılların endişe verici konularından birisi olmuştur (Miglioranza ve diğ., 2013).

Bu çalışmanın amacı, kalıcı organik kirletici olan poliklorlu bifeniller (PCB'ler), poliaromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) ve Polibromlu difenil eterlerin (PBDE'ler); ofis, ev ve taşıt gibi gün içerisinde insanların zamanlarının büyük kısmını geçirdikleri mikroçevrelerde bulunan klima filtrelerinden alınan toz numunelerinin analiz edilmesi suretiyle, kirletici konsantrasyonları ve kaynaklarını belirlemektir. Bu üç mikro ortamın seçimi, genel nüfusun günlük yaşantısındaki önemine dayanarak yapılmıştır. Ofis ve evlerde kullanılan klima filtrelerinden ve taşıtlardaki hava filtrelerinden tozlar toplanarak analiz edilmiştir. Bu çalışmada toplanan toz örneklerinde PAH, PCB ve PBDE seviyeleri ölçülmüş ve toz maruziyetinden kaynaklı sağlık riski tahmini yapılmıştır.

# 1. KALICI ORGANİK KİRLETİCİLER

Kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) toksisite, biyolojik birikim, kalıcılık ve uzun menzilli atmosferik taşınım gibi özelliklere sahip organik kimyasal maddelerdir (Liu L. ve diğ., 2016; Cindoruk ve diğ., 2012). Kalıcı organik kirletici türleri, genellikle sentetik kimyasallardır ve çevrede doğal olarak ortaya çıkmamaktadırlar (Zhang ve diğ., 2013). KOK'ların ortak özellikleri suda az ama yağda iyi çözünmeleri, düşük buhar basıncına sahip olmaları ve çevredeki yarı ömürlerinin uzun olmasıdır. Bu özellikleri insan dahil canlı organizmaların yağ dokularında birikmelerine sebep olur. Böylece insan, yaban hayvan ve diğer organizmalar KOK'lara nesiller boyunca maruz kalmakta, sonuç olarak hem kronik toksik etkiler hem de akut etkiler meydana gelmektedir (Filazi ve diğ., 2015).

Kalıcı organik kirleticiler yarı uçucu ve oldukça hidrofobik olması sebebiyle, çeşitli deşarj noktalarından salınması ile farklı çevresel ortamlarda (örneğin, hava, su, toprak ve biyota) yayılma eğilimdedirler. KOK'lar kullanıldığı ürünlerden veya toprak ve yüzey suyundan buharlaşma yoluyla atmosfere girerler ve atmosferik KOK'lar kuru ve ıslak birikme yoluyla toprak ve yüzey suyuna geri dönebilmektedirler. Bu buharlaşma ve birikim süreci birçok kez tekrarlanabilmekte ve düşük rakımlı bölgelerden yüksek rakımlı bölgelerde "distilasyon" ile sonuçlanmaktadır. Sucul ortamdaki sürecin akıbeti; atmosfere buharlaşma, biyotada birikim, asılı partikül madde ve sedimantasyondur (Zhang ve diğ., 2013).

Hava, taşınması ve yeniden dağılması açısından KOK'ların izlenmesi için mükemmel bir ortamdır. KOK'ların salınımları doğrudan emisyon, toprak ve su buharlaşmasından kaynaklanabilir (Zhang ve diğ., 2013). Ancak, çevrede birincil kaynakları sanayi merkezleri, kent merkezleri ve tarım alanlarında üretim ve kullanımıdır (Liu L. ve diğ., 2016). KOK'ların geçmişte kullanımı ve salınımı genellikle endüstriyel uygulamalar ve endüstri artıklarıyla olurken, günümüzde bunların önemli kısmının evlerde kullanılan ürünlerden kaynaklandığı ortaya

konulmuştur (Filazi ve diğ., 2015). Ev tozundaki kirleticilerin analizi, iç ortam kontaminasyon derecesinin güvenilir bir göstergesi olabilir. Kapalı ortam tozunun emilim ve teneffüsü birçok organik kirletici için önemli bir maruziyet yolu olarak dikkat çekmektedir. Toz alımıyla kimyasal maruziyet, zamanının çoğunu kapalı mekanlarda geçirdiği için küçük çocuklar ve kadınlar için önemlidir. Ayrıca bebeklerin; el, oyuncak ve diğer nesnelerle ağız yoluyla sık sık temas halinde bulunması ve zemine temas süreleri daha uzun olması sebebiyle daha fazla maruz kalmaları olasıdır (Ali ve diğ., 2016; Toms ve diğ., 2016).

Kalıcı organik kirleticilerin her yerde bulunabilmesi sebebiyle insanlarda birikimi kaçınılmazdır. Bebekler anne sütü ve plasenta yoluyla bu kimyasal gruplara maruz kalırlar. KOK'lara maruziyet öncelikle beslenme yoluyla gerçekleşir; soluma, kontamine toprak veya suya temas ile maruz kalma daha az etkilidir (Zhang ve diğ., 2013; Toms ve diğ., 2016).

Kalıcı organik kirleticiler kimyasal ve biyolojik bozunmaya karşı aşırı dayanıklı maddelerdir ve doğada uzun süre bozulmadan ya da ayrışmadan kalabilmeleri en belirgin özelliklerindendir (Toms ve diğ., 2016). KOK'ların üretimlerinin yasaklanması ya da kullanımlarının sınırlandırılması gerektiği anlaşılmış ve bu amaçla Birleşmiş Milletler Çevre Programı kapsamında İsveç'in başkenti Stockholm'de Stockholm sözleşmesi adı verilen sözleşme imzalanmıştır. 2001 yılında kabul edilen ve 17 Mayıs 2004 yılında yürürlüğe giren Stockholm Sözleşmesi, bu küresel kirlilik tehdidine karşı önlem almayı amaçlayan küresel bir anlaşmadır. Başlangıçta sözleşme ile belirlenmiş 12 adet KOK bileşiği bulunmaktadır. Kirli düzine olarak da adlandırılan ve hepsi klorlu bileşik olan bu maddelere 2009'da 9, 2010'da 1 olmak üzere bromlu ve florlu 10 yeni KOK bileşiği eklenmiştir. Türkiye için Stockholm Sözleşmesi 12.01.2010 tarihi itibariyle resmen yürürlüğe girmiştir (Resmi Gazete. 2009/15272 sayılı Kalıcı Organik Kirleticilere İlişkin Stokholm Sözleşmesi'nin Onaylanması Hakkında Karar. 30.07.2009 tarih ve 27304 sayılı Resmi Gazete). Şimdiye kadar 23 adet bileşik kalıcı organik kirletici olarak tanımlanmıştır (Sharma ve diğ., 2014; Liu L. ve diğ., 2016; Zhang ve diğ., 2013; Filazi ve diğ., 2015). Bu tarih itibariyle, belirli KOK'ların kullanımının yasaklanması/kısıtlanması/ortadan kaldırılması, KOK stoklarının ve atıkların çevreye uyumlu bir şekilde bertarafının sağlanması, çevresel bileşenlerde KOK seviyelerinin

izlenmesi ve Ulusal Uygulama Planı'nın hazırlanması ve güncellenmesi gibi yükümlülükleri başlamıştır.

### 1.1. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), her yerde bulunabilmesi ve toksisitesi nedeniyle iç ortam tozundaki kirleticilerin başlıca tiplerinden biridir (Qi ve diğ., 2014; Langer ve diğ., 2010). Bileşiğin uçuculuğuna ve meteorolojik koşullara bağlı olarak, atmosferde uzun mesafelerde gaz halinde veya farklı ebattaki parçacıklara bağlı olarak taşınabilmektedirler (Oliveria ve diğ., 2016).

İlk olarak 1980'lerin başında kapalı ortamlarda tanımlanmış ve o zamandan beri iç ortam üzerine yapılan çok sayıda araştırmada ölçülmüştür (Langer ve diğ., 2010). Kapalı ortamın çevresel bozunmadan korunması nedeniyle, toza bağlı PAH'lar her ortamda uzun süre etkisini korumaktadır. Bu nedenle, iç ortam tozundaki PAH konsantrasyonları dış ortamdaki toz ve toprağa göre önemli derecede yüksektir (Kang ve diğ., 2010).

#### 1.1.1. PAH'ların kimyasal yapıları ve özellikleri

Kapalı ortamda var olduğu bildirilen çok çeşitli kirletici maddeler arasında göze çarpan, karbon ve hidrojen atomlarından oluşan polisiklik aromatik hidrokarbonlar, doğrusal (örneğin antrasen), açısal (örneğin fenantren), kümeleme (örneğin trifenilen) ve halkalı (örn. koronen) dizilerle iki veya daha fazla aromatik halkaya sahip organik kirleticilerin bir grubudur (Krugly ve diğ., 2014; Oliveria ve diğ., 2016; Ma ve Harrad, 2015).

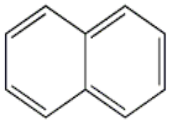
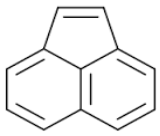
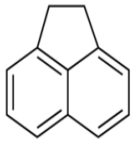
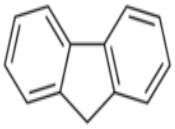
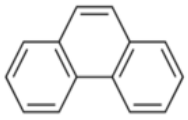
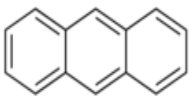
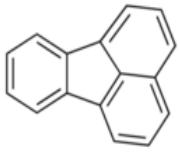
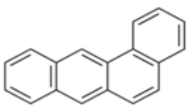
Polisiklik aromatik hidrokarbonların gaz ve partikül fazları mevcuttur. Her fazın oranı her bir PAH'ın moleküler yapısına göre belirlenmektedir. Genellikle, molekül ağırlığı arttıkça, gaz halindeki partikül PAH gaz oranı azalır (Lv ve Zhu, 2013). Genel olarak PAH'lar için, daha uçucu olan 2 ve 3 halkalı bileşikler öncelikli olarak atmosferin gaz fazında bulunur ve kuru gaz halinde ve/veya ıslak birikim yoluyla yüzeylere çökelme eğilimindedir. Daha az uçucu 5-6 halkalı PAH'ların ıslak ve kuru depolamada parçacıklara bağlı kapalı yüzeylerde birikmeleri daha olasıdır. İç mekan partiküllerinin kütle seviyelerini, kimyasal özelliklerini ve

açık hava ile ilişkilerini değerlendirmek için yapılan birçok araştırma bulunmaktadır (Mannino ve Orecchio, 2008).

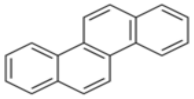
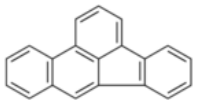
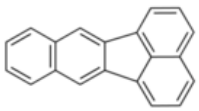
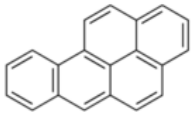
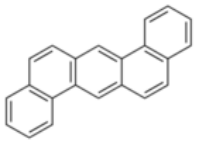
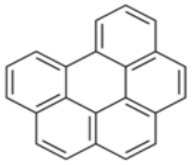
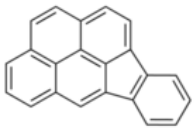
ABD Çevre Koruma Kurumu (USEPA) aşağıdaki yedi PAH'ı muhtemel insan karsinojenleri, B2 Grubu olarak sınıflandırmıştır: benzo(a)antrasen (BaA), benzo(a)piren (BaP), benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(k)floranten (BkF), krisen (Chr), dibenzo(a,h)antrasen (DBA) ve indeno(123-c,d)piren (Ind). PAH türleri, Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı tarafından da muhtemel (2A) veya olası (2B) insan kanserojenlerine sınıflandırılmıştır (Suman ve diğ., 2016) .

Ev tozu içindeki PAH konsantrasyon profilleri, kanserojen olan beş ve altı halkalı PAH seviyelerinin kanserojen olmayan iki ve üç halkalı PAH'lardan daha yüksek olduğunu göstermiştir (Ren ve diğ., 2006). 16 PAH bileşiğinin kimyasal yapıları Tablo 1.1'de gösterilmiştir.

Tablo 1.1.16 PAH bileşiğinin kimyasal özellikleri

| Bileşik | Molekül ağırlığı (gr/mol) | Kapalı formülü | CAS Numarası | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|---|
| Naftalin | 128,17 | $C_{10}H_8$ | 91-20-3 |  |
| Asenaftelen | 152,19 | $C_{12}H_8$ | 208-96-8 |  |
| Asenaften | 154,21 | $C_{12}H_{10}$ | 83-32-9 |  |
| Floren | 166,22 | $C_{13}H_{10}$ | 86-73-7 |  |
| Fenantren | 178,23 | $C_{14}H_{10}$ | 85-01-8 |  |
| Antrasen | 178,23 | $C_{14}H_{10}$ | 120-12-7 |  |
| Floranten | 202,25 | $C_{16}H_{10}$ | 206-44-0 |  |
| Piren | 202,25 | $C_{16}H_{10}$ | 129-00-0 |  |
| Benzo[a]antrasen | 228,29 | $C_{18}H_{12}$ | 56-55-3 |  |

Tablo 1.1. (Devam) 16 PAH bileşiğinin kimyasal özellikleri

| Bileşik | Molekül ağırlığı (gr/mol) | Kapalı formülü | CAS Numarası | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|---|
| Krisen | 228,29 | $C_{18}H_{12}$ | 218-01-9 |  |
| Benzo[b]floranten | 252,31 | $C_{20}H_{12}$ | 205-99-2 |  |
| Benzo[k]floranten | 252,31 | $C_{20}H_{12}$ | 207-08-9 |  |
| Benzo[a]piren | 252,31 | $C_{20}H_{12}$ | 50-32-8 |  |
| Dibenzo[a,h]antrasen | 278,35 | $C_{22}H_{14}$ | 53-70-3 |  |
| Benzo[g,h,i]perilen | 276,33 | $C_{22}H_{12}$ | 191-24-2 |  |
| İndeno[1,2,3-cd]piren | 276,33 | $C_{22}H_{12}$ | 193-39-5 |  |

### 1.1.2. PAH'ların kullanım alanları ve kaynakları

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar; biyokütle (ahşap gibi), fosil yakıt, sigara ve kömür gibi organik maddenin eksik yanması sırasında karmaşık bir bileşik karışımı olarak çevreye salınan yarı uçucu organik bileşiklerdir. PAH'ların çevredeki kaynakları ağırlıklı olarak antropojenik faaliyetler sonucu oluşur ve bunun yanı sıra

doğal kaynakları da mevcuttur. Antropojenik kaynaklar; endüstriyel/kimyasal işlemler (kola ve alüminyum üretimi, kömür gazlaştırma, kok üretimi, anot pişirme, mineral yağlar, tarslar ve kreozot, demir ve çelik maden işlemesi), özellikle de dizel motorlu araç emisyonları (benzin, dizel, LPG), petrol ve kömür gibi önemli miktarda PAH içeren fosil yakıtların yakılması, atık yakma ve evsel yakıt (biyokütle, kömür, doğalgaz) tüketimidir (Lv ve Zhu, 2013; Suman ve diğ., 2016; Krugly ve diğ., 2014; Kamal ve diğ., 2016; Wang ve diğ., 2013a; Mannino ve Orecchio, 2008; Ma ve Harrad, 2015). Aynı zamanda çatı kaplamaları ve asfalt gibi daha ağır petrol fraksiyonlarından da salınmaktadırlar (Langer ve diğ., 2010). Doğal kaynakları ise açık tarımsal alan yangınları, orman yangınları, ağaç işleme, karbonizasyon ve volkanik patlamalar gibi doğal proseslerdir (Soberon ve diğ., 2016; Aydın ve diğ., 2015). Vejetasyon yangınları veya volkanik patlamalar gibi doğal pirojenik kaynaklar da vardır. Araç emisyonları toplam kirlilik yükünün % 52'sini oluştururken, sanayi kaynakları % 40 ve yerel emisyon kaynakları ise % 8 olarak tahmin edilmektedir (Suman ve diğ., 2016). Organik kirleticilerin, sınırlı havalandırma ve doğrudan güneş ışığının bulunmaması nedeniyle kapalı ortamda biriktiği bilinmektedir. Toprak, tortu, hava, sediment, deniz ürünleri, sebze ve endüstriyel atıklar gibi farklı çevresel alanlarda da yaygın olduğu tespit edilmiştir (Ali ve diğ., 2016; Freire ve diğ., 2009; Aichner ve diğ., 2007; Cindoruk ve diğ., 2012; Qi ve diğ., 2014).

Tütün dumanı, pişirme ve ısıtma büyük oranda iç ortam kaynaklarını oluşturmaktadır. Ayrıca iç mekan kaynaklarına, aydınlatma amacıyla gaz yağı yanması, mum ve tütsü yanması sonucu oluşan emisyonlar, şömineler ve parke döşemeleri de eklenebilir (Lv ve Zhu, 2013; Kang ve diğ., 2010; Freire ve diğ., 2008; Wang ve diğ., 2013a). Zemin kirliliği de önemli bir bulaşma kaynağıdır ayrıca dışarıdaki partiküllü ve buhar fazlı PAH'ların binalara (pencere, kapı, çatlaklar ve havalandırma sistemi yoluyla) nüfuz etmesi de iç ortam kaynağı olarak gösterilebilir (Ma ve Harrad, 2015). PAH'lar buhar fazı ile havayla taşınan parçacıklar (oda yüzeyleri, örneğin mobilya ve duvarlar) arasında bölünebilmekte ve yerleşmiş toza tekrar emilebilmektedir. Yerleşmiş tozda bağlandığında, özellikle de halı kaplı zeminde, toz bu kimyasallar için kalıcı bir depo alanı olabilmektedir. Önemli ölçüde, çeşitli pişirme amaçlı yakıtların yakılması nedeniyle oluşan PAH'ları içeren partikül

maddelerden % 50-75'inin solunabilir boyut aralığında olduğu saptanmıştır (Mannino ve Orecchio, 2008). Bununla birlikte, havalandırma, bina yüksekliği ve zemin seviyesi kapalı alanlardaki PAH düzeylerini de etkileyebilmektedir. Bu da zemin seviyelerine yakın konutlarda yaşayan insanlar için riski arttırmaktadır (Oliveria ve diğ., 2016; Krugly ve diğ., 2014; Ali ve diğ., 2016).

Buhar basıncı gibi faktörlere bağlı olarak; PAH gibi havadaki kirleticilerin iç ortamdaki miktarının bir kısmı buhar fazında mevcut olabilmekte ve geriye kalan kısım askıda kalan veya yeniden askıya alınmış parçacıklara bölünmekte ve oda yüzeylerine toz olarak çökmektedir. Bu nedenle, havanın (hem gaz hem de partikül fazları) solunumu ve yerleşmiş ev tozu yutulması, insanların PAH gibi bu tür kapalı ortam kirleticilerine maruz kalmasının iki belirgin yolu olmaktadır. Dış ortam havası ve toprakla temas aynı zamanda ağız yoluyla ek maruz kalma meydana getirebilir. PAH ile gıda kontaminasyonu, üretimi sırasında (örn. kabuklu deniz hayvanları ve çevresindeki ortamdan gelen bitkilerce biriktirme), işleme/muhafaza etme sürecinde (örn., balıkların tütsülenmesi) ve pişirme (örn., barbekü ve kavurma) yoluyla oluşabilmektedir (Ma ve Harrad, 2015).

Genel popülasyonun hava ve toz soluma ve yutmasından PAH'a maruz kalması, kentleşme ve sanayileşme derecesine ve trafik seviyesine göre değişir ayrıca, ev ortamı ve yaşam tarzı faktörlerinden etkilenmektedir. Örneğin; piren, kentsel ortamlarda ana PAH kaynağı olan benzin ve dizelin yakılmasından kaynaklanan emisyonlarda en çok rastlanan PAH'lardan biridir. (Freire ve diğ., 2008)

### 1.1.3. PAH'ların sağlık etkileri

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar insan ve yaban hayatı içerisinde mutajenik, kanserojen ve endokrin bozucu etkilere sahiptir. PAH'lar için, başlıca sağlık kaygısı kanser olmuştur. Bunlardan bilinen veya şüphe edilenler, benzo(a)piren ve benzo(a)antrasendir. PAH'lar alerjiler ve astım ile doğrudan bağlantılı olmamasına rağmen, ön kanıtlar PAH'ların çocuklarda astım ile ilgili semptomların ortaya çıkma riskini artırabileceği ileri sürmektedir (Langer ve diğ., 2010).

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar, yüksek kanserojen potansiyeli ve her yerde bulunabilmesi nedeniyle, insan sağlığına ilişkin en önemli kirletici maddelerden biri

haline gelmiştir (Wang ve diğ., 2013c; Aichner ve diğ., 2007). PAH'lara maruz kalmaya ilişkin sağlık etkileri nedeniyle bilimsel açıdan dikkat çekmiştir ve kalıcı organik kirleticiler olarak sınıflandırılan bileşiklerin 16'sı (naftalin, asenaftelen, asenaften, floren, fenantren, antrasen, floranten, piren, benzo(a)antrasen, krisen, benzo(b)floranten, benzo(k)floranten, benzo(a)piren, dibenzo(a,h)antrasen, benzo(g,h,i)perilen, indeno(1,2,3-cd)piren) ABD Çevre Koruma Ajansı (US EPA) tarafından öncelikli kirletici maddeler olarak kabul edilmiştir (Oliveria ve diğ., 2016; Ma ve diğ., 2016; Wang, 2013a). EPA tarafından dokuz adet PAH (Fenantren, piren, benzo(a)antrasen, krisen, benzo(b)floranten, benzo(k)floranten, benzo(a)piren, benzo(g,h,i)perilen, dibenzo(a,h)antrasen) mutajenik potansiyel gösteren TA98 olarak tanımlanmış ve yedi PAH (Benzo(a)antrasen (B(a)A), benzo(a)piren (B(a)P), benzo(b)floranten (B(b)F), benzo(k)floranten (B(k)F), krisen(Chry), dibenzo(a,h)antrasen (D(ah)A) ve indeno(1,2,3-c,d)piren (I(cd)P)) muhtemel veya B2 sınıf insan karsinojenleri olarak sınıflandırılmıştır. Bu nedenle, PAH'ların kapalı ortam tozundaki mutajenik aktivitenin büyük bir bölümünü oluşturduğunu varsaymak mantıklıdır. Bununla birlikte, yukarıda belirtilen mutajenik aktivite sadece Ames testi ile değerlendirilir. Tozun DNA'ya verdiği zararı daha kapsamlı olarak değerlendirmek ve genotoksisite testi için SOS kromotest gibi başka bir analiz yapılabilmektedir (Kang ve diğ., 2011).

Literatür çalışmaları, PAH'ların endokrin bozucu kimyasallar gibi davranmasının muhtemel olduğunu ve üreme fonksiyonu anormallikleri, hormonal dengesizlik, cilt akciğer ve mesane kanserine etki, testiküler lezyonlar, kanserojenlik, nörolojik bozukluklar, erken doğum, cilt alerjileri, astım, nörodejeneratif bozukluklar vb. gibi potansiyel sağlık risklerine neden olabileceğini göstermiştir (Ali ve diğ., 2016; Ma ve diğ., 2016).

Bazı PAH'lar kansere, doğum kusurlarına, mutasyonlara ve bağışıklık sisteminin bozulmasına sebep olmaktadır. Son zamanlarda, kapalı alanlarda ortalamadan daha fazla vakit geçiren hamile kadınlar ve çocuklar için, PAH ve diğer kapalı ortam kontaminasyonlardan dolayı fetüsün olumsuz gelişmesi, düşük ve prematüriteye sahip olmaları sebebiyle bu kirleticilere özel dikkat gösterilmektedir (Ma ve Harrad, 2015). Aynı zamanda solunum ve bağışıklık sistemleri tam olarak gelişmediğinden ve vücut ağırlığının kilogramı başına yetişkinlerden daha fazla havayı soluması

sebebiyle, çocukların hava kirleticilerinin sağlık etkileri açısından özellikle risk altında olduğu bilinmektedir. PAH'a maruz kalma, astım ve kanser gibi çocuklarda olumsuz sağlık etkileri riski ile ilişkilidir (Freire ve diğ., 2008).

Genel popülasyon inhalasyon, yutma ve deri teması yoluyla PAH'lara maruz kalmaktadır. Hava kirliliği ve özellikle PAH'lara maruz kalmanın, sistemik inflamasyon, trombosit aktivitesi ve kan parametreleri üzerindeki etkisi ile ilişkili olduğu da bilinmektedir (Kamal ve diğ., 2016; Suman ve diğ., 2016).

### 1.2. Polibromlu Difenil Eterler

Önceki dönemlerde kullanılan alev geciktiricilerin, örneğin poliklorlu bifeniller ve polibromlu bifeniller yasağı uyarınca XX. yüzyılın 70'lerinde ortaya atılan bromlu alev geciktiriciler (BFR); petrol bazlı çeşitli tüketici ürünlerinin çeşitlerinde, tekstiller, köpük, elektronik ve elektrikli cihazlarda alevlenebilirlik özelliklerini azaltarak yangın riskini minimum seviyeye çekmek için kullanılan geniş bir organik bileşik sınıfıdır (Coakley ve diğ., 2013; Cristale ve diğ.,2016; English ve diğ., 2016; Whitehead ve diğ., 2013; Suzuki ve diğ., 2006; Krol ve diğ., 2012). Brom, gaz fazındaki serbest radikallerle reaksiyona girerek etki eder ve böylece ateşleme ve yanma sürecini yavaşlatır (Frederiksen ve diğ., 2009; Domingo, 2012). BFR'ler düşük üretim maliyeti ve yüksek verimliliğinden dolayı, endüstriyel kullanım için caziptir. Yaklaşık 310.000 ton/yıl olan mevcut küresel üretim ile bromlu alev geciktiricilerin kullanımı son 30 yılda artmış ve birçok can kurtarmakla birlikte milyonlarca maddi hasarın önlenmesine yardımcı olduğu tahmin edilmektedir. Yine de, pek çok alev geciktirici kimyasalın sağlık ve çevresel etkilerini değerlendirmeden önce kullanılmış olması, insan maruziyetinin yüksek seviyelere ulaşmasına neden olmuştur (Besis ve Samara, 2012). BFR'lere olan talep, 1990 yılında 145.000 metrik ton (MT) ile 2000 yılında 310.000 MT arasında iki kat artmış ve yüksek hacimlerde (sırasıyla 2002, 2003, 2005 ve 2008 için 237.727; 223.482; 311.000; 410.000 MT) üretilmeye devam edilmiştir. Oluşumları sırasında polimerlerle kimyasal bağ kurmaz, basitçe harmanlanır ve bu yüzden ürünlerden çevreye rahatlıkla geçebilirler (Guardia ve diğ., 2006; Whitehead ve diğ., 2013; Hassan ve Shoeib, 2015). Polibromlu difenil eterler (PBDE'ler), en çok kullanılan alev geciktiriciler arasında yer alan sentetik brom esaslı alev tutuculardır. PBDE'lerin yaygın kullanımı, yüksek

üretim hacimleri ve kalıcılığı; çevreortam, biota ve insanlarda yaygın olarak bulunmasının en önemli sebepleridir. Çevresel ve biyolojik numunelerde PBDE'ler üzerinde detaylı olarak hazırlanmış çalışmalar Kuzey Amerika'da ve Avrupa'da raporlanmışken, Filipinler dahil olmak üzere Asya'daki gelişmekte olan ülkelerde çalışma sayısı, halen sınırlıdır (Mackintosh ve diğ., 2015; English ve diğ., 2016).

Bromlu alev geciktiriciler, çok sayıda yanıcı polimerlerde kullanılırlar. Son yıllarda, elektrikli ve elektronik cihazların yanı sıra otomotiv ekipmanları, inşaat malzemeleri ve tekstil için polimer esaslı ürünlere olan talep artmıştır. (Guardia ve diğ., 2006).

Polibromlu difenil eterlerin kullanımını en aza indirgemek için farklı Dünya ve Avrupa organizasyonları tarafından bazı düzenlemeler benimsenmiştir. Penta ve okta karışımları 2004 yılında Avrupa Birliği (AB) tarafından yasaklanmıştır. Çoğu ülkede karışım hala kullanılmaya devam ederken gönüllü olarak birkaç ABD eyaletinde ve Japonya'da kullanımdan kaldırılmıştır. Ayrıca son raporlar, penta ve okta-BDE karışımlarının üretimi ve kullanımı, bu kimyasalları içeren ürünlerin geri dönüştürülmesi haricinde, geri dönüşümün çevre açısından sağlıklı bir şekilde gerçekleştirilmesi dışında yasaklandığını göstermiştir (Kenefi ve diğ., 2014; Guardia ve diğ., 2006). Ticari PentaBDE ve oktaBDEler çeşitli ulusal düzenlemelerde yer almaktadır ve Kalıcı Organik Kirleticiler'e ilişkin Stockholm Sözleşmesi Konferansının 4. Toplantısı ile 8 Mayıs 2009 yılından bu yana Ek A listesine eklenerek (kasıtlı olarak üretilen Kalıcı Organik Kirleticilerin üretiminin ve kullanımının ortadan kaldırılması) uluslararası alanda yasaklanmıştır. Özellikle tam bromlu dekabromlu difenil eter içeren ticari DekaBDE formülasyonu (c-DekaBDE), kalıcı, biyo-birikimli ve toksik madde olarak tanınmış ve kimyasal maddelerin üretim ve kullanımında Avrupa Birliği yönetmeliği gereğince 2012'de yüksek önem arz eden maddelerin aday listesine eklenmiştir. İsveç ve bazı ülkelerde, dekaBDE kullanımı Ocak 2007'den beri bağımsız olarak yasaklanmıştır. Diğer yandan deka-BDE, ABD'de halen kullanılmaktadır ve 2008'de Avrupa Birliği kısıtlamasından çıkarılmıştır. Şimdiye kadar sadece California, PBDE karışımlarının kullanımını resmi olarak yasaklanmıştır (2008), ancak ABD'li üreticiler ve dekaBDE'nin ABD'li ana ithalatçısı, kimyasalın tüm tüketici, ulaşım ve askeri kullanımlar için 2013 yılının sonuna kadar üretimini, ithalatını ve satışını durdurmayı taahhüt etmiştir (Li ve diğ., 2011; Bogdal ve diğ., 2014; Ali ve diğ., 2013; English ve diğ., 2016; Yu ve diğ.,

2012; Krol ve diğ., 2012; Besis ve diğ., 2015; Hassan ve Shoeib, 2015; Yu ve diğ., 2013).

Ancak bu kısıtlamalar halen hizmet halindeki ürünlerden veya geri dönüştürülmüş PBDE içeren materyalle üretilen yeni ürünlerden PBDE salınımlarını ortadan kaldırmamaktadır. PBDE'lerin kalıcılığı nedeniyle kirletilmiş sedimentler ve topraklar PBDE salımı için uzun vadeli depo alanı görevi göreceği tahmin edilmektedir.

### 1.2.1. PBDE'lerin kimyasal yapıları ve özellikleri

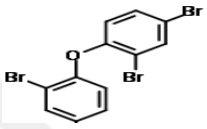
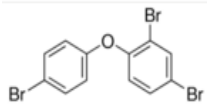
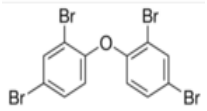
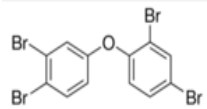
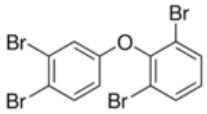
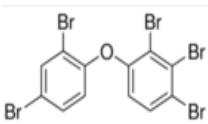
Polibromlu difenil eterler, yangın güvenlik yönetmeliklerini karşılamak üzere çeşitli ticari ve endüstriyel ürünlerde kullanılan bromlu alev geciktiricilerdir (Kenefi ve diğ., 2014). PBDE'ler kirleticilerin oluşumu dünya çapında yaygındır. Atmosfer PBDE'lerin taşıma ve transformasyonunda önemli bir rol oynamaktadır (Dong ve diğ., 2015). PBDE'ler üretim süreci boyunca polimerlere kolaylıkla entegre olurlar, ancak polimerler üzerinde bağlanma yerlerinin olmaması nedeniyle yüzeyine kimyasal olarak bağlanmamaktadırlar. Bu nedenle, PBDE'ler alev geciktirici katkıları olarak sınıflandırılmakta ve işlenmiş ürünlerin kullanımı esnasında noktasal kaynaklardan gaz çıkışı (buharlaşma), doğrudan diğer maddelere bulaşma ve aşınma yoluyla kolayca çevreye salınabilmektedirler. Yüksek çevresel dayanıklılığı, uzun menzilli taşınma potansiyeli, biyolojik birikim eğilimi ve birçok izomerlerinin toksisitesi nedeniyle, Avrupa Birliği içinde penta ve okta BDE'lerin kullanımı ve üretimi Avrupa Komisyonu tarafından yasaklanmıştır (Besis ve diğ., 2015; Krol ve diğ., 2012; English ve diğ., 2016).

Diğer yarı-uçucu organik bileşiklere benzer şekilde, PBDE'ler atmosferdeki gaz ve partikül faz arasında bölüştürülmekte ve bu davranış, hareketliliklerini ve atmosferik akıbetlerini önemli ölçüde etkileyen önemli bir faktördür. Düşük bromlu izomerlerin belirli bir sıcaklıkta gaz fazında olması beklenmektedir, parçacık fazında yüksek bromlu PBDE'lerin daha büyük bir orana sahip olduğu bilinmektedir. BDE-28'in çoğunlukla gaz fazında (% 96-98) bulunmasına karşın, BDE-209 sadece partikül fazında bulunmuştur. Fizikokimyasal özelliklerinden dolayı, BDE-47'nin % 20'si, Penta-Hepta BDE'nin % 60-90'ı ve BDE-209'un neredeyse % 100'ünün, oda

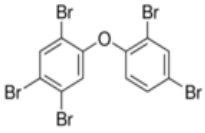
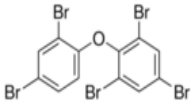
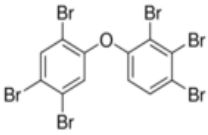
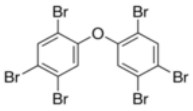
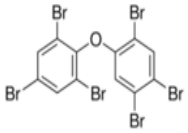
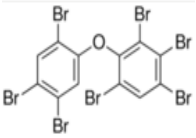
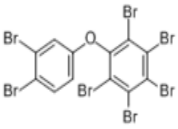
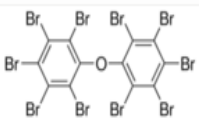
sıcaklığında havadaki parçacık fazına bölünmesi öngörülmüştür (Besis ve Samara, 2012).

Farklı izomerlerin çevresel akıbeti, büyük oranda, bölünme/partisyon katsayıları gibi kimyasal özelliklerine bağlıdır. Bu nedenle, pentaBDE'nin çoğunlukla atmosfer ve sulu ortamda mevcut olduğu rapor edilmekle birlikte, daha yüksek bromlu bileşikler (ör. BDE209) toprakta ve tortullarda birikmeye meyillidir. Yüksek bromlu deka-BDE izomeri yetersiz emilir ve biyolojik olarak birikim yapmaz; PBDE grubunda sınıflandırılan en az biyoaktif izomerlerden biridir (Krol ve diğ., 2012). 14 adet PBDE izomerine ait kimyasal özellikler Tablo 1.2'de verilmiştir.

Tablo 1.2. 14 PBDE bileşiğinin kimyasal özellikleri

| Bileşik | Molekül ağırlığı (gr/mol) | Kapalı formülü | Yapı formülü | CAS Numarası | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|---|---|
| BDE-17 | 436,92 | $C_{12}H_7Br_3O$ | 2,2,4'-tribromo difenil ether | 147217-75-2 |  |
| BDE-28 | 406,90 | $C_{12}H_7Br_3O$ | 2,4,4'-tribromo difenil ether | 41318-75-6 |  |
| BDE-47 | 485,79 | $C_{12}H_6Br_4O$ | 2,2',4,4'-tetrabromo difenil ether | 5436-43-1 |  |
| BDE-66 | 485,79 | $C_{12}H_6Br_4O$ | 2,3',4,4'-tetrabromo difenil ether | 189084-61-5 |  |
| BDE-71 | 485,79 | $C_{12}H_6Br_4O$ | 2,3',4',6-tetrabromo difenil ether | 189084-62-6 |  |
| BDE-85 | 564,69 | $C_{12}H_5Br_5O$ | 2,2',3,4',4-pentabromo difenil ether | 182346-21-0 |  |

Tablo 1.2. (Devam) 14 PBDE bileşiğinin kimyasal özellikleri

| Bileşik | Molekül ağırlığı (gr/mol) | Kapalı formülü | Yapı formülü | CAS Numarası | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|---|---|
| BDE-99 | 564,69 | $C_{12}H_5Br_5O$ | 3,3',4,4',5-pentabromo difenil ether | 60348-60-9 |  |
| BDE-100 | 564,69 | $C_{12}H_5Br_5O$ | 3,3',4,4',6-pentabromo difenil ether | 189084-64-8 |  |
| BDE-138 | 643,58 | $C_{12}H_4Br_6O$ | 2,2',3,4,4',5'-hekzabromo difenil ether | 182677-30-1 |  |
| BDE-153 | 643,58 | $C_{12}H_4Br_6O$ | 2,2',4,4',5,5'-hekzabromo difenil ether | 68631-49-2 |  |
| BDE-154 | 643,58 | $C_{12}H_4Br_6O$ | 2,2',4,4',5,6'-hekzabromo difenil ether | 207122-15-4 |  |
| BDE-183 | 722,48 | $C_{12}H_3Br_7O$ | 2,2',3,4,4',5',6-heptabromo difenil ether | 207122-16-5 |  |
| BDE-190 | 722,48 | $C_{12}H_3Br_7O$ | 2,3,3',4,4',5,6-heptabromo difenil ether | 189084-68-2 |  |
| BDE-209 | 959,17 | $C_{12}Br_{10}O$ | 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-heptabromo difenil ether | 1163-19-5 |  |

Ticari PBDE karışımları nominal olarak üç kategoriye ayrılmıştır; penta, okta ve deka karışım formülasyonlarıdır. Mobilyalarda kullanılan poliüretan köpüğe eklenen ticari pentaBDE altı ana izomerden oluşur (her biri formülasyonun yaklaşık % 38-49'unu temsil etmektedir): BDE-47, 99, 85 100, 153 ve 154, ilk iki izomeri ana bileşendir. Elektronikte kullanılan plastik polimerlere eklenen OktaBDE, BDE-153, 154, 183, 196, 197, 203, 206 ve 207'den oluşur ve ana bileşen BDE-183'tür. DekaBDE esasen BDE-209'dan (formülasyonun % 92-97'sini temsil eder) oluşmatadır (Watkins ve diğ., 2013; Whitehead ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2008a, 2008b; Kenefi ve diğ., 2014; Hassan ve Shoeib, 2015; Yu ve diğ., 2012). Deka-BDE formülasyonu, 2001 PBDE küresel piyasa talebinin % 83,3'ünü karşılarken % 11,1 penta ve % 5,6'lık kısmı okta oluşturmuştur (Guardia ve diğ., 2006; Besis ve Samara, 2012). Ticari PBDE formülasyonlarının Avrupa'da üretimi ve kullanımı, Kuzey Amerika'dan oldukça düşüktür. Bu yangın geciktiriciler çoğunlukla ürün ağırlığının önemli bir bölümünü oluşturmaktadırlar. Plastik % 15'e kadar ve poliüretan köpüğü % 30'a kadar PBDE'leri entegre edebilmektedir (Besis ve Samara, 2012).

### 1.2.2. PBDE'lerin kullanım alanları ve kaynakları

Bir tür brom katkılı alev geciktirici olan polibromlu difenil eterler, yanmayı geciktirmek için çok çeşitli polimer reçineleri ve plastikler içerisine eklenmektedir. Reçine ve plastiklerin taşınması ve imalatı ile reçinelerden ve plastiklerden yapılan ürünlerin ömrü süresince çevreye salınabilmektedirler. PBDE'ler yaygın olarak, mobilya, tekstil maddeleri, yatak, halı pedleri, tel ve kablo izolasyonu (stiren kopolimerleri), televizyon, sentetik yapı malzemeleri, elektronik cihazlar ve bilgisayarlarda (darbeye dayanıklı polistiren) ve plastik gibi tüketici ürünlerinde, yangın direncinin kazandırılması için katkı maddesi olarak kullanılan kimyasal grubu ve bina yalıtım köpükleri gibi inşaat malzemelerinde bulunmaktadır (Hassan ve Shoeib, 2015; Yu ve diğ., 2013; Bogdal ve diğ., 2014; Tan ve diğ., 2007; Besis ve diğ., 2015; Harrad, 2015; Guardia ve diğ., 2006; Chen ve diğ., 2008). Bu ürünler, evlerde, kreş ve okul gibi kamu binalarında, ofis binalarında olduğu gibi otomobiller, metro, tren, uçak ve diğer ulaşım araçlarında da bulunmaktadır (Thuresson ve diğ., 2012; Domingo, 2012). Geniş uygulama yelpazesine rağmen, piyasada bulunan karışımlarda tüm PBDE'ler kullanılmamaktadır. PentaBDE karışımı çoğunlukla mobilya üzerine uygulanırken kalan diğer iki yüksek bromlu karışım (okta ve

dekaBDE), sert plastiklerde, televizyon setleri ve bilgisayarlar gibi elektrikli ev ekipmanlarında kullanılmaktadır (Krol ve diğ., 2012). Farklı malzemelerdeki PBDE karışımlarının içeriği Tablo 1.3'te verilmiştir.

PBDE'lerin çevreye salınması, üretim sırasında ve tüketim ürünlerinden hem kullanımda oldukları süre zarfında hem de ömürleri dolduğunda, havada bozunma ve depolama alanlarına sızıntı yoluyla gerçekleşebilmektedir (Hassan ve Shoeib, 2015).

Tablo 1.3. Farklı malzemelerdeki PBDE karışımlarının içeriği (Binici, 2014)

| Malzeme | PBDE Karışımları | Uygulamalar |
|---|---|---|
| Epoksi reçineler | DekaBDE | Yapışkan laminatlar, gemi inşa endüstrisi için yapı elemanları, elektronik bileşenler, vb. |
| Polimer reçineler | PentaBDE, dekaBDE | Panolar, elektrikli ve elektronik teçhizatlar vs. |
| Fenolik plastikler | PentaBDE, dekaBDE | Laminat parke, otomotiv iç bölümleri, elektrikli ve elektronik cihazlar, vb. |
| Poliüretan köpük | Penta BDE | Döşeme, ses ve ısı yalıtımı, otomotiv koltuk, mobilya kaplamaları, vb. |
| Polipropilen | DekaBDE | Kaplamalar, otomotiv iç parçaları, elektrikli ve elektronik cihazlar, vb. |
| Polistiren | OktaBDE, dekaBDE | Ambalaj endüstrisi, duman dedektörleri, elektrikli cihazlar vs. |
| Polyamid elyaflar | OktaBDE, dekaBDE | Elektronik cihazlar, otomobil endüstrisi için yapı elemanları vs. |
| Kauçuk | PentaBDE, dekaBDE | Elektrik kabloları için izolasyon vs. |
| Boya ve cilalar | PentaBDE, dekaBDE | Gemi inşa endüstrisi, gemilerin gövdelerini boyamak için koruyucu boyalar vs. |
| Tekstil | PentaBDE, dekaBDE | Kaplamalar, mobilya, çadır, askeri güvenlik elbiseleri |

Polibromlu difenil eterlerin yaygın olarak kullanılması nedeniyle, önemli izomerlerin bazıları çevresel bir kirletici madde olarak dünyaya yayılmıştır ve hava, evcil hayvan, yaban hayatı, iç ortam tozu, deniz suyu, atık sızıntı suyu ve sediment gibi birçok çevresel numunede tespit edilmiştir. PBDE'ler aynı zamanda konut tozunda, iş yerlerinde, okullarda, arabalarda ve depolama alanlarında bulunmuştur. (Kenefi ve diğ., 2014; Hassan ve Shoeib, 2015).

İç mekan tozundaki PBDE konsantrasyonlarını sosyo-ekonomik durum ile ilişkilendiren araştırma raporları bulunmaktadır. Düşük gelirli ailelerde ikamet eden bireylerin (yılda  $ 20.000) yüksek gelirli hanelerden (yılda ≥ 20.000 $) daha yüksek PBDE'lere maruz kalma oranlarına sahip olduklarını bildirmiştir. Aynı çalışmada, düşük gelirli hanelerde sıklıkla bulunan PBDE'lerle işlenen düşük kaliteli mobilya varlığının nedeni olabileceği hipotezi ortaya atılmıştır (Kenefi ve diğ., 2014).

Seri üretim ve uygulamaları son zamanlarda birçok ülke pazarlamalarında yasaklanmış veya kısıtlanmış olmasına rağmen, PBDE'ler önemli miktarda birçok sanayi ürününün bünyesinde bulunmakta, piyasada kalmakta ve insan sağlığı üzerinde olumsuz etkilere sebep olmaktadır. Salınan PBDE'ler taşıma, bozunma ve bölünme işlemlerine tabi olabilmektedir. İç ortam tozunun PBDE'lerin başlıca alıcı ortamı ve insan maruziyeti için etkili bir kaynak olduğu gösterilmiştir. Ev, ofis hava ve tozunda, kurutma makinalarında oluşan tüyde ve klima kontrol sistemi hava emme filtrelerinde yakalanan tozda bulunmuşlardır. Bilgisayar, yazıcı ve diğer ofis ekipmanları içinde ve yakınındaki çökelmiş tozların; PBDE'lerin kaynağı olduğu tespit edilmiştir (Lie ve diğ., 2015). Kaliforniya'da yapılan bir araştırmada, yüksek bromlu izomer seviyelerinin artması, yeni mobilya döşemeleri veya şilte satışı ile ilişkilendirilmiştir. Diğer emisyonlar PBDE'lerin üretimi sırasında, depolama alanları, atık su arıtma tesisleri ve ayrıca PBDE içeren ürünlerin geri dönüşümü sırasında oluşmaktadır. Gelişmekte olan ülkelerdeki kontrolsüz elektronik atık geri dönüşüm sürecinden kaynaklı emisyonlar, dünya stoklarındaki PBDE'lerin devam eden birincil kaynakları olmuştur (Besis ve Samara, 2012).

Bromlu difenil eterlerin 209 farklı olası türleri vardır. c-oktaBDE, c-pentaBDE ve c-dekaBDE olarak bilinen üç ticari PBDE karışımları halen kullanılmaktadır. BDE-209'un küresel ticari üretimi 1960'lı yıllardan 1970'lerin başına kadar sürdüğü

tahmin edilmektedir. 2010'da Dünya çapında yaklaşık 1.3 milyon ton deka BDE üretilmiştir. Ticari dekaBDE'nin ana uygulaması, tüketim mallarında kullanılan yüksek darbe dayanımlı polistiren (HIPS)'dir, akrilonitril bütadien stiren (ABS), kauçuk, polivinil klorür ve polikarbonatlar da dahil olmak üzere, özellikle elektronik eşyalar geniş bir yelpazede ek ticari polimerlerde kullanılmaktadır. c-dekaBDE'nin bir diğer uygulaması, havacılık ve otomotiv endüstrisi için döşemelik malzemeler (koltuk kılıfı ve halı), halı, mobilya döşemeleri ve perdeler de dahil olmak üzere ev ve ticari mobilyalar için kullanılan tekstillerdir. Bu amaçların her biri için c-dekaBDE'nin ne kadarının kullanıldığına dair tahminler büyük ölçüde değişmektedir. Örneğin; elektrikli aletler ve teçhizat uygulamaları, toplam kullanımın ~%13-80'inde, tekstillere ve bina-inşaat sektörlerinde sırasıyla toplam kullanımın % 10-26'sı ve % 26'sını oluşturduğu tahmin edilmektedir (English ve diğ., 2016). Deka BDE'ler, güneşten etkilenen ortamlarda hızla daha zararlı, biyolojik olarak birikebilen formlara parçalanmaktadır. Bu durum özellikle ev ve işyerlerinden fazla güneş aldıklarından otomobillerde daha da önem kazanmaktadır.

### 1.2.3. PBDE'lerin sağlık etkileri

Son zamanlarda, polibromlu difenil eterlere maruziyet sonucu çevre sağlığı sorunları giderek endişe yaratan bir konu haline gelmiştir (Tan ve diğ., 2007). İnsanların PBDE'lere maruz kalmasının temel yolları, gıda tüketimi, PBDE ile kirlenmiş havanın inhalasyonu ve toz, özellikle ev tozu emilimidir. Ev tozunun istemsiz yutulması, örneğin, yiyecek yüzeyinde veya elden ağıza aktarma yoluyla, insanların özellikle de küçük çocukların PBDE'lere maruz kalmasının önemli bir yolunu temsil eder, zira genellikle zemin ve tozlu olabilecek yüzeylerle sıklıkla temas halindedirler ve elleri ve nesneleri ağızlarına götürme eğilimindedir (Yu ve diğ., 2012). Ev tozu içerisindeki PBDE'lerin analizi, tüm dünyada gerçekleştirilmiş ve ev tozu konsantrasyonlarının sediment gibi diğer ortamlardan nispeten daha yüksek olduğunu göstermiştir. Birçok araştırmacı, hem çocuklar hem de yetişkinler için PBDE'lere maruz kalma yolu olarak ev tozunun önemini de göstermiştir. PBDE'lerin ağız yoluyla yutulması ile günlük alımına ev tozunun katkısı; toplam alımın yaklaşık % 56-77'sine ulaşabilmektedir (Coakley ve diğ., 2013; Suzuki ve diğ., 2006; Yu ve diğ., 2013; Kenefi ve diğ., 2014).

Evde kullanılan ürünlerde bromlu alevlenmeye dayanıklı maddelerin artan kullanımı ve modern toplumda iç ortamlardaki mobilya yaygınlığı nedeniyle, insanın PBDE'lere maruz kalması insan sağlığı riskini arttıran etmenler haline gelmiştir. İnsanın maruziyet değerlendirmesi büyük oranda beslenme yoluna odaklanmış, balık tüketimi uzun süre PBDE'lere maruz kalmanın başlıca kaynağı olarak görülmüştür. İnhalasyon veya toz, toprak ve dermal yollar gibi diğer oral yollarla PBDE'lere maruz kalmayı inceleyen nispeten az sayıda çalışma yapılmıştır (Chen ve diğ., 2008).

İnsan vücudunun PBDE'lere maruz kalması, beslenme, soluma yoluyla (özellikle kapalı alanlarda) ve ayrıca kapalı toz emilimiyle gerçekleşir. Her bir yolun göreli önemi, aşağıdaki faktörlere göre önemli ölçüde değişir: coğrafi yer (örneğin; toz emme, Kuzey Amerika'da başka yerlerden daha önemli görünmektedir), yaş (toz yutma, küçük çocuklar için yetişkinlerden daha büyük olarak kabul edilir) ve belirli bir PBDE izomerinin fiziko kimyasal özellikleri (örneğin; BDE 209'a toz ile maruz kalma çok düşük buhar basıncı ve biyoakümülasyon için nispeten düşük kapasitenin bir sonucu olarak daha etkindir) (Harrad ve diğ., 2016).

Eldeki kanıtlar, izomerlerinin çoğunluğunun insan dokularında kolayca biyolojik olarak biriktiğini ortaya koymaktadır. İnsan dokularındaki (ör. kan, anne sütü vb.) PBDE'lerin artan konsantrasyon seviyeleri, laboratuvar çalışmalarında tiroit hormonları, cinsiyet hormonu, üreme ve endokrin etkilerini bozma olasılıkları ve nörodavranışsal bozukluklara sebebiyet vermesiyle endişe yaratmaktadır. PBDE'lere maruz kalma ile ilişkili insan sağlığı etkileri hakkında sınırlı veri bulunmakla birlikte insanlarda, spesifik BDE izomerlerinin kan konsantrasyonları ile erkek sperm konsantrasyonu, tiroit hormonu homeostazı, çocuklarda nörogelişimsel etkiler ve kadınlarda doğurganlıktaki azalmalar arasında anlamlı ilişkiler görülmüştür. Yapılan çalışmalar, PBDE'lerin endokrin bozucular olduğu ve cinsel gelişime müdahale ettiği hipotezini desteklemiş ve yeni doğmuş erkek çocuklarda kriptorşidizm, annelerin sütlerinde yüksek PBDE düzeyleri ile birlikte görülmüştür (Krol ve diğ., 2012; English ve diğ., 2016; Besis ve Samara, 2012).

PBDE'lerin, otizme ilişkin potansiyel risk faktörleri olduğu düşünülürken, plasenta ve anne sütü yoluyla anneden bebeğe geçme ihtimalini araştıran başka birçok faktör olarak PBDE'leri dikkate alarak yapılan birçok çalışma mevcuttur (Krol ve diğ.,

2012; Thuresson ve diğ., 2012). PBDE'lerin tiroid hormonu dengesine müdahale ettiği ve böylece nörogelişimsel problemlere katkıda bulunduğu görülmüştür. Tiroid hormonları hücresel metabolizmayı etkilediğinden ve hücre farklılaşması ve büyümesinde önemli rol oynadığından, bu hormonların PBDE'ler tarafından etkileşimi ve bu nedenle PBDE'lerin insan vücudundaki birçok sistemi etkileme potansiyeline sahiptir. Muhtemel en hassas nüfusun hamile kadınlar, gelişmekte olan fetuslar ve bebekler olduğu belirlenmiştir (Hassan ve Shoeib, 2015; Watkins ve diğ., 2013).

Polibromlu difenil eterlerin gıda zincirleri yoluyla biyolojik olarak birikimi de bilinmektedir ve evcil hayvanlar, yaban hayatı, insan kanı, insan dokuları ve anne sütü içerisinde varlığı bildirilmiştir. Sütteki PBDE'lerin varlığı, bu maddelerin anneden çocuğa geçmesine sebep olmaktadır. İnsan dokularında daha az bromlu izomerlerin konsantrasyonları genellikle yüksek bromlu muadillerine kıyasla daha yüksektir. Spesifik olarak, tetra-PBDE 47, penta-PBDE 99 ve 100 ve hekza-PBDE 153 ve 154 izomerleri, insan dokularında en yaygın olanlardır ve toplam PBDE'lerin yaklaşık % 90'ını oluşturmaktadırlar (Hassan ve Shoeib, 2015; Krol ve diğ., 2012).

Gıda, iç ortam havası, ev tozu ve insan dokularındaki varlıklarından ötürü insan sağlığı üzerindeki potansiyel olumsuz etkileri ile ilgili kanıtlar bir araya getirildiğinde, bazı uluslararası organizasyonlar penta ve okta-BDE pazarlamasını ve kullanımını yasaklamıştır (Cristale ve diğ., 2016; Harrad ve diğ., 2008).

Üç teknik karışımdan, penta-BDE'nin en düşük konsantrasyonlarda toksikolojik etkileri olduğu görülmüştür. PBDE2ler yapısal olarak tiroit hormonlarına benzerdir ve bu nedenle tiroit hormonları homeostazındaki değişiklikler sebebiyle endokrin bozucular gibi davranabilmektedirler. PBDE'ler ayrıca gelişimsel nörotoksikantlar olarak tanımlanmıştır. Epidemiyolojik bir çalışmada, kordon kanının PBDE konsantrasyonları ile ilişkili olarak nörogelişimsel etkiler (fiziksel ve zihinsel gelişim testleriyle değerlendirilmiştir) göstermiştir. Bir dizi deneysel çalışma, bu bileşiklerin karaciğer ve böbrek morfolojisi üzerinde etkili olabileceğini önermektedir. Çocuklar potansiyel yollarla erişkinlere kıyasla çevre kirliliğine daha çok maruz kalmaktadırlar. Ayrıca gelişme aşamasında olmaları sebebiyle olumsuz sağlık etkilerine karşı daha fazla savunmasız durumdadırlar (Besis ve Samara, 2012;

Frederiksen ve diğ., 2009). İnsan maruziyeti Kuzey Amerikada genellikle Avrupa ve Asya'dan yüksek oranda daha yaygın bulunmuştur (Frederiksen ve diğ., 2009).

### 1.3. Poliklorlu Bifeniller

Poliklorlu bifeniller (PCB'ler), geniş bir uygulama yelpazesi içinde 1950, 1960 ve 1970'lerde yaygın olarak kullanılan kalıcı organik kimyasalların bir grubudur. Poliklorlu bifeniller, dünya genelinde yaklaşık 1,2-1,3 milyon ton üretimle çeşitli uygulamalarda yaygın olarak kullanılmaktadır (Robson ve diğ., 2010; Dirtu ve Covaci; 2010). Bu miktarın 640.000 tonu Amerika'da üretilmiş, 40.000 tonu Kanada ithal ederken İngiltere'de yaklaşık 67.000 ton üretilmiş ve 40.000 ton kullanılmıştır (Harrad ve diğ., 2009). Poliklorlu bifenillerin ticari anlamda ilk olarak üretilmeleri Aroclor ticari adı altında ABD'de imal edilmiş ve satılmıştır. Daha sonra 1935 yılından itibaren Almanya, İtalya, Fransa, ve Japonya'da çeşitli firmalar tarafından PCB üretimine başlanmıştır. 1929 ve 1977 yılları arasında; ısıya dayanıklı, yağlı kimyasallar, çok çeşitli ürünlerde elektrik izolasyon sıvıları, hidrolik sıvılar, alev geciktiriciler ve çözücüler olarak kullanılmıştır. 1957 ve 1971 yılları arasında, Birleşik Devletler'de, % 21 ila % 68 arasında değişen klor içeriğine sahip 12 farklı Aroclor türü üretilmiş ve yurtiçi üretim 1970'de 85 milyon libreye kadar yükselmiştir. Yaklaşık 50 yıllık bir süre boyunca yaygın şekilde kullanılması ve çevreye zarar verme, biyoakümülatif özellikler ve hareketlilik direnci, PCB'leri gıda zincirinde önemli küresel kirleticilere dönüştürmüştür. Dünya genelinde üretilen PCB'nin birikmiş miktarı yaklaşık 1,5 milyon metrik ton olarak tahmin edilmektedir (Knobeloch ve diğ., 2012; Heinzow ve diğ., 2007).

Olumsuz çevre ve sağlık etkileri nedeniyle, Stockholm Sözleşmesi'nde listelenen başka bir KOK sınıfı, poliklorlu bifenillerdir. PCB'ler meşhur "kirli düzine" üyesidirler (Li ve diğ., 2011). PCB'lerin imalatı ve kasıtlı kullanımı gibi birincil kaynaklardan PCB'lerin havaya transferi, 1970'ler ve 1980'lerde çeşitli ürünlerde PCB'lerin yasaklanmasından sonra azaltılmıştır (Jartun ve diğ., 2009). Dünya çapındaki konsantrasyonlar, üretimdeki düşüş sebebiyle sonraki on yıl boyunca hızla azalma göstermiş ancak düşüş oranı, dünyanın birçok bölgesinde kayda değer ölçüde yavaşlamıştır ya da tamamen durmuştur. PCB'ler yaygın bir çevresel kirletici madde olarak çevrede bulunurlar. Bu devam eden yaygınlığın temel nedenlerinden birinin

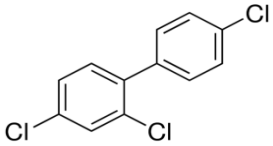
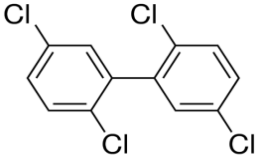
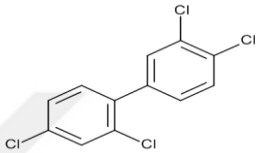
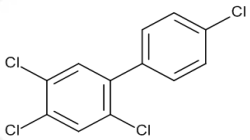
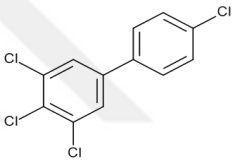
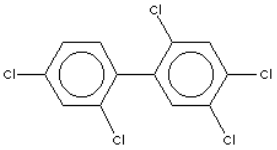
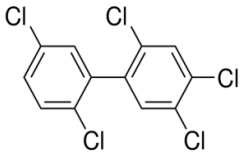
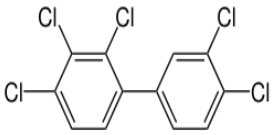
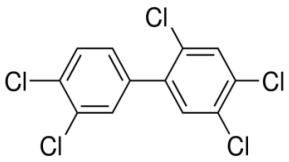
hala kullanılmakta olan malzeme ve ekipmanlarda PCB'lerin büyük rezervuarlarının bulunması olduğu varsayılmaktadır. PCB'lerin imalatı büyük ölçüde yasaklanmış olmasına rağmen, dünyanın dört bir yanındaki konutlarda mevcut materyallerde varlığı söz konusudur (Robson ve diğ., 2010; Wang ve diğ., 2015).

Poliklorlu bifeniller ilk önce inşaat malzemeleri gibi "açık kullanımlar" ve daha sonra elektrik kondansatörleri ve trafo soğutma sistemleri olarak "kapalı kullanımlar" için yasaklanmıştır. Danimarka'da bu yasaklar sırasıyla 1977 ve 1986'da yürürlüğe girmiştir (Frederiksen ve diğ., 2012).

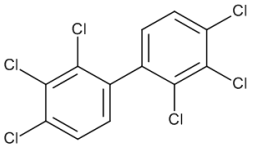
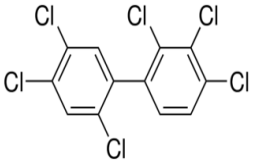
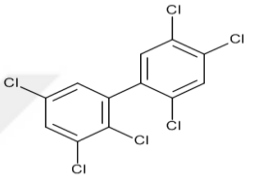
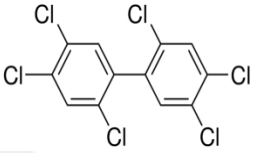
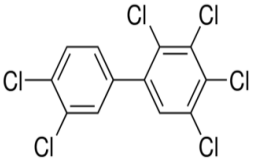
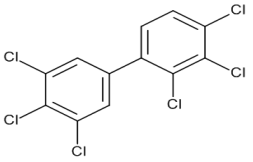
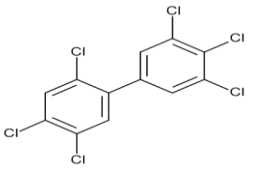
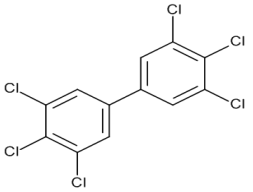
### 1.3.1. PCB'lerin kimyasal yapıları ve özellikleri

Poliklorlu bifeniller doğal kaynağı bulunmayan ve çeşitli zararlı etkilere neden olabilecek sentetik organik kimyasallardan oluşan bir gruptur. Bilinen bir kokusu veya tatları olmamakla beraber, katı, yağlı sıvı, renksiz veya açık sarı renktedirler. Suda oldukça az çözünürler (20 °C, 15 ppb) ve ısı (kaynama noktaları 280-415 ºC), ışık gibi çevre şartlarına son derece dayanıklıdırlar. Bazı PCB'ler uçucu olup, havada buhar olarak bulunabilirler. PCB'ler, çevreye çeşitli klorlu bifenil bileşenleri içeren karışımlar halinde girmekte ve atmosfer havasında 10 gün süreyle kalabilmektedirler. Yanıcı, parlayıcı, patlayıcı özellikleri olmayıp, elektriği geçirmemektedirler. Yapılarında iki benzen halkası bulunur, genel kimyasal formüleri $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ dir ve n sayısı 1 ile 10 arasında değişmektedir (WHO, 1992). PCB'lerin 209 üyesi olmasına rağmen, bunların 130'u ticari ürünlere uygulanmıştır. PCB'ler ticari olarak daha ziyade Aroclor 1254 ve Phenoclor gibi isimlerle bilinirler. İsimlendirilmelerinde ilk iki rakam karbon atomu sayısını, son iki rakam ise klorlanma oranını göstermektedir. Örneğin, Araclor 1254 adı molekülde 12 karbon atomu ve ağırlık olarak % 54 oranında klor içerdiğini ifade etmektedir (ATSDR, 2000; Güvenç ve Aksoy, 2007). Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği (IUPAC) tarafından non-orto, mono-orto ve di-orto yapılarına göre numaralandırma sistemi geliştirilmiştir. Günümüzde PCB'lerin adlandırılmasında genelde IUPAC sistemi kullanılmaktadır. Bazı PCB izomerlerinin IUPAC numaraları ve kimyasal yapıları Tablo 1.4'te verilmiştir.

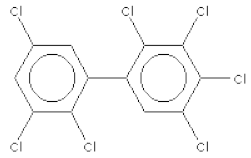
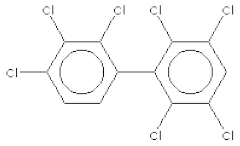
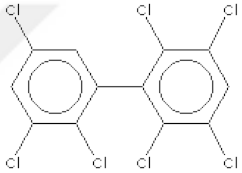
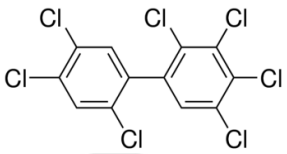
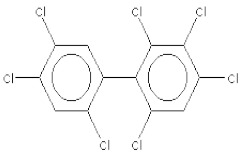
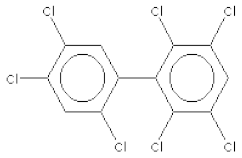
Tablo 1.4. 25 PCB Bileşiklerinin Kimyasal Yapıları

| PCB | IUPAC No | CAS no | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|
| 2,4,4' trikloro bifenil | PCB 28 | 7012-37-5 |  |
| 2,2',5,5' Tetrakloro bifenil | PCB 52 | 35693-99-3 |  |
| 2,3',4,4' Tetrakloro bifenil | PCB 66 | 32598-10-0 |  |
| 2,4,4',5 Tetrakloro bifenil | PCB 74 | 32690-93-0 |  |
| 3,4,4',5 Tetrakloro bifenil | PCB 81 | 70362-50-4 |  |
| 2,2,4,4'5 Pentakloro bifenil | PCB 99 | 38380-01-7 |  |
| 2,3,3',4,4' Pentakloro bifenil | PCB 101 | 37680-73-2 |  |
| 2,3,3',4,4' Pentakloro bifenil | PCB 105 | 32598-14-4 |  |
| 2,3',4,4',5 Pentakloro bifenil | PCB 118 | 31508-00-6 |  |

Tablo 1.4. (Devam) 25 Bileşiklerinin Kimyasal Yapıları

| PCB | IUPAC No | CAS no | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|
| 2,2',3,3',4,4' Heksakloro bifenil | PCB 128 | 38380-07-3 |  |
| 2,2',3,4,4',5 Heksakloro bifenil | PCB 138 | 35065-28-2 |  |
| 2,2',3,4,5,5' Heksakloro bifenil | PCB 146 | 51908-16-8 |  |
| 2,2',4,4',5,5' Heksakloro bifenil | PCB 153 | 35065-27-1 |  |
| 2,3,3',4,4',5 Heksakloro bifenil | PCB 156 | 38380-08-4 |  |
| 2,3',4,4',5,5' Heksakloro bifenil | PCB 157 | 69782-90-7 |  |
| 3,3',4,4',5,5' Heksakloro bifenil | PCB 167 | 52663-72-6 |  |
| 2,2',3,3'4,4',5Heptakloro bifenil | PCB 169 | 32774-16-6 |  |

Tablo 1.4. (Devam) 25 PCB Bileşiklerinin Kimyasal Yapıları

| PCB | IUPAC No | CAS no | Kimyasal Yapısı |
|---|---|---|---|
| 2,2',3,3',5,5',6 Heptakloro bifenil | PCB 172 | 52663-74-8 |  |
| 2,2,3,4,4',5,5' Heptakloro bifenil | PCB 177 | 52663-70-4 |  |
| 2,2',3,4,4'5,6' Heptakloro bifenil | PCB 178 | 52663-67-9 |  |
| 2,2',3,4,4'5,6' Heptakloro bifenil | PCB 180 | 35065-29-3 |  |
| 2,2',3,4,4',5,6 Heptakloro bifenil | PCB 183 | 52663-69-1 |  |
| 2,2',3,4',5,5',6 Heptakloro bifenil | PCB 187 | 52663-68-0 |  |

Poliklorlu bifenil karışımları, bir karışımda çok sayıda olası izomer içermektedir ve on iki PCB izomerinin (77, 81, 126, 169, 105, 114, 118, 123, 156,157, 167, 189) toksisiteye sahip olduğu belirlenmiştir (Gonzalez ve diğ., 2011).

Çevresel numunelerde bulunan poliklorlu bifenillerin izomer profili karmaşıktır ve sıklıkla ticari PCB formülasyonlarının bileşimini yansıtmamaktadır. Üç boyutlu yapılarına ve ikame düzenlerine bağlı olarak, PCB izomerleri farklı hücresel hedef

bölgelere bağlanmakta ve çeşitli farklı mekanizmalara bağlı olumsuz etkilere neden olmaktadır (Zhao ve diğ., 2010).

Poliklorlu bifeniller toprak, bitki örtüsü, su, atmosferik parçacıklar gibi ikincil kaynaklardan buharlaşmaya yatkındırlar (Jartun ve diğ., 2009). Biyolojik olarak kullanılabilmekte ve besin zincirlerinde biyoakümülasyona uğrayabilmektedirler (Tan ve diğ., 2007). PCB'ler, asit, baz ve ısıya karşı yüksek derecede dayanıklıdır ve bu özellikleri onları mükemmel izolatörler ve yağlayıcılar haline getirmektedir (Meng ve diğ., 2016a). Bifenil yapısındaki klorların yerlerine göre toksisiteleri artmaktadır. Toksik PCB'lere "Dioksin benzeri PCB'ler" de denir. En toksik PCB'ler PCB 169 ve 126'dır.

### 1.3.2. PCB'lerin kullanım alanları ve kaynakları

Polisiklik aromatik hidrokarbon'ların aksine, poliklorlu bifeniller sadece endüstriyel kökenlidir. Ticari PCB ürünlerinden salınım, çevredeki PCB'lerin birincil kaynağı olarak tanınmaktadır. Kolayca yanmamaları ve iyi izolasyon malzemeleri olması sebebiyle, kapasitörler ve transformatörler gibi elektrikli ekipmanlar, televizyonlar ve buzdolapları gibi çeşitli tüketici ürünleri, ahşap ve çimento yüzeyleri için sızdırmazlık malzemeleri, vakum pompaları, floresan lambaların balast kapasitörleri, çift cam uygulamaları, hareketli aksam yağlama malzemeleri, hidrolik sıvılar ve kesici yağ, boya, yapıştırıcı ve karbonsuz kopya kağıdı imalatı, alev geciktiriciler, plastikleştiriciler, ısı eşanjörleri ve pestisitlerdeki katkı maddeleri olarak yaygın şekilde kullanılmaktadırlar (Aichner ve diğ., 2007; ATSDR, 2000; Güvenç ve Aksoy, 2007; Wang ve diğ., 2013b; Jartun ve diğ., 2009; Wang ve diğ., 2015).

Poliklorlu bifeniller, insan sağlığına zararlı olduğu bilinen ev tozu içerisinde bulunan tipik bileşik grubudur. PCB'ler ABD, Kanada, Yeni Zelanda ve İngiltere de dahil olmak üzere dünyadaki ev tozu gibi iç ortam numunelerinde tespit edilmiştir (Wang ve diğ., 2015). İmalatı sona ermesine rağmen, daha önce salınan PCB'lerin yeniden dağılması, PCB'lerin kontamine atık sahalarından buharlaşması ve yakma gibi insan faaliyetleri hala PCB'lerin atmosfere salınmasına katkıda bulunmaktadır. Kapalı ortam havasındaki PCB'lerin konsantrasyonlarının çoğunlukla açık havadaki konsantrasyonlardan daha fazla olduğu belirlenmiştir. Bu farklılık, özellikle eski evlerde ve diğer binalarda küf, ısı izolatörleri ve flüoresan aydınlatma balastları gibi

iç mekan kaynaklarının bulunmasından ileri gelmektedir (Fitzgerald ve diğ., 2011). Ayrıca iç ortamdaki PCB kalıntıları, güneş ışığı, aşırı sıcaklık ve mikrobik aktivite gibi bozunum süreçlerine tabi olma olasılığı daha düşük olduğu için açık havadan daha kalıcı olarak değerlendirilmektedir (Tan ve diğ., 2007).

Kimyasal stabilite, yüksek kaynama noktası, düşük ısı iletkenliği ve yüksek dielektrik sabitler gibi PCB'lerin benzersiz özellikleri, endüstriyel ve ticari uygulamalarının artmasına neden olmuştur. Yanmazlıkları nedeniyle PCB'lerin ana uygulaması transformatörler ve kondansatörlerdeki dielektrik yağ olsa da, öncelikli olarak alev geciktirici (flame retardant) olarak üretilmiştir (Coelho ve diğ., 2016). 1970'lerin sonunda üretim ve kullanımının evrensel olarak bırakılmasına rağmen, kondansatörlerdeki ve transformatörlerdeki sızdırmazlık malzemeleri ve dielektrik sıvılarda ve konutların elastik macunlarında plastikleştiriciler gibi uygulamalarda hali hazırda mevcuttur. (Harrad ve diğ., 2016; Li ve diğ., 2011; ATSDR, 2000; Meyer ve diğ., 2013; Robson ve diğ., 2010)

Poliklorlu bifeniller okul, konut ve kamu binalarında uygulanmak üzere polivinil asetat (PVA) karışımlarında beton ve sıva yapı özelliklerini iyileştirmek için kullanılmıştır. Sıva ve beton üzerindeki PVA'nın olumlu gelişimi, inşaat aşamasında malzemenin daha esnek, mekanik erozyona karşı daha dirençli olmasını sağlamaktadır (Andersson ve diğ., 2004).

Kumlama ve patlatma gibi eski boya yüzeylerini beton yüzeylerden uzaklaştırmak için sıklıkla kullanılan yöntemlerle yapılan yüzey temizliğinde, PCB içerikli boyaların çıkarılması yoluyla, yüzeylere PCB içeren toz yayılması muhtemeldir (Kuusisto ve diğ., 2007; Liu X. ve diğ., 2016). PCB'ler bina sızdırmazlık macunları, beton bloklar arasındaki karışımlar, iç mekan elastik dolgu malzemeleri, pencerelerin ve kapı çerçevelerinin etrafındaki elastik macunlarda tespit edilmiştir. ABD Çevresel Koruma Ajansı'na (EPA'ya) göre PCB içerikli malzemeler % 40'a kadar PCB içerebilir (Liu X. ve diğ., 2016). Pek çok çalışma, polisülfid sızdırmazlık macunlarındaki PCB'lerin, 1950-1980 yılları arasında 0.05 mg/g'ı aşan konsantrasyonlarda kullanıldığını bulmuştur. Örneğin, Danimarka'daki bina stokunun üçte biri bu dönemde inşa edildiği tahmin edilmektedir. Bu dönemde inşa edilen binalarda PCB üzerine yapılan büyük araştırmalarla İsviçre'de ve ABD'de

daha küçük ölçekli olarak gerçekleştirilmiş ve sırasıyla incelenen binaların % 48'inde ve % 46'sında, sızdırmazlık macunlarında PCB bulunmuştur (Frederiksen ve diğ., 2012). Bu sızdırmazlık malzemeleri, sadece geri kalan PCB stoklarının önemli bir yüzdesini (% 10-18) temsil etmekle kalmaz, bu kullanımın doğası gereği, klasik açıdan açık kaynaklardır, yani yapıların dışına yüzeysel olarak uygulanmakta ve bu nedenle sürekli olarak volatilizasyon, yıkama ve erozyon gibi potansiyel kayıp süreçlerinin tümüne maruz kalmaktadırlar. Bu nedenle, potansiyel olarak bu kirleticilerin çevrede sürekli kaynağı olarak davranmaktadırlar. Bu varsayım, kentsel alanlardaki PCB'lerin artan konsantrasyonları ve kontamine alanlardan doğrudan salımları açısından bir dizi çalışma tarafından desteklenmektedir. Ayrıca, iç ortamlarda macunlarda kullanılan PCB'ler kapalı ortam havasına PCB'lerin büyük potansiyel bir kaynağı olarak etki edebilmekte ve dolayısıyla insan maruziyetinin önemli bir kaynağı olabilmektedir. Örneğin Harrad ve diğ. (2009), iç ortam hava ve toz teneffüsünün/yutulmasının ortalama Kanada'lı yetişkinler için PCB'lere maruz kalmanın % 56'sını oluşturabileceğini tahmin etmiştir (Robson ve diğ., 2010; Harrad ve diğ., 2009).

Poliklorlu bifenil içerikli tüketici ürünleri arasında, eski flüoresan aydınlatma armatürleri, mikroskop yağı ve hidrolik yağ bulunur (ATSDR, 2000). Bununla birlikte, PCB'leri içeren uzun servis ömrü olan kapalı sistemler (örneğin transformatörler ve hidrolik sistemler) hala kısmen kullanılmaktadır. Elverişsiz hurdaya çıkarma ve imha etme, daha fazla emisyona neden olabilmektedir (Aichner ve diğ., 2007; Heinzow ve diğ., 2007).

Poliklorlu bifenillerin açık ve kapalı uygulamaları mevcuttur. Açık uygulamalar PCB'lerin direkt çevre ile temas durumunda olduğu vebu sebeple alıcı ortama rahatlıkla ulaşabildikleri uygulamalardır. Kapalı uygulamaları ise PCB'lerin tamamiyle ekipmanların içinde bulunduğu uygulamadır. PCB'lerin kapalı uygulamaları; elektrikli transformatör ve kondansatörler (buzdolapları, ısı sistemleri, klimalar, saç kurutucular, televizyonlar ve mikro dalga fırınlar dahil elektrikli ekipmanlardaki kondansatörler; su kuyusu motorları, motor start kondansatörleri, aydınlatma balastları), elektrikli motorlardır (bazı özel sıvı soğutmalımotorlarda çok az miktarda). PCB'lerin açık uygulamaları ise; makine yağları (mikroskoplar için immersiyon yağı, fren balataları, kesme yağlar, yağlama yağları), yapıştırıcılar (özel

yapıştırıcılar, suya dayanıklı duvar kaplama yapıştırıcıları), akışkanlaştırıcılar (conta dolgu maddesi, beton derzlerde dolgu malzemesi, PVC (polivinil klorlu plastikler), kauçuk izolasyon maddesi (hava deliklerinin etrafına, kapı ve pencerelerin etrafına)), yüzey kaplamaları (boyalar (gemilerin alt kısmında kullanılan boya), tekstil için yüzey işleme, karbonsuz kopya kağıdı, yangın geciktiriciler (tavan kaplaması üzerinde, mobilya ve duvarlarda), mürekkepler, ve izolasyon malzemeleridir. Birleşmiş Milletler Çevre Ajansı tarafından gelişmekte olan ülkelerde halen kullanılan PCB'li transformatörlerin % 60'ının kamuya ait elektrik ağlarında bulunduğu tahmin edilmektedir.

1990'lı yıllarda Almanya, İsveç ve Finlandiya'da, prefabrike konutlardan elastik polisülfid sızdırmazlık malzemeleri vasıtası ile PCB kontaminasyonuna sebep olan yeni bir kaynak tespit edilmiştir. 1960-1975 yıllarında kullanılan elastik polisülfid sızdırmazlık macunları, plastikleştirici olarak % 5-30 PCB içermektedir. PCB içeren silikon esaslı betonarme binaların dış dikişlerinde kullanılmış ve sızdırmazlık macunlarındaki PCB'lerin açık havada erozyon ve eski sızdırmazlık macunlarının giderilmesi yoluyla çevreye yayılmış olduğu keşfedilmiştir. Almanya'da, PCB içeren dolgu macunu kapalı ortamda daha sık kullanılmaktadır ve bu nedenle esas olarak iç ortam hava problemi olarak düşünülmüştür. Bununla birlikte, Finlandiya'da, PCB'ler bina dışı beton bloklar arasında ağırlıklı olarak kullanılmıştır. Sızdırmazlık macunlarında kullanılan PCB hacminin tahminleri 130 ila 270 t arasında değişir. En sık uygulanan ticari karışım Aroclor 1260 veya Aroclor 1254'tür. Büyük bir daire bloğu 40-50 kg PCB içerebilmektedir (Priha ve diğ., 2005).

Yarı uçucu olma özelliğinden ötürü, çevresel koşullar altında yüksek ısrarlarından ötürü atmosferik uzun menzilli taşımaya yatkındır ve sürekli olarak PCB içeren malzemelerden ve kapalı sistemlerden çevre havasına ve iç ortam havasına sızıntı yaptıktan sonra yayılmaktadır. Çevresel ortamdaki bu kalıcı organik kirleticilerin arka plan seviyelerinin küresel olarak dağılımı, PCB'lerin önceki zamanlarda endüstriyel kullanımları ve salınımı, çevrede yaygın atmosferik dağılım ve bu maddelerin bozunmaya devam etmesinden türetilmektedir. Atmosferdeki PCB konsantrasyonları ve nüfus yoğunluğu arasındaki korelasyon, kentsel alanların PCB'lerin önemli kaynakları olduğunu göstermektedir. Kentsel alanların, kent dışı alanlara kıyasla belirgin şekilde daha yüksek gaz fazlı PCB konsantrasyonlarına

sahip olduğu belirlenmiştir. Dahası, kapalı ortam havasındaki PCB konsantrasyonları, açık havadaki değerlerden büyük olabildiği ve kapalı ortam havasının, topraktaki emisyonlardan daha fazla atmosfere PCB kaynağı oluşturduğu gösterilmiştir (Gonzalez ve diğ., 2011; Norström ve diğ., 2010; Heinzow ve diğ., 2007; Tan ve diğ., 2007).

### 1.3.3. PCB'lerin sağlık etkileri

Poliklorlu bifeniller 1930'lardan beri yaygın olarak kullanılmakla birlikte, tüm çevrede (su, toprak ve hava) bulunmaktadır. Bu kirleticilerin birçoğu lipofiliktir, ortamda son derece kararlıdır ve mutajenik, teratojenik ve kanserojen özelliklere bağlı olarak hem yaban hayatı hem de insanlar için olumsuz sağlık etkileri oluşturabilmektedir (Ali ve diğ., 2014). Bu kirleticilere maruziyet, kanser, parkinson hastalığı ve infertilite (kısırlık) gibi çeşitli hastalıklarla ilişkilendirilmiştir (Cettier ve diğ., 2015). Besin zincirinde biyolojik olarak biriken kalıcı çevresel kirleticiler olmasının yanı sıra; insanlarda bazı izomerleri teratojenik, immünojenik veya kanserojen özellik göstermektedir. Zehirliliği, kalıcılığı ve küresel dağılımı ile ilgili artan kamuoyu ve toksikolojik çalışmalar ve PCB'ye maruz kalmanın yol açtığı ciddi sağlık tehlikelerinin ortaya çıkması nedeniyle 1970'lerden beri üretim, kullanım ve ithalatı aşamalı olarak durdurulmuştur. Bununla birlikte, üretim ve uygulamalarından yıllar sonra bile, PCB içeren yapı malzemeleri hala yüksek stabilite ve düşük uçuculuğu nedeniyle kapalı ortam havasını kirletmektedir (Aichner ve diğ., 2007; Robson ve diğ., 2010; Meyer ve diğ., 2013).

Poliklorlu bifeniller obezite ve tip-2 diyabet riskini arttırmakta ve kardiyak sistemi etkilemektedir. PCB'lerin nöropsikolojik fonksiyonu etkilediği ve daha zayıf bilişsel gelişime neden olduğu gözlemlenmektedir. Ayrıca, 2013 yılında tüm PCB'ler, Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı (IARC) tarafından insanlar için kanserojen olarak Grup 1 olarak sınıflandırılmıştır. Danimarka Sağlık ve İlaç Kurumu'na (DHMA) göre PCB toplamının 300 ng/$m^3$ üzerindeki hava konsantrasyonları sağlık riski oluşturabilmektedir (Lyng ve diğ., 2015).

Poliklorlu bifenillerin insanlar üzerinde uzun vadeli etkileri saptanmıştır. PCB karışımlarının akut toksisitesi düşük olmakla birlikte, insanlarda kanser riskini arttırması ve nörogelişimsel ve hormonal etkileri olması beklenmektedir. Ayrıca

immünosüpresyona neden olabilmektedirler. Yüksek maruz kalma durumunda klorakne gibi dermal bulgular da görülmüştür. 1960'lar ve 1970'lerde PCB içeren malzemeler kullanılarak inşa edilen kamusal binaların birçoğunda varlığını sürdürmekte ve yapı malzemelerinde bulunan PCB'lerin buharlaşması günümüzde halen önemli miktarda ev tozunda PCB mevcudiyetine neden olabilmektedir. Bu binalarda inhalasyon ile maruziyet, apartman sakinlerinin PCB vücut yüküne katkıda bulunacağı gösterilmiştir (Heinzow ve diğ., 2007; Priha ve diğ., 2005; Lyng ve diğ., 2015).

İnsanlardaki poliklorlu bifenil biyoakümülasyonunun PCB'lerin hava ve sudan karasal bitkilere ve suda yaşayan ototroflara ve omurgasızlara bölünmesi, ardından gıda ağları üzerinden aktarılması yoluyla meydana geldiği bilinmektedir. PCB inhalasyonunun beslenme yoluyla maruziyetine kıyasla uzun süredir önemsiz olduğu varsayılmış ve önemi hakkında az bilgi mevcuttur. İnsan serumundaki PCB incelenmelerinde, atmosferik orijinli PCB'lere maruz kalma endikasyonları bulunmuştur. Son zamanlarda, PCB'lerin inhalasyonunun, insanlarda PCB'lerin birikimine önemli bir katkı yapabileceği bildirilmiştir (Norström ve diğ., 2010).

Poliklorlu bifeniller nispeten düşük dozlarda dahi nörogelişimsel, üreme ve endokrin ilişkili etkiler olmak üzere çok çeşitli insan sağlığı ve ekosistem etkileri ile bağlantılıdır (Robson ve diğ., 2010). Zararlı maddeler ve hastalıklar birliği (ATSDR) tarafından yapılan değerlendirmeler, PCB'lerin insan ve hayvanlarda kanser, nörotoksisite, üreme ve gelişimsel toksisite, yüksek tansiyon, serum kimyasında değişiklikler, bağışıklık sistemi baskılanması, karaciğer hasarı, sinir sistemi hasarı, cilt tahrişi ve endokrin bozulma gibi çeşitli olumsuz sağlık etkilerine neden olduğunu göstermiştir (Gonzalez ve diğ., 2011; Kuusisto ve diğ., 2007; Tan ve diğ., 2007; Liu X. ve diğ., 2016; Frederiksen ve diğ., 2012).

Ticari üretimlerini takiben, insanlarda PCB kaynaklı sağlık problemleri ortaya çıkmaya başlamıştır. 1933 yılında ilk üretim yapan fabrikada çalışan işçilerin vücutlarında ve yüzlerinde akne benzeri püstüller görülmüştür. Bu tür problemler ortaya çıkmasına rağmen 1970'li yılların sonuna kadar PCB'ler sanayide yaygın olarak kullanılmışlardır (Güvenç ve Aksoy, 2007).

Nispeten düşük akut toksisiteye rağmen, hepatik monooksijenazların indüksiyonu, karaciğer tümörünü teşviki, bağışıklık ve üreme toksisitesi, tiroid ve östrojen hormonu sistemi ile girişim, özellikle perinatal maruz kalma esnasında nörogelişimsel bozukluklar gibi önemli ve karakteristik kronik etkiler bırakmaktadır (Heinzow ve diğ., 2007).

Son 30 yılda insan maruziyeti önemli ölçüde azalmış olsa da, ABD'deki erkeklerin, kadınların ve çocukların çoğunun kanında bu kimyasalların saptanabilir düzeylerde kalmaya devam etmektedir. Araştırmacılar, PCB maruziyeti ile çocukluk lösemisi, düşük doğum riski, bilişsel açıklar ve çeşitli endokrin bozukluklar arasındaki anlamlı ilişkileri ortaya koymuştur (Knobeloch ve diğ., 2012).

# 2. MALZEME VE YÖNTEM

Bu bölümde örnekleme ve analizlere yönelik detaylı bilgiler verilmiştir. Örnekleme bölgesinin tanıtılması, örnekleme yapılacak ev, ofis ve otomobillerin belirlenmesi ve örneklerin toplanması, analiz ve öncesinde kullanılan kimyasallar ve materyaller, örneklerin analize hazırlanması, örneklerin ekstraksiyonu ve önzenginleştirilmesi, temizleme (clean-up) işlemleri ve GC-MS parametrelerinin düzenlenmesine yer verilmiştir.

## 2.1. Çalışma Alanı

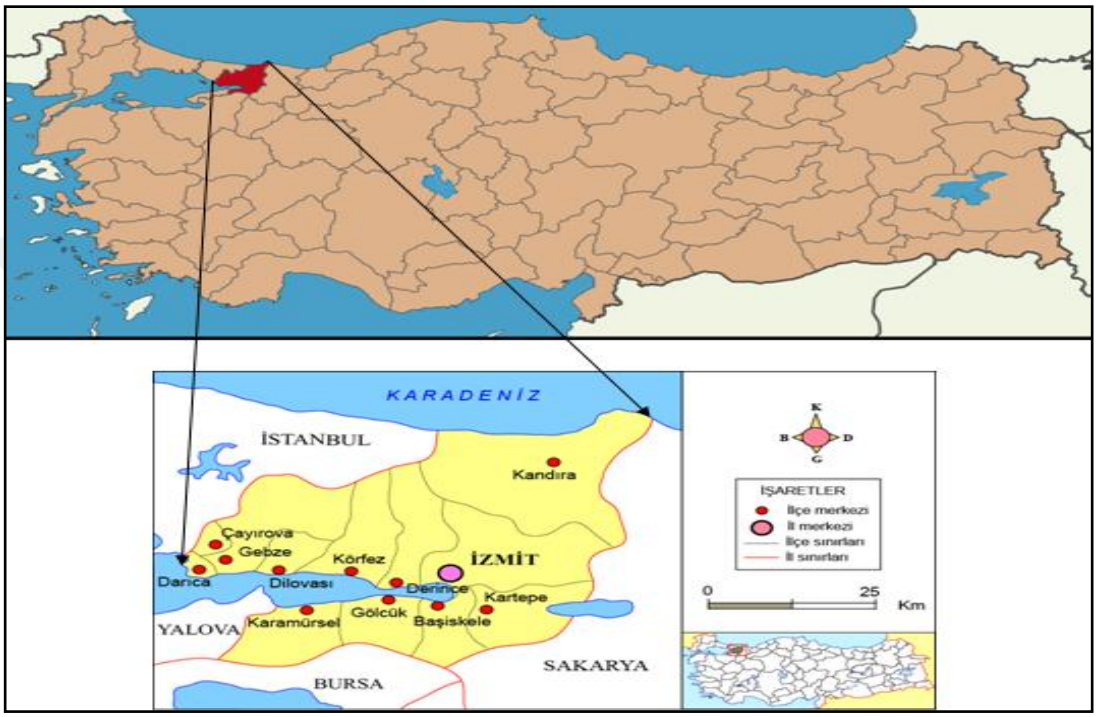
Ev ve ofis örneklemeleri için çalışma alanı Kocaeli İli belirlenmiştir. Marmara Bölgesi'nin Çatalca-Kocaeli Bölümünde arasında yer alan Kocaeli nüfus yoğunluğu yüksek şehirlerinden biri olmakla beraber Türkiye'nin küçük yüzölçümüne sahip illeri arasındadır. Yaklaşık 2 milyon nüfusa sahiptir. Şekil 2.1' de harita üzerinde görülen Kocaeli, ülkenin en büyük sanayi merkezlerinden biridir ve Asya-Avrupa bağlantısını sağlayan demiryolu ve karayolu hatlarını taşımaktadır.

Kocaeli İli'nde Türkiye'nin ihtiyacının % 30'undan daha fazlasını karşılayan Petrol Rafineri Tesisi, Petrokimya Kompleksi, Tehlikeli ve Klinik Atık Yakma Tesisi'nin yanı sıra tekstil, makina, metal, otomotiv, maden, gıda, kağıt, kimya, ağaç, deri, kömür ve diğer olmak üzere 1000 den fazla sanayi kuruluşu yer almaktadır (Arslanbaş, 2008). Bütün bu endüstriyel faaliyetlere ek olarak Karayolları Genel Müdürlüğü 2015 yılı verilerine göre ortalama trafik hacimleri belirtilen D-100 (61.686 araç/gün), TEM (79.169 araç/gün) ve D-130 (60.493 araç/gün) gibi yoğun ve istikrarlı taşıt trafiği olan yollar il sınırları içinden geçmektedir (Veriler karayolu üzerindeki maksimum araç geçişine sahip noktaların değerlerini göstermektedir).

Tüm bu veriler ele alındığında Kocaeli İli hava kirliliği açısından önem taşıyan bir bölge haline gelmiştir. Bu bölgede yaşayan insanlar için ciddi bir sağlık riski oluşturan ve her geçen gün nüfus yoğunluğu artan özelliği nedeniyle hava kirliliği çalışmalarının yoğunlaştığı literatür araştırmalarında görülmektedir. Dış hava

kalitesinin iç ortama etkisi ve oluşturduğu riskler açısından çalışma alanı olarak Kocaeli İli belirlenmiştir.

Araba klimaları Kocaeli İli'nde faaliyet gösteren 5 farklı marka araba servislerinden temin edilmiştir. Klimalar bakım için getirilen servislerde servis görevlileri tarafından çıkarılmıştır.




Şekil 2.1. Kocaeli haritası

## 2.2. Örnekleme Noktalarının Belirlenmesi ve Örneklerin Toplanması

Bu projede ev ve ofis örneklemelerinin gerçekleştirilebilmesi için Kocaeli İli'nin kent merkezinde, yoğun endüstrileşmiş bölgeleri dikkate alınarak yapılan bu çalışmada Kocaeli'nin 5 ayrı ilçesinde (İzmit, Derince, Körfez, Çayırova ve Gölcük) bulunan 15 adet ev ve 15 adet ofis olmak üzere 30 adet örnekleme noktası tespit edilmiş; ve bu ev ve ofislerde bulunan klimaların filtreleri çıkarılarak toz örnekleri alınmıştır. Şekil 2.2.'de klima toz örneklerinin toplandığı ev ve ofislerin lokasyonları gözükmektedir.




Şekil 2.2. Katılımcı ev ve ofislerinin lokasyonları

Otomobil klima örneklemeleri için 5 ayrı otomobil bakım servisi belirlenmiştir. Her servisten 5 adet araba kliması örneklenmiştir. Otomobil Klima filtrelerindeki toz örneklemesi için araba bakım servis elemanlarınca alınan filtreler alüminyum folyoya sarılarak muhafaza altına alınmış ve laboratuvar ortamına getirilmiştir. Ev ve ofis klima örneklemesi için de aynı şekilde klimaların filtreleri çıkarılarak alüminyum folyoya sarılarak uygun şartlarda laboratuvar ortamına getirilmiştir. Araba, ev ve ofis klimalarından alınarak getirilen filtrelerin üzerindeki tozlar bir fırça yardımıyla bir alüminyum folyo üzerine silkelenmiştir. Örnekleme sonrası ektraksiyon için Çetin ve Odabasi tarafından önerilen yöntem temel alınarak sistem geliştirilmiştir (Çetin ve Odabasi, 2011). Şahit olarak sodyum sülfat tuzu kullanılmıştır. Daha önce 4 saat süreyle 450 $^{0}$C'de aktive edilmiş KOK kirleticisi barındırmayan sodyum sülfat tuzu daha önce kullanılmamış bir klima filtresine dökülerek filtre diğer numune örneklerinde yapıldığı gibi alüminyum folyoya sarılmıştır. Şahidin kullanılmasındaki amaç örneklerin işlenmesi ve hazırlanması sırasında herhangi bir kirlenmenin olup olmadığının anlaşılmasıdır (Abdallah ve diğ., 2013). Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde bulunan laboratuvara götürülen örneklerler işleneceği ana kadar daha önce isooktan ile temizleyip 300 $^{0}$C'de fırında beklemiş temiz amber şişede -20 $^{0}$C'de derin dondurucuda

bekletilmiştir. Şahitlerinin (klima filtrelerinden silkelenen sodyum sülfat tuzu) eleme, ekstraksiyon ve analiz işlemi örneklerle birlikte aynı yöntem kullanılarak yapılmıştır.

Ev ve Ofislere ait metrekare, trafiğe yakınlık, boyama zamanı, bina yapısına sigara içimine yönelik bilgiler incelenen kalıcı organik kirleticilerin derişimlerini etkileyebilecek olmaları dikkate alınarak o çevrelerde ikamet eden kişilere verilen bir formun doldurturulması yolu ile elde edilmiştir. Sonuçlar Tablo 2.1.'de verilmiştir.

Tablo 2.1. Örnekleme Noktalarına Ait Özellikler

| | **Alan (m2)** | **Trafiğe Yakınlık (m)** | **Sigara içilme durumu** | **Filtre temizlenme zamanı (yıl)** | **Boyama Zamanı (yıl)** |
|---|---|---|---|---|---|
| **EV 1** | 120 | 500 | YOK | 1 | 10 |
| **EV 2** | 120 | 350 | YOK | 0,25 | 2 |
| **EV 3** | 120 | 1500 | YOK | 1 | 2 |
| **EV 4** | 130 | 1300 | YOK | 1 | 2 |
| **EV 5** | 130 | 400 | YOK | 3 | 0,41 |
| **EV 6** | 140 | 2500 | YOK | 4 | 2 |
| **EV 7** | 75 | 250 | YOK | 1 | 5 |
| **EV 8** | 180 | 650 | YOK | 1 | 2 |
| **EV 9** | 140 | 150 | YOK | 5 | 1,5 |
| **EV 10** | 120 | 1500 | YOK | 0,5 | 1 |
| **OFİS 1** | 25 | 100 | VAR | 1 | 0,08 |
| **OFİS 2** | 10 | 150 | YOK | 3 | 0,08 |
| **OFİS 3** | 20 | 150 | YOK | 0,25 | 3 |
| **OFİS 4** | 20 | 100 | YOK | 2 | 10 |
| **OFİS 5** | 60 | 150 | YOK | 0,41 | 0,33 |
| **OFİS 6** | 32 | 200 | YOK | 0,41 | 5 |
| **OFİS 7** | 160 | 400 | YOK | 0,66 | 0,33 |
| **OFİS 8** | 18 | 350 | VAR | 1 | 1 |
| **OFİS 9** | 2,5 | 350 | YOK | 1 | - |
| **OFİS 10** | 15 | 1200 | YOK | 1 | 3 |
| **OFİS 11** | 40 | 280 | YOK | 0,75 | 3 |
| **OFİS 12** | 30 | 1400 | VAR | 1 | - |
| **OFİS 13** | 20 | 200 | VAR | 3 | 0,08 |

## 2.3. Kullanılan Kimyasallar ve Materyaller

Örneklerin ekstraksiyonu, ön zenginleştirmesi sırasında kullanılan % 99,9 saflıkta Diklorometan (LiChrosolve), % 99,8 saflıkta Aseton (SupraSolve), % 98 saflıkta n-Hekzan (SupraSolve), % 90 saflıkta Petrol eteri (SupraSolve); Sodyum sülfat, Silika jel 60 (0,063-0,200 mm) ve nötral alümina 90 (0,063-0,200 mm) Merc firmasından temin edilmiştir. Granül halindeki sodyum sülfat % 99 saflıkta ve susuzdur. Azot gazı % 99 yüksek saflıktadır.

Sertifikalı PAH, PCB ve PBDE surragate standart maddeleri ve standart karışımları AccuStandarts (USA) ve Absolute standarts (USA)'tan temin edilmiştir. Kullanılan standartlar, bileşikleri ve ürün kodları Tablo 2.2 'de sıralanmıştır. Kalibrasyon standartları, yüksek derişimdeki standarttan hekzan ile seyreltilip hazırlanarak derin dondurucuda saklanmıştır.

Tablo 2.2. Kullanılan surragate ve standart solüsyonlar

| Kimyasal | Bileşikler | Stok Solüsyon | Ürün Kodu |
|---|---|---|---|
| PAH (mix) | Nap, Acy, Ace, Flu, Ant, Phe, Flt, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA, Ind, BghiP | 100 ug/mL | Absolute standarts (EPA Method 525,2 PAH Standard, 16 comp., 100 ug/mL, in acetone, 1 mL |
| PAH (sur) | Asenaften -d10, Krisen -d12, Perilen-d12, Fenantren -d10 | 500 ug/ mL | Absolute standarts (EPA Method 525 – internal standard, 4 comp., PAH 500 ug/ mL, in acetone, 1 mL Standard |
| PCB (mix) | PCB-18, 20, 28, 31, 44, 52, 101, 105, 118, 138, 149, 153, 170, 180 ve 194 | 100 µg/ mL | Absolute Standard PCB Congener Mix, 15 components in 1 mL |
| PCB (sur) | $^{13}C_{12}$PCB-181 | 50 µg/ mL | Absolute Standard PCB Congener Mix, 15 components in 1 mL |
| PBDE (sur) | BDE 209 | 50 µg/ mL | AccuStandard Decabromodiphenyl ether 50 µg/ mL in isooctane: toluene 9:1 1 ml |
| PBDE (sur) | BDE 47 | 50 µg/ mL | AccuStandard 2,2',4,4' – Tetrabromodiphenyl Ether 50 µg/ mL in İsooctane 1 ml |
| PBDE (mix) | BDE 17, BDE 28, BDE 47, BDE 66, BDE 85, BDE 99, BDE 100, BDE 153, BDE 154, BDE 183, BDE 190, BDE 207, BDE 209 | 1 mL | AccuStandard PBDE congeners for precision and Recovery Varied conc in isooctane 1 mL |
| PBDE (int. std.) | BDE 153, BDE 154 ve BDE 183 | 100 ng/mL | AccuStandard ISO/DIS 22032 Internal Standard for BDE 153, BDE 154 ve BDE 183 100 ng/mL in Isooctane 10 ml |

Laboratuvarda teflon borular ve cam malzemeler kullanılmıştır. Kolon temizlenmesinde, ekstraksiyon işlemlerinde ve fraksiyonlara ayırma işlemlerinde yüksek saflıkta çözgenler ve iz miktarda organik ve kimyasaldan arıtılmış su kullanılmıştır. Bütün cam malzemeler sıcak su ve organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile yıkanmış ardından aseton ve hekzan ile yeniden yıkanarak 110 $^{0}$C'lik bir fırında 4 saat kurutulmuş ve deneylerde kullanılmaya hazır hale getirilmiştir.

### 2.4. Örneklerin Analize Hazırlanması

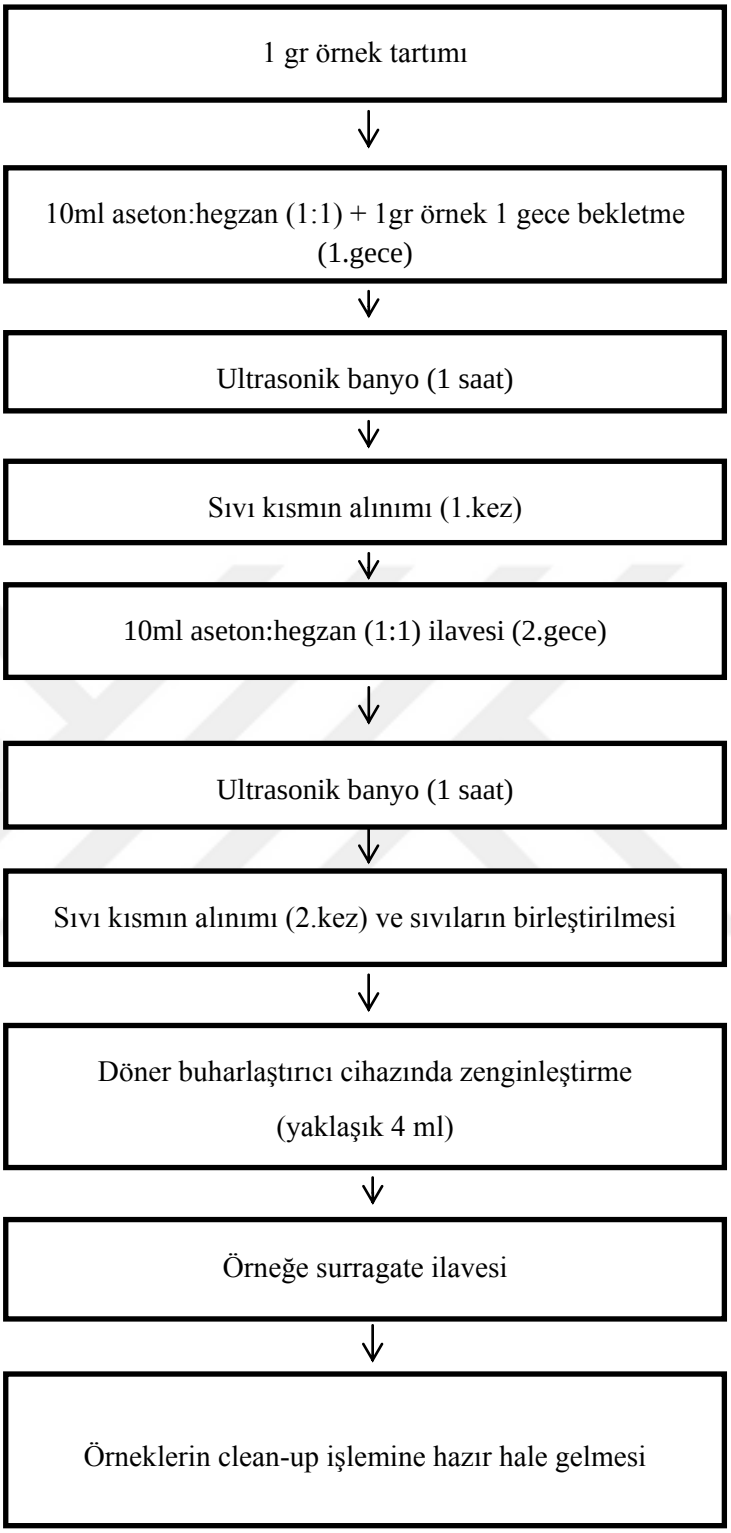
Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümüne ait dondurucuda amber şişeler içinde bulunan toz örnekleri içerdikleri kaba parçalardan ve organik (saç ve hayvan tüyü gibi) muhtevalardan arındırılmak üzere ayıklanmıştır. Kaba parçalardan ve organik muhtevalardan arındırılarak temizlenen örnekler temiz amber cam şişelere alınarak etiketlenip ve ekstraksiyon işleminde kullanılmak üzere -20 $^{0}$C'de derin dondurucuda bekletilmiştir.

### 2.5. Örneklerin Ekstrasyonu ve Önzenginleştirilmesi

Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümüne ait dondurucuya yerleştirilmiş örneklerden ekstraksiyon işlemi için hassas terazide 1 gr tartılmış ve önceden temizlenmiş cam tüplere dökülmüştür. Tüm örneklere ekstraksiyon işleminden önce geri kazanım verimini bulmak için geri kazanım "recovery" standardı eklenmiştir. Geri kazanım standardının analitik geri dönüşüm verimleri ise 76±14% (asenaften D-10), 77±12% (perilen -D10) and 79±17% (krisen -d10), 76±19% (fenantren D10), %63,2±11 ($^{13}C_{12}$ BDE-47), %61,7±6 ($^{13}C_{12}$ BDE-203), %73±14 ($^{13}C_{12}$PCB-181) ve %91.2 (benzilbenzoat) olarak bulunmuştur.

Geri kazanım oranlarını hesaplayabilmek için örnek üzerine Naftalin-D8 ve BDE47 standartları enjekte edilmiştir. Üzerine 10 ml aseton: hekzan (1:1) çözeltisi ilave edilmiştir. Ardından cam tüpün ağzı teflon bant ile kapatılarak toplam 2 gece karanlıkta oda sıcaklığında bekletilmiştir. Birinci geceden sonra 1 saat ultrasonik (ısıtma özelliği kapalı) banyodan geçirilen örneklerin sıvı kısmı temiz bir kapaklı amber cam şişeye pastör pipetle alınıp, ardından buzdolabına konulmuştur. Cam tüpte kalan örneğe ikinci defa aseton:hekzan (1:1) çözeltisinden 10 ml eklenmiş ve

oda sıcaklığında bir gece daha karanlıkta bekletilmiştir. İkinci geceden sonra sıvı kısım, birinci geceye ait sıvı kısım ile pastör pipet kullanılarak birleştirilmiştir. İkinci geceden sonra 1 saat ultrasonik (ısıtma özelliği kapalı) banyodan geçirilen örneklerin sıvı kısmı temiz bir santrifüj tüpüne alınarak 3500 tur/dakika devir ile 10 dakika boyunca santrifüj edilmiş çökebilen parçacıklardan temizlenmiştir. Örnek, santrifüj tüpünden şilifli amber cam balona pastör pipet ile alınarak hacmini yaklaşık 4 ml'ye düşürülmek üzere döner buharlaştırıcı cihazında önzenginleştirilmesi gerçekleştirilmiştir. Döner buharlaştırma işlemi sonunda hacmi yaklaşık 4 ml'ye düşen örnek 5 ml'lik amber şişeler alınarak örneklere PAH grubunu temsil etmesi için perilen-D12 PCB grubunu temsil etmesi için PCB-181 ve PBDE için (PDE-206) (Accustandard) surrogate standart eklenmiştir. Örnekler temizleme (clean-up) işlemine kadar -4$^0$C'de buzdolabı buzluğunda bekletilmiştir. Şekil 2.3.'de örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi aşamaları ve Şekil 2.3.'de yapılan çalışmaya ait fotoğraflar verilmiştir.




Şekil 2.3. Örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi




Şekil 2.4. Yapılan çalışmaya ait fotoğraflar (a- laboratuvar ortamında toz ayıklanması, b- ekstraksiyon işlemi, c- ekstraksiyon edilmiş numuneler, d- kolonlar )

## 2.6. Temizleme (Clean-up) İşlemleri

Çalışma kapsamındaki hedef alınan kirleticilerin ölçülmesi sırasında örnekte var olan girişim yapabilecek istenmeyen kimyasalların giderilmesi için clean-up prosedürü uygulanmıştır. Alümina ve silika jel, organik kirleticileri tutmak için kullanılmışken sodyum sülfat ise örneklerdeki su ve nemi tutmak için kullanılmıştır.

### 2.6.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması

Kolon temizleme işleminde kullanılan cam malzemelerin temizliği ve kolon kimyasallarının aktive edilmesi için aşağıdaki hazırlıklar yapılmıştır.

Cam malzeme temizliği: Kullanılan bütün cam malzeme önce sıcak saf su ve organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile fırçalanarak yıkanmıştır. Ardından saf

su ile iki defa durulanmıştır. Saf su ile durulanan cam malzemeler aseton ve hekzan ile yeniden yıkanarak sıcaklığı 110 $^0$C'ye getirilip etüvde 4 saat bekletilerek kurutuldu ve deneylerde kullanılmaya hazır hale getirilmiştir. Kullanılan cam malzemeler hemen yıkanarak örneklerin cam malzeme üzerine adsorplanmasının önüne geçilmiştir.

Ekstraksiyon işleminden geçen örnekler girişim yapabilecek organikleri uzaklaştırmak ve örnek matrisini zenginleştirmek ve fraksiyonlarına ayırmak üzere cam yünü, silika jel (90), alümina ve susuz sodyum sülfat içeren kolondan geçirildi. Kullanılan malzemelerin kolon için hazırlanması için uygulanan işlemler aşağıdaki gibidir.

Cam yünü için uygulanan işlemler: Cam yününün temizliği; temiz bir behere istenen miktarda cam yünü konulur ve üzerine cam yününün seviyesine gelecek kadar yüksek saflıkta hekzan eklenir. Çeker ocakta bütün hekzan buharlaşana kadar beklenir. Cam yünü kuruyunca temiz ve kapaklı amber bir şişeye alınarak hava ile teması kesilir. Bu aşamalar sonunda amber şişeye alınan cam yünü kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirilir.

Alümina için uygulanan işlemler: Miktarı belirlenen Alümina temiz bir kaba alınmış 350 $^0$C'ye ayarlanmış kül fırınında 6 saat boyunca bekletilip aktive edilir. Aktive edilmiş alümina soğuması için 60 dakika desikatörde bırakılır. Daha sonra soğuyan alümina ultra saf su ile % 6 oranında deaktive edilmek üzere temiz bir balon jojeye alınır ve topaklanma ihtimaline aralıklarla çalkalanarak 1 saat karanlıkta bekletilir. Alümina bu aşamalar sonunda kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirilmiş olur ve 12 saat içinde kolon işleminde kullanılır.

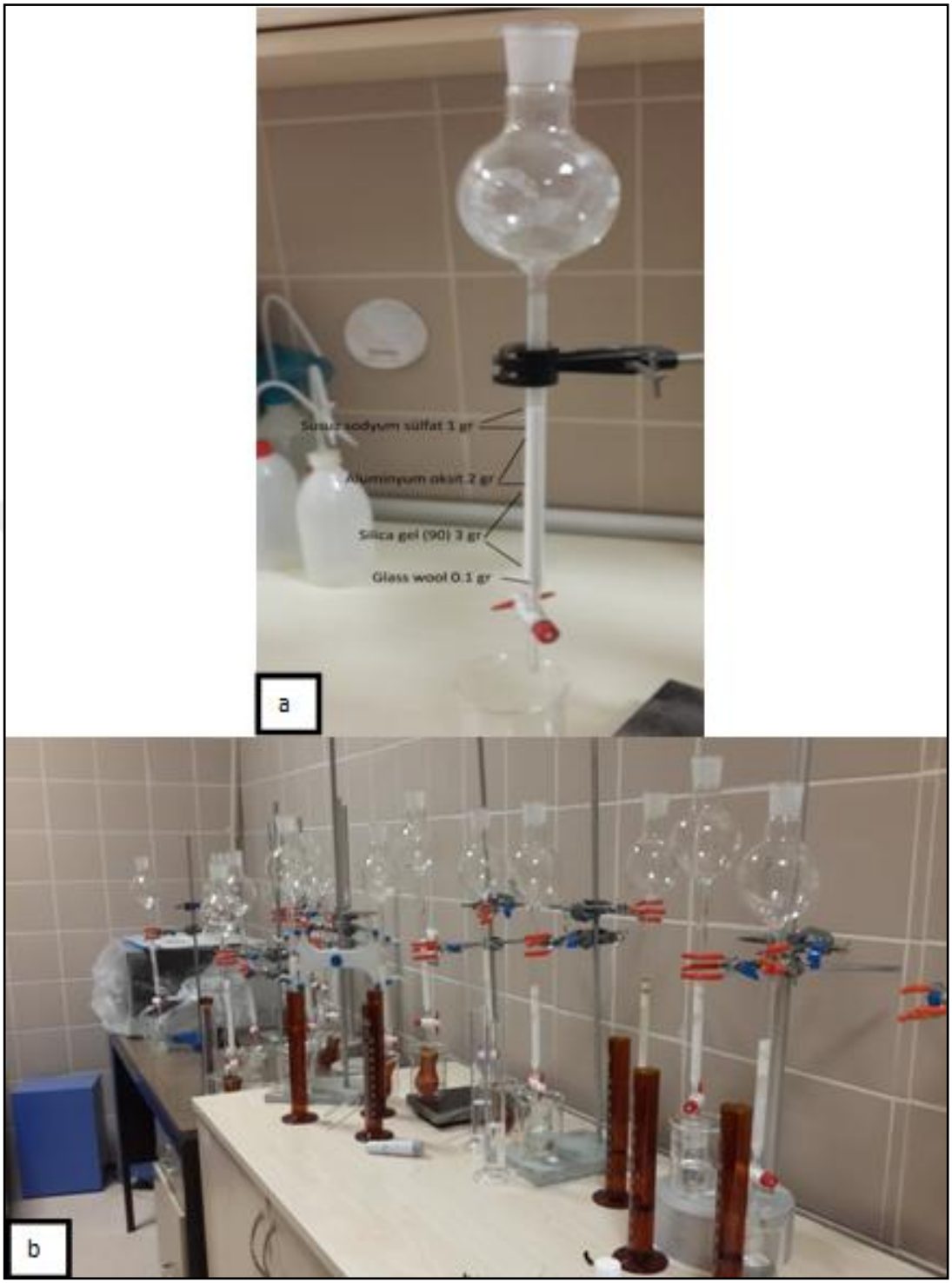
Silika jel (90) için uygulanan işlemler: Belirlenen miktarda Silika jel (90) temiz bir kaba alınarak 130 $^0$C'ye ayarlanmış etüvde 16 saat boyunca bekletilerek aktive edilir. Aktive edilmiş Silika jel (90) desikatörde 1 saat soğumaya bırakılır. Daha sonra temiz bir balon jojeye alınarak ultra saf su ile %5 oranında deaktive edilip 1 saat karanlıkta bekletilir ve topaklanma ihtimaline karşı balon joje aralıklarla çalkalanır. Silika jel (90) bu aşamalar sonunda kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirilir ve 12 saat içinde kolon işleminde kullanılır.

Susuz sodyum sülfat için uygulanan işlemler: Belirlenen miktarda susuz sodyum sülfat temiz bir kaba alınıp 350 $^{0}$C'ye ayarlanmış kül fırınında 6 saat boyunca bekletilerek aktive edilir. Aktive edilmiş susuz sodyum sülfat desikatörde 1 saat soğumaya bırakılır daha sonra temizleme işlemi için kolon hazırlamada kullanılır.

Yukardaki aşamalar sonucu hazırlanan malzemeler temizleme işleminde kullanılmaya hazır hale getirilmiş olur.

### 2.6.2. Temizleme (clean-up) kolonunun hazırlanması

Projenin laboratuvar aşamasında, 15 cm boyunda ve 0,5 cm çapında teflon musluklu cam kolon kullanılmıştır. Kolon hazırlamak için hassas terazide; cam yününden 0,1 gr, silika jel (90)'den 3 gr, Alümina'dan 2 gr ve susuz sodyum sülfat'tan 1 gr tartılarak yukarıdaki sırayla kolona dökülerek kolon yıkanmaya hazır hale getirilmiştir. Clean-up prosedürü için hazırlanmış kolon görselleri Şekil 2.5.'te verilmiştir. Birinci yıkama 20 ml diklorometan ile ikinci yıkama 20 ml Petroleter ile gerçekleştirilerek kolon olası girişimlere karşı yıkanmıştır.




Şekil 2.5. Temizleme (Clean-up) kolonu a- Bir adet temizleme (clean-up) kolonun yakından görünüşü, b- Temizleme (clean-up) kolonlarının genel görünüşü

### 2.6.3. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme

Örneklerde PCB-PBDE ve PAH analizi yapılacağından iki aşamalı bir işlem gerçekleştirilmiştir. Yıkama işlemi biten kolona PCB-PBDE ve PAH surrogate şahitleri eklenmiş yaklaşık 4 ml hacmindeki örnek kolondan dökülmüştür. Ardından PCB-PBDE kirleticilerini kolondan almak için 50 ml petroleteri kolondan geçirilmiştir. Daha sonra kolona 40 ml diklorometan ilave edilerek ikinci fraksiyon ile PAH kirleticileri alınmıştır.

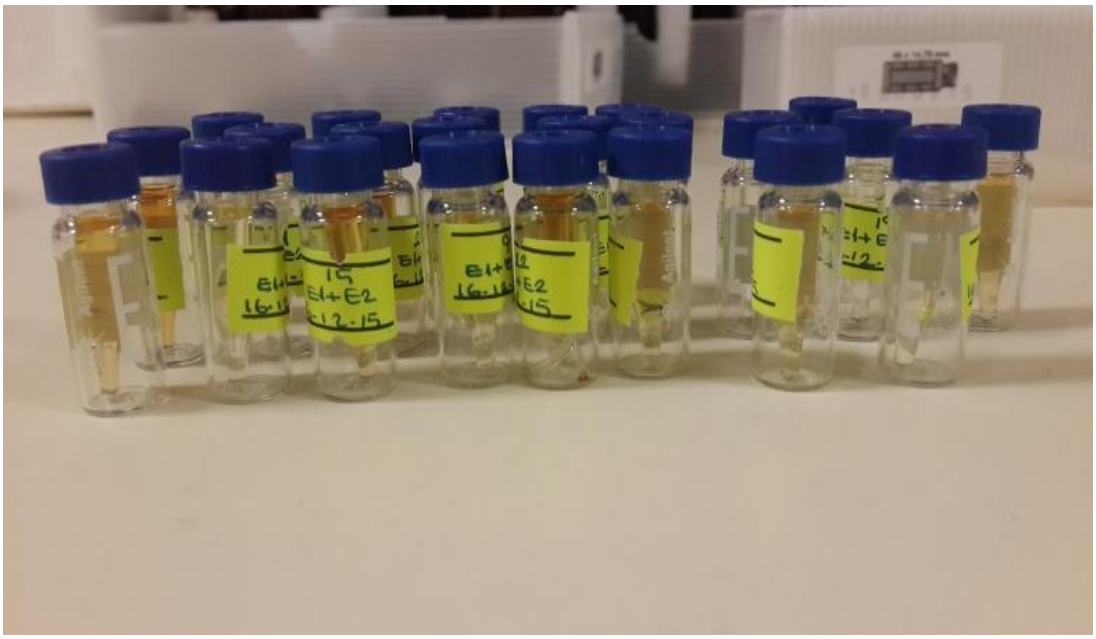
Kolondan alınan birinci ve ikinci fraksiyonlar ısıtma özelliği kapalı döner buharlaştırıcı cihazında zenginleştirme işlemiyle hacmi yaklaşık 4 ml'ye düşürülmüştür. Hacmi 4 ml'ye düşürülen örnekler temiz amber viallere pastör pipet yardımıyla aktarılarak saf azot gazı ile hacmi azaltılmaya devam edilmiştir. Vialdeki örnek hacmi yaklaşık 1 ml'ye düştüğünde örneğe hegzan eklemesi yapılarak 3 kez yaklaşık 4 ml'ye tamamlanarak çözücü değişimi yapıldı ve son zenginleştirme gerçekleştirilmiştir. Üçüncü turun sonunda amber vialdeki örnek hacmi 200 µl'ye düşürülerek GC-MS'te okunmaya hazır hale getirildi. Şekil 2.6.'da labaratuvarda kullanılan döner buharlaştırıcı cihazının genel görünüşü verilmiştir. Şekil 2.7.'de zenginleştirme işleminin genel görünüşü verilmiştir. Şekil 2.8.'de GC-MS'te okunmaya hazır hale getirilmiş örneklerin genel görünüşü verilmiştir. Şekil 2.9.'da örneklerin analiz aşamaları verilmiştir.



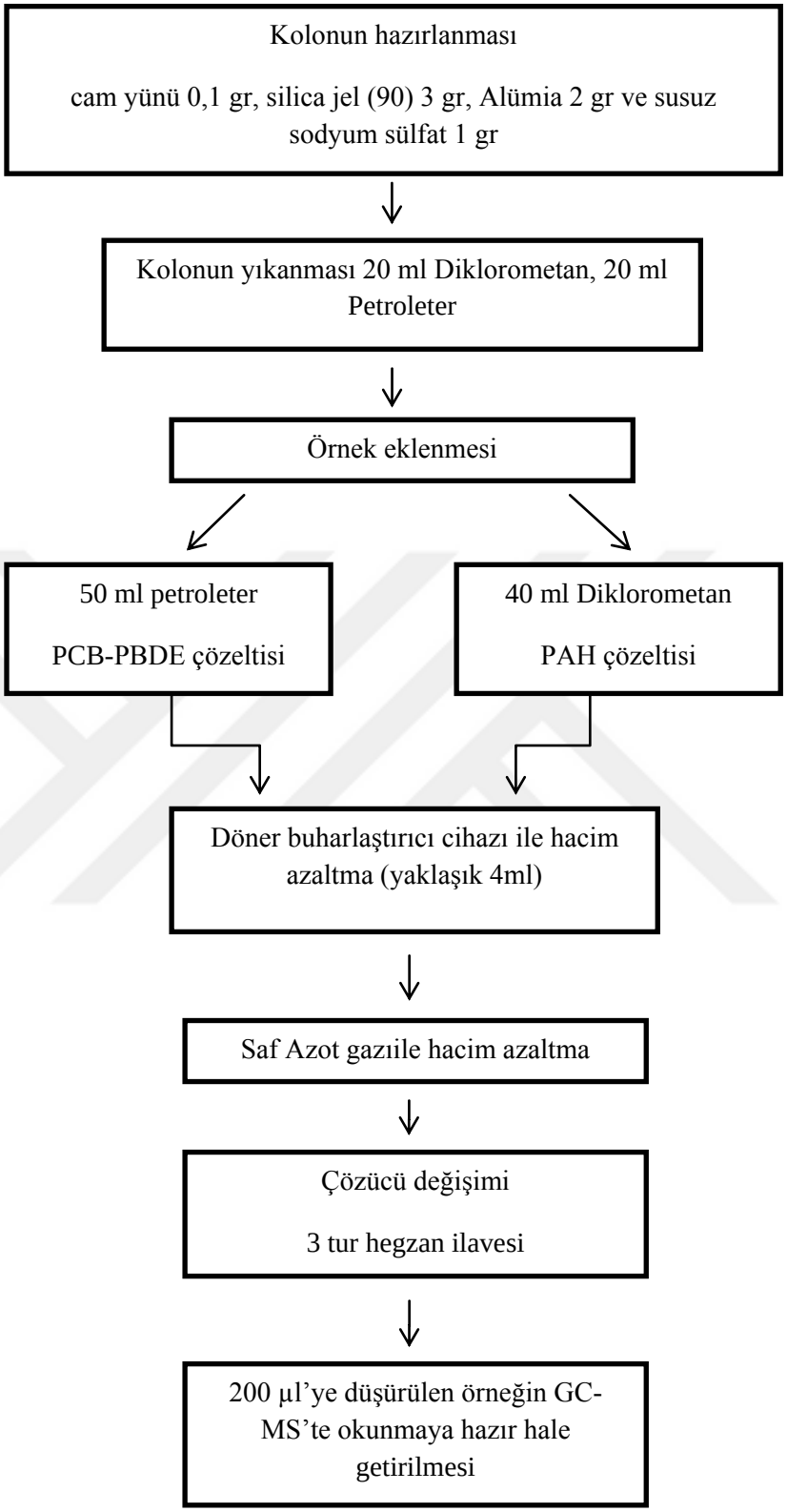
Şekil 2.6. Döner buharlaştırıcı cihazı genel görünüşü



Şekil 2.7. Zenginleştirme işlemi



Şekil 2.8. GC-MS'te okunmaya hazır hale getirilmiş örnek




Şekil 2.9. Örneklerin analiz aşamaları

## 2.7. GC-MS Parametrelerinin Düzenlenmesi

Temizleme işlemi ile hazır hale getirilen örnekler, PCB, PBDE ve PAH izomer derişimlerinin belirlenmesi amacıyla EI modu olan GC-MS (Agilent Technologies 5977A-7890B) kütle spektrometre cihazında analiz edilmiştir. Cihazda DB-5HT kapiler kolon (15 m × 0,25mm i.d., 0,10 μm film kalınlığı, J&W Scientific) kullanılmıştır. Analitik yöntemin geri kazanım verimleri 76±14% (asenaften D-10), 77±12% (perilen D-10), 79±17% (krisen D-10), 76±19% (fenantren D-10), 63,2±11% ($^{13}C_{12}$BDE-47), 61,7±6% ($^{13}C_{12}$BDE-203), 73±14% ($^{13}C_{12}$PCB-181) ve 91,2% (benzilbenzoat) olarak bulunmuştur.

Cihazın PCB izomerleri için kalibrasyonu 15 hedef PCB mix karışımı (Accusstandard) 2,2',5-TriCB (PCB 18), 2,2,3'-TriCB (PCB 20), 2,4,4'-TriCB (PCB 28), 2,4',5-TriCB (PCB 31), 2,2',3,5'-TetraCB (PCB 44), 2,2',5,5'-TetraCB (PCB 52), 2,2',4,5,5'-PentaCB (PCB 101), 2,3,3,'4,4'-PentaCB (PCB 105), 2,2',3,4, 4', 5'-PentaCB (PCB 118), 2,3',4,4',5 -PentaCB (PCB 138), 2,2',3,4',5',6-HexaCB (PCB 149), 2,2',4,4',5,5'-HexaCB (PCB 153), 2,2',3,3',4,4',5-HexaCB (PCB 170), 2,2',3,4,4',5,5'-HeptaCB (PCB 180), 2,2',3,3',4,4,5,5'-OctaCB (PCB 194), ve geri kazanım (recovery) ve surrogate stadandartları için hazırlanmış kalibrasyon çözelti karışımları ile yapılmıştır. Cihaza okutulan örnekteki kirleticilerin kütleleri liner regreasyonla belirlenen eğriler yardımıyla belirlenmiştir.

PCB hedef kirleticileri: PCB için kalibrasyon çözelti derişimleri 0,1, 1, 10, 25, 100, 250 ng $ml^{-1}$ (ppb) olarak hazırlanmıştır. PCB izomer derişimlerinin bulunabilmesi için fırın sıcaklığı 80 $^0$C'de 2 dakika bekletildi. 30 $^0$C/dk lık artışla 200 ye çıkıp 6 dk bekletildi, 10/dk artışla 320 $^0$C ye çıkartılarak 10 dk bekletilmiştir.

Cihazın PBDE izomerleri için kalibrasyonu 14 hedef PBDE mix karışımı (Accusstandard) (BDE 17 (2,2,4'-tribromodiphenyl ether), BDE 28 (2,4,4'-tri bromodiphenyl ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodiphenyl ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodiphenyl ether), BDE 71 (2,3',4',6-tetra bromodiphenyl ether), BDE 85 (2,2',3,4',4-penta bromodiphenyl ether), BDE 99 (3,3',4,4',5-penta bromodiphenyl ether), BDE 100 (3,3',4,4',6-penta bromodiphenyl ether), BDE 138 (2,2',3,4,4',5'-hekza bromodiphenyl ether), BDE 153 (2,2',4,4',5,5'-hekza bromodiphenyl ether), BDE 154 (2,2',4,4',5,6'-hekza bromodiphenyl ether), BDE

183 (2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodiphenyl ether), BDE 190 (2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodiphenyl ether) ve BDE 209 (2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodiphenyl ether) ve 3 geri kazanım (recovery) ve surrogate stadandartları için 8 farklı derişimde hazırlanmış kalibrasyon çözelti karışımları ile yapılmıştır. Cihaza okutulan örnekteki kirleticilerin kütleleri liner regreasyonla belirlenen eğriler yardımıyla belirlenmiştir.

PBDE hedef kirleticileri: PBDE için kalibrasyon çözelti derişimleri 0,1, 0,5, 5, 10, 25, 50, 100, 250 ng $ml^{-1}$ (ppb) olarak hazırlanmıştır. PBDE izomer derişimlerinin bulunabilmesi için fırın sıcaklığı 100 $^0$C'de 1 dakika bekletilmiş, 8 $^0$C/dakikalık artışla 320 $^0$C'ye çıkıp 6 dakika bekletilmiştir. Enjektör, iyon kaynağı, dört kutuplu ve arayüz sıcaklıkları, sırasıyla 280 $^0$C, 230 $^0$C, 150 $^0$C ve 320 $^0$C'dir.

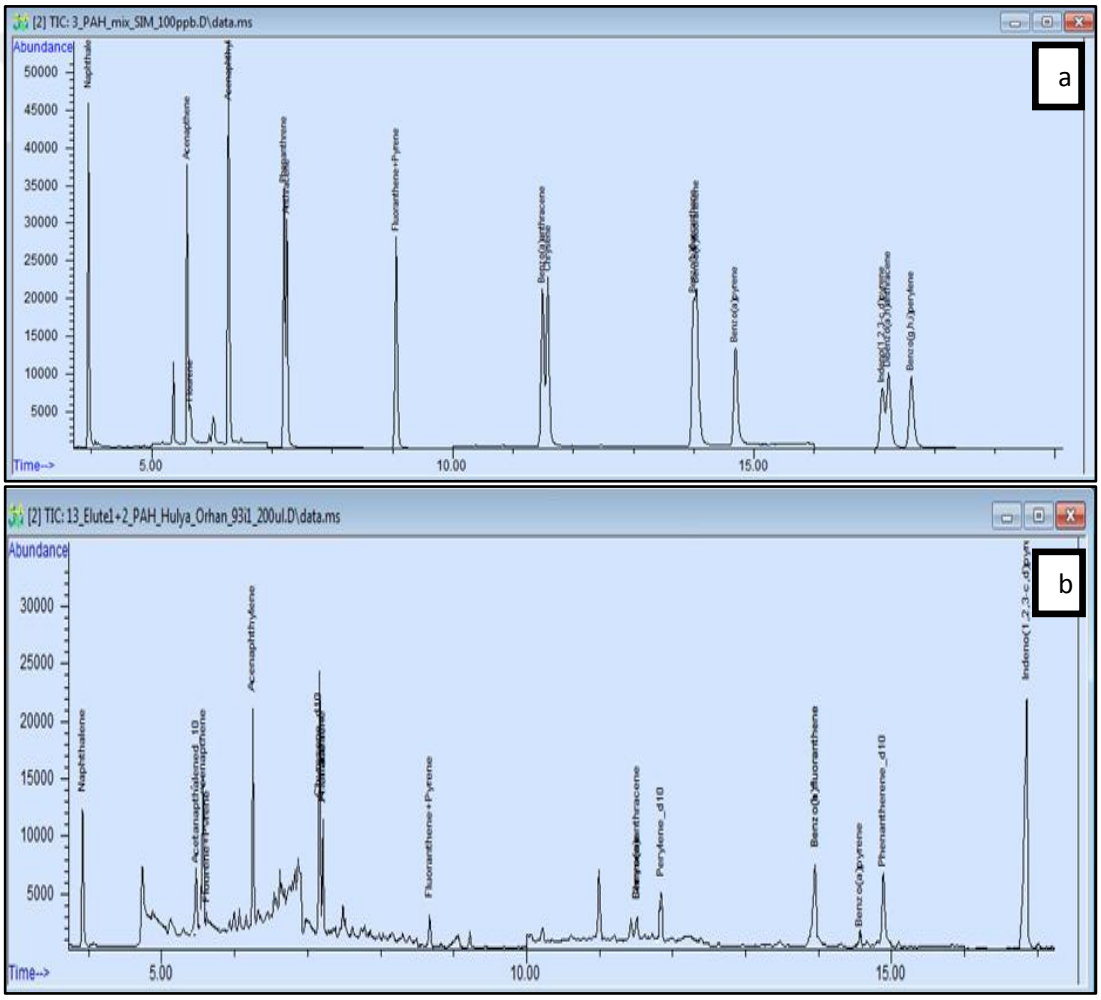
Cihazın PAH izomerleri için kalibrayonu 16 hedef PAH bileşiği (Absolute standarts) Naftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flu), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)) ve 2 geri kazanım (recovery) ve surrogate stadandartları için 6 farklı derişimde hazırlanıp kalibrasyon çözelti karışımları ile yapılmıştır.

PAH hedef kirleticileri: PAH için kalibrayon çözeltisi derişimleri 5, 25, 50, 100, 250 ve 500 ng $ml^{-1}$ (ppb) olarak hazırlandı. PAH izomer derişimlerinin bulunabilmesi için fırın sıcaklığı 50 $^0$C'de 1 dakika bekletilip, 25 $^0$C/dakikalık artışla 200 $^0$C'ye çıkıp 1 dakika bekleme ve en son 8 $^0$C/dakikalık artışla 320 $^0$C'ye çıkarılıp ve 320 $^0$C'de 8 dakika bekletilmiştir. Enjektör, iyon kaynağı, dört kutuplu ve arayüz sıcaklıkları, sırasıyla 295 $^0$C, 290 $^0$C, 180 $^0$C ve 320 $^0$C'dir.

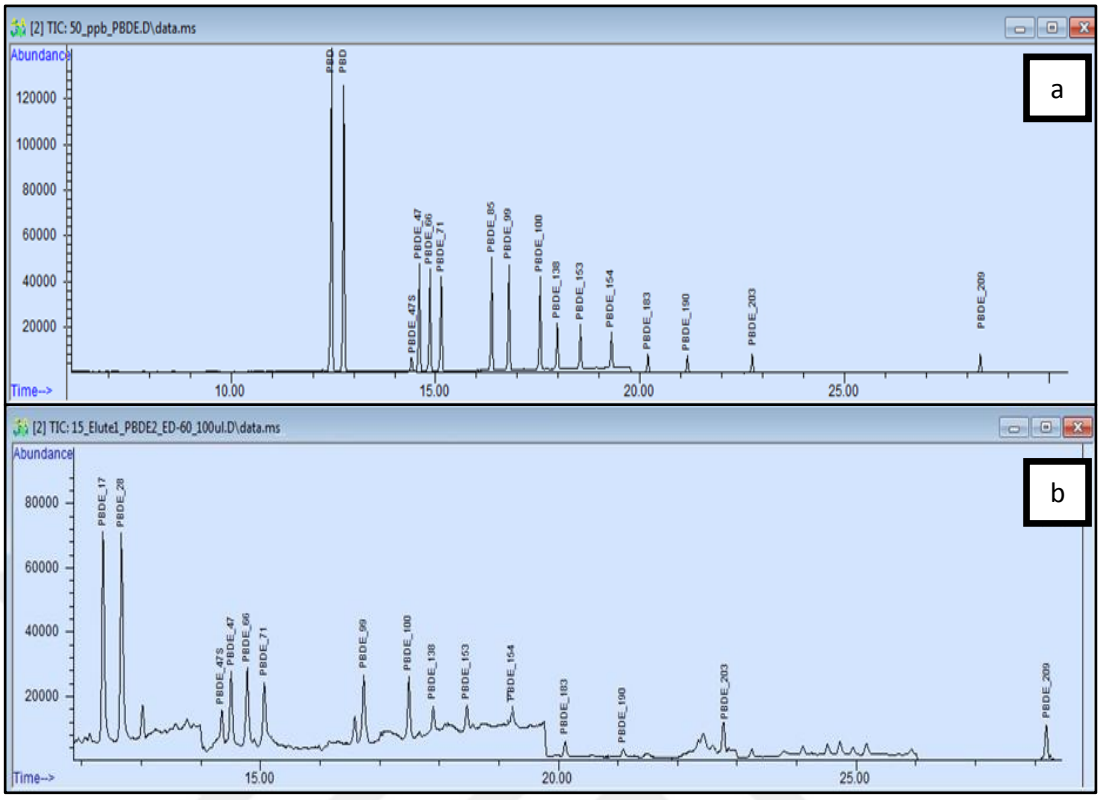
Metod tespit limiti (MDL, ng), ortalama şahit kütlesine ek olarak 3 standart sapma olarak tanımlanmıştır (MDL = ortalama şahit değeri + 3STD) (Çetin ve diğ., 2016). Metod şahidi için toz örneği susuz sodyum sülfat ile değiştirilip gerçek örneklere uygulanan analatik prosedürlerin aynısı uygulanmıştır. Şahitte tespit edilen PBDE ve PAH izomer kütleleri gerçek örneklerde tespit edilen ortalama kütlenin %4'ünü geçememiştir. Önceden temizlenmiş alana susuz sodyum sülfat dökülüp toplanmasıyla oluşan arazi şahitleri (n=6) gerçek örneklerle aynı işlemlerden geçirilmiştir. Flt+Pyr ve BaA izleri arazi şahitlerinde tespit edilerek düzeltim için

örneklerden şahit ortalamaları çıkartılmıştır. Surrogate standartların ortalama geri kazanım oranları 76± 14% (Naftalin-D8), 77± 12% (perilen-D12), 79± 17% (Krisen-d12), 76 ± 19% (perilen-d12), 63,2 ± 11% (PBDE-47) ve 61,7 ±6% BDE-203 olarak hasaplanmıştır.

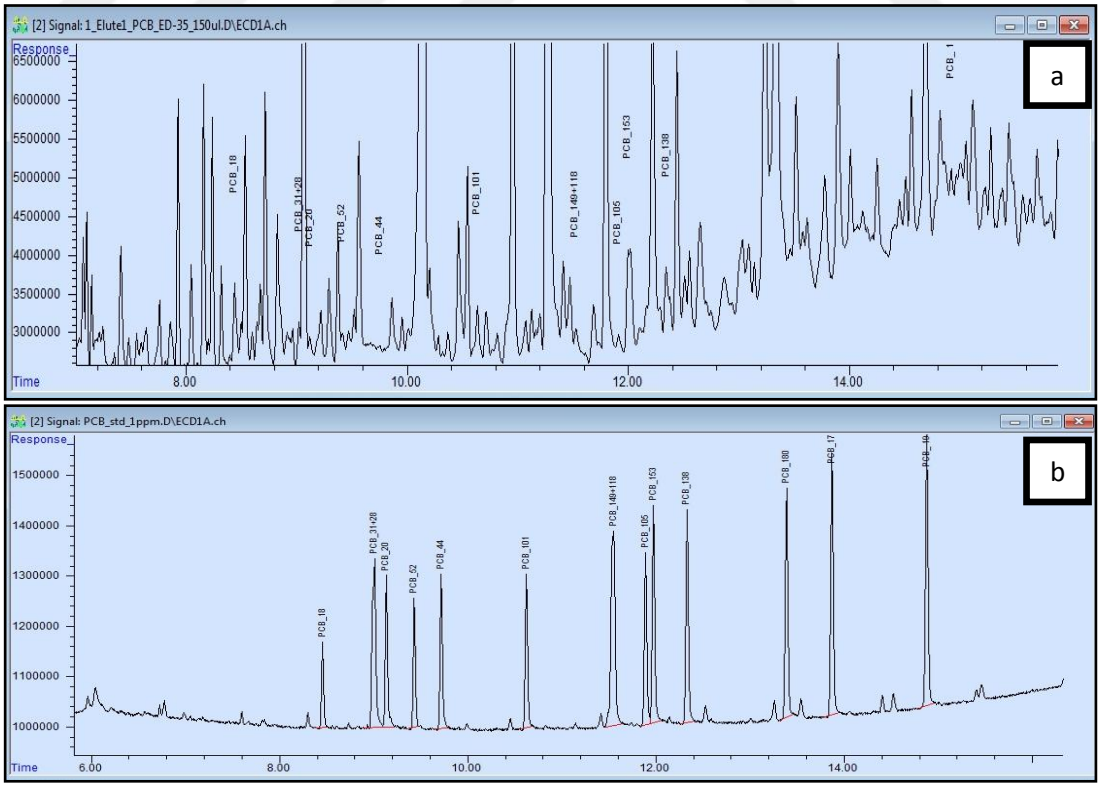
Her 20 örnek kolonu için geri kazanım oranlarının ölçülmesi amacıyla bir adet standart kolon yapılmıştır. Standart kolonuna sadece PBDE, PCB ve PAH standardı eklenmiş ve gerçek örneğe yapılan normal prosedür uygulanmıştır. Standart kolondan elde edilen fraksiyonlar GC-MS'te okutulmuştur. Örnek GC-MS pik eğrilerine ait görseller Şekil 2.10. Şekil 2.11.'ve Şekil 2.12'de verilmiştir.




Şekil 2.10. PAH için GS-MS pik eğrileri (a- 100 ppb kalibrasyon PAH mix standardı b- Örnek pikleri)




Şekil 2.11. PBDE için GC-MS pik eğrileri (a- 50 ppb kalibrasyon PBDE mix standardı, b- Örnek pikleri)




Şekil 2.12. PCB için GC-MS pik eğrileri (a- PCB mix kalibrasyonu 100 ppb, b- Örnek pikleri)

## 2.8. Sağlık Riski Değerlendirmesi

İnsan maruziyetinin çeşitli yollarının önemi hala net değilken, çalışmalar, insanlara gıda, hava ve toz girişi yoluyla bu kimyasallara maruz kaldığını göstermektedir. Kapalı ortam tozu, yarı uçucu organik bileşikler ve parçacıklara bağlı maddeler için bir rezervuar ve depo olması nedeniyle, genellikle iç mekan maruziyetinin bir işareti olarak kullanılır. Son zamanlarda, organik kirleticilere potansiyel maruz kalma kaynağı olarak tozun rolü, çekici bir araştırma alanı olarak önerilmiştir (Ali ve diğ., 2014). Farklı beslenme alışkanlıkları ve besin kaynaklarının insan sağlığı risk düzeylerini belirleyen önemli parametreler olduğu görülmektedir. Öte yandan, soluma veya deri teması aracılığı ile maruziyet yüksek kirli ortamda göz ardı edilmemelidir. Oyun faaliyetlerinden ötürü, toz veya toprağın alınmasından kaynaklanan maruziyet, küçük çocuklar için daha önemli olduğu düşünülmektedir (Mannino ve Orecchio, 2008). Süpürme, temizleme, oyun oynama veya sadece bir odaya yürüme gibi aktivitelerle askıda toz oluşumu ile toz soluması gerçekleşebilir. Küçük çocukların günde 0,15 ila 0,34 mg arasında tozunu soluduğu, yetişkinlerin günde yaklaşık 0,81 mg soluyabileceği tahmin edilmektedir. Bu nedenle, iç ortam tozu, içeride biriken çok sayıda bileşiğe insan maruziyetini değerlendirmek için kullanılmıştır (Ren ve diğ., 2006; Coelho ve diğ., 2016).

Literatürlerde yaygın olarak bildirildiği üzere, kirleticilere maruz kalma üç ana yolla oluşabilir: (a) ağız ve burundan atmosferik parçacıkların doğrudan inhalasyonu; (b) maruz kalmış cilde yapışmış parçacıkların dermal absorpsiyonu; ve (c) atmosferdeki partiküllerin depolanmasından ötürü yutulması. Her 3 maruziyet riski hesabında kullanılan formüller aşağıda listelenmiştir (Olujimi ve diğ., 2015; Karakuş, 2012; Kamal ve diğ., 2014).

$$D_{ing} = C_{dust} \times \frac{R_{ing_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{avg}} \quad (2.1)$$

$$D_{inh} = C_{dust} \times \frac{R_{inh_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{PEF \times BW_i \times T_{avg}} \quad (2.2)$$

$$D_{dermal} = C_{dust} \times \frac{SAF \times A_{skin_i} \times DAF \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (2.3)$$

Burada; $D_{ing}$, $D_{inh}$, $D_{dermal}$ yaş grupları için günlük kimyasal alınım (çiğnenmesi, soluma veya deri teması) yolları (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$), $C_{dust}$ ölçülen toz derişimi (mg $kg^{-1}$) (insanların evlerinde maruz kaldıkları kirleticiler), $R_{ingi}$ yaş grupları için çiğneme yoluyla günlük alınım i(mg toz $gün^{-1}$), $R_{inhi}$ yaş grupları için soluma yoluyla günlük i($m^3$ $gün^{-1}$), $Et_i$ yaş grupları için evdeki günlük maruziyet süresi i(saat/gün), EF maruziyet frekansı (gün $yıl^{-1}$), ED yaş grupları için maruziyet süresi (yıl), $BW_i$ yaş grupları için ortalama vücut kütlesi i(kg), $T_{avrg}$ yaş grupları için Türkiye'deki ortalama yaşam süresi i (gün), CF birim dönüştürme faktörü (kg $mg^{-1}$), $A_{skini}$ yaş grupları için cilt temas alanı i($cm^2$), PEF parçacık emisyon faktörü ($m^3$ $kg^{-1}$), SAF cilt uyum faktörü (mg $cm^{-2}$ $h^{-1}$), DAF deri emilim faktörünü (birimsiz) ifade etmektedir.

Çocuk ve yetişkinler için maruziyet parametreleri referansları ile Tablo 2.3.'de, verilmiştir. Kanserojen olmayan kirleticiler için risk, tehlike indeksine bağlı olarak karakterize edilir. Bu indeks, günlük alınan tahmini dozun referans konsantrasyon düzeyine bölünmesi ile bulunur. Kanser riski taşımayan toplam tehlike indeksi (HQ), RfD değeri ile ifade edilir (Denklem 2.4). Buna ek olarak kirleticiye çiğneme, soluma ve deri teması yolları ile ömür boyu maruz kalma sonucu kanser olma riski (2.5), (2.6), (2.7) numaralı denklemler ile ifade edilir.

Benzo (a) piren'in birçok ilgili çalışmada PAH'ların kanserojen potansiyelinin % 50'sinden sorumlu olduğu düşünülmüş ve genel olarak sağlık riski çalışmalarında, PAH izomerlerinin zehirliliği değerlendirilirken bu bileşiklerin toksisiteleri BaP'a göre belirlenir ve her bir bileşiğe bir toksik eşdeğerlik faktörü (TEF) verilir (Civan ve Kara, 2016). Bu çalışmada PAH konsantrasyonları toksik eşdeğerlik faktörü (TEF) değerleri kullanılarak BaP eşdeğer ($BaP_{eq}$) konsantrasyonlarına dönüştürülmüştür. 7 kanserojen PAH izomeri derişimleri ve toksik denklik faktörleri (TEF); BaP (1), BaA (0,1), BbF (0,1), BkF (0,01), Chr (0,001), DahA (1) ve Ind (0.1) dahil kanser riski değerlendirmesinde BaP toksisite denklik uygulanmasında kullanılmıştır (Dumanoğlu ve diğ., 2016; Civan ve Kara, 2016).

$$HQ_i = Di/RfD_i \text{ ve } HI = \sum_{i=1}^{n} HQ_i \quad (2.4)$$

Çiğneme yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanserojen Risk}_{inh} = D_{inh} \times SF_{inh} \quad (2.5)$$

Soluma yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanser Risk}_{ing} = D_{ing} \times SF_{ing} \quad (2.6)$$

Deri teması yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanser Risk}_{dermal} = D_{dermal} \times SF_{dermal} \times GIABS \quad (2.7)$$

Burada; $RfD_i$ çiğneme, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile referans doz, D her bir PAH, PBDE veya PCB izomeri için çiğneme, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile ortalama günlük maruziyet dozu (mg/kg/gün); SF çiğneme, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile üzerinden gerçekleşen eğim faktörünü (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$) ve GIABS ise mide-bağırsak emilim faktörünü $(mg/kg/gün)^{-1}$ ifade etmektedir ve bütün kirletici izomerler için toplam emilim 1 kabul edilmiştir (Kamal ve diğ., 2014, Man ve diğ., 2011, Civan ve Kara, 2016).

Yapılan risk hesaplamaları sonucu elde edilen değerlerin yorumlanmasında USEPA'dan alınan referans değerler kullanılmıştır. Kanserojen olmayan maddeler için ise, hesaplanan tehlike indeksi (HQ)'nun 1'e eşit veya büyük olması durumunda riskin olduğu; 1'den küçük olması durumunda riskin olmadığı kabul edilmiştir.

Hesaplamalarda seçilen mikro çevrelerden alınan toz numunelerinde belirlenen kirletici konsantrasyonları kullanılmıştır. Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları Tablo 2.4.'de verilmiştir.

Tablo 2.3. Referans dozlar (RfD) ve eğim faktörleri (SF) (mg $kg^{-1}$ $gün^{-1}$)

| Kirleticiler | $RfD_{inh}$ | $RfD_{ing}$ | $RfD_{dermal}$ | $SF_{inh}$ | $SF_{ing}$ | $SF_{dermal}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| BDE209 | | 0,007[a] | | 0.0007[b] | 0.0007[b] | 0.0007[b] |
| BDE47 | | 0,0001[a] | | | | |
| BDE99 | | 0,0001[a] | | | | |
| BDE 153 | | 0,0002[a] | | | | |
| BaP (benzo(a) Piren) | | | | 3,85[c] | 7,3[c] | 25[c] |
| PCB | | | | 2,00[d] | 2,00[e] | 2,00[e] |

[a] Li ve diğ., 2015; Civan ve Kara, 2016; Chou ve diğ., 2016
[b] Li ve diğ., 2015; Man ve diğ., 2011; Chou ve diğ., 2016
[c] Ma ve diğ., 2017; Kamal ve diğ., 2014
[d] Dumanoğlu ve diğ., 2016
[e] Man ve diğ., 2011

Tablo 2.4. Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları

| Maruziyet Faktörleri | Kısaltmalar | Çocuk (1-6 yaş) | Yetişkin | Referans |
|---|---|---|---|---|
| Toz çiğneme oranı (mg toz gün$^{-1}$) | $R_{ing}$ | 60 | 30 | Civan ve Kara, 2016 |
| Soluma oranı (m$^3$ gün$^{-1}$) | $R_{inh}$ | 11,9 | 17,4 | Bu çalışma |
| Evde günlük maruziyet süresi (saat/gün) | ET | 18,5/24 (0.77) | 11/24 (0.46) | Bu çalışma |
| Maruziyet frekansı (gün yıl$^{-1}$) | EF | 350 | 350 | Bu çalışma |
| Maruziyet devam süresi (yıl) | ED | 6 | 24 | Civan ve Kara, 2016 |
| Vücut kütlesi (kg) | BW | 13,9 | 68,2 | Bu çalışma |
| Kanserojen olmayan ort. yaşam süresi (gün) | $T_{avg}$ | $T_{exp}$[a] x365 gün/yıl | $T_{exp}$ x365 | Civan ve Kara, 2016; Karakuş, 2012 |
| Kanserojen olan ort. yaşam süresi (yıl) | $T_{avg}$ | 70yıl× 365gün/yıl | 70yıl× 365gün/yıl | Karakuş, 2012; Civan ve Kara, 2016 |
| Partikül emisyon faktörü (m$^3$/kg) | PEF | 1,36x10$^9$ | 1,36x10$^9$ | Man ve diğ., 2011; Kamal ve diğ., 2014 |
| Cilt uyum faktörü (mg cm$^{-2}$ h$^{-1}$) | SAF | 0,07 | 0.7 | Civan ve Kara, 2016 |
| Mide-bağırsak emilim faktörü (mg/kg/gün)$^{-1}$ | GIABS | 1 | 1 | Kamal ve diğ., 2014 |
| Cilt temas alanı (cm$^2$) | $A_{skin}$ | 2800 | 5700 | Civan ve Kara, 2016 |
| Deri emilim faktörü (birimsiz) | DAF | 0,001(PBDE)<br>0,13 (PAH)<br>0,14 (PCB) | 0,001(PBDE)<br>0,13 (PAH)<br>0,14 (PCB) | Wang Y. Ve diğ., 2016;<br>Civan ve Kara, 2016 |
| Birim çevirme faktörü (kg mg$^{-1}$) | CF | 10$^{-6}$ | 10$^{-6}$ | Hu ve diğ., 2012; Karakuş, 2012 |

[a] $T_{exp;}$ yetişkinler için 24 yıl, çocuklar için 6 yıl (Karakuş, 2012)

## 3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu bölümde mikroçevrelerden alınantoz örneklerinde ölçülen PAH, PBDE ve PCB seviyeleri bildirilmiş, literatür karşılaştırması, tozun günlük PAH, PBDE ve PCB maruziyeti, kanserojen risk ve kanserojen olmayan risk hakkında bilgiler verilmiş ve risk değerlendirmesi tahmini yapılmıştır.

### 3.1. PAH, PBDE ve PCB Sonuçları

Bu çalışma kapsamında farklı mikroçevrelerde PAH, PBDE ve PCB örneklemeleri yapmak amacıyla 15 ev, 15 ofis ve 25 otomobil belirlenmiştir. Çalışma sürecinde seçilen ev ve ofis klimalarının bir kısmında analize yetecek miktarda toz elde edilemediği için 10 ev ve 13 ofis klima tozunda analiz sonuçları elde edilebilmiştir.

#### 3.1.1. PAH seviyeleri

Ev klimalarında PAH'ların toplam derişimi 915,7 ng $g^{-1}$ ile 16133,9 ng $g^{-1}$arasında değişirken 4731,6 ng $g^{-1}$ medyan ve 6205,9 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu belirlenmiştir. Ofis klimalarında PAH'ların toplam derişimi 594,34 ng $g^{-1}$ ile 49953 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 4983,7 ng $g^{-1}$ medyan ve 10330 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu belirlenmiştir. Otomobil filtrelerinde ise; PAH'ların toplam derişimi 283,3 ng $g^{-1}$ ile 42504 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 1388,4 ng $g^{-1}$ medyan ve 4307,9 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu görülmüştür.

10 adet ev klima filtresinden alınan toz örneklerinde en yüksek oranın % 12 ile Florene ait olduğu görülmüştür. % 11 oranında Naftalin, % 10 Asenaftelen ve en düşük oran % 2 ile Dibenzo(a,h)antrasen görülmüştür. 13 adet ofis klima filtresinden alınan toz örneklerinde % 29 ile en yüksek oranda benzo(b)floranten görülmüştür. Ofislerde görülen diğer baskın bileşenler Flu (% 8), Acy (% 8), Ace (% 7), Phe (% 7) ve Ace (% 7) idi. 25 adet otomobil filtresindeki toz örneklerinde ise; ayrı ayrı % 10 oranlarında benzo(b)floranten ve fenantren (Phe) görüldü. Diğer baskın bileşenler Chr (% 9), ve % 8 oranlarında benzo(a)antrasen (BaA), Flt+Pyr, Acy ve BkF olarak tespit edilmiştir.

Ev, ofis ve otomobil filtrelerinde ölçülen PAH kirleticilerine ait ortalama ve medyan (ng $g^{-1}$) değerleri ile birlikte minimum ve maksimum değerleri Tablo 3.1., Tablo 3.2., Tablo 3.3.'de özetlenmiştir.

Tablo 3.1. Evdeki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **Nap** | 659,98 | 476,29 | 63,06 | 2147,8 |
| **Ace** | 1002,3 | 411,46 | 52,20 | 1697,1 |
| **Flu** | 1386,6 | 382,01 | 65,03 | 2986,4 |
| **Acy** | 1114,3 | 464,70 | 56,72 | 1748,5 |
| **Phe** | 965,91 | 397,52 | 65,34 | 1537,2 |
| **Ant** | 534,97 | 228,22 | 18,02 | 821,03 |
| **Flt+Pry** | 814,41 | 353,59 | 32,46 | 1227 |
| **BaA** | 720,57 | 332,50 | 29,65 | 959,67 |
| **Chr** | 857,93 | 334,85 | 59,34 | 1178,8 |
| **BbF** | 836,64 | 413,01 | 41,86 | 1024,8 |
| **BkF** | 457,80 | 176,73 | 0,00 | 744,66 |
| **BaP** | 488,02 | 208,50 | 62,32 | 678,38 |
| **Ind** | 286,03 | 104,48 | 0,00 | 609,75 |
| **DahA** | 276,38 | 121,43 | 0,00 | 436,3 |
| **BgP** | 341,70 | 146,49 | 9,96 | 574,3 |
| **∑PAH[a]** | 6205,9 | 4731,6 | 915,7 | 16133 |

[a],Naftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flu), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)

Tablo 3.2. Ofisteki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **Nap** | 748,61 | 425,75 | 41,78 | 4829,5 |
| **Ace** | 714,50 | 337,44 | 42,19 | 4763,9 |
| **Flu** | 799,82 | 392,23 | 0,00 | 4788,0 |
| **Acy** | 849,78 | 406,89 | 42,64 | 5603,9 |
| **Phe** | 710,24 | 357,99 | 41,99 | 3998,4 |
| **Ant** | 403,60 | 154,35 | 17,69 | 2869,3 |
| **Flt+Pry** | 624,25 | 332,80 | 19,84 | 3987,3 |
| **BaA** | 550,08 | 155,92 | 26,50 | 3632,6 |
| **Chr** | 705,71 | 198,34 | 29,60 | 4534,1 |
| **BbF** | 2997,7 | 462,91 | 41,31 | 30230 |
| **BkF** | 437,03 | 59,95 | 0,00 | 3064,9 |
| **BaP** | 325,38 | 202,03 | 19,20 | 1747,7 |
| **Ind** | 146,11 | 84,56 | 0,00 | 639,11 |
| **DahA** | 129,00 | 41,79 | 0,00 | 754,09 |
| **BgP** | 188,26 | 84,03 | 0,00 | 909,63 |
| **∑PAH[a]** | 10330 | 4983,7 | 594,34 | 49953 |

[a],Naftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flu), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)

Tablo 3.3. Otomobillerdeki PAH kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **Nap** | 295,05 | 74,57 | 6,78 | 3358,4 |
| **Ace** | 283,02 | 42,11 | 11,92 | 3706,1 |
| **Flu** | 294,70 | 18,33 | 0,00 | 4163,6 |
| **Acy** | 361,12 | 61,07 | 16,34 | 4490,9 |
| **Phe** | 428,17 | 215,87 | 72,26 | 3046,7 |
| **Ant** | 51,21 | 27,75 | 7,60 | 329,07 |
| **Flt+Pry** | 359,66 | 147,15 | 42,20 | 3747,2 |
| **BaA** | 329,87 | 72,29 | 11,79 | 3791 |
| **Chr** | 394,21 | 108,77 | 14,51 | 4677,8 |
| **BbF** | 424,83 | 104,27 | 0,00 | 3119,2 |
| **BkF** | 333,03 | 62,42 | 0,00 | 3732,5 |
| **BaP** | 206,88 | 49,86 | 8,94 | 1860,2 |
| **Ind** | 171,78 | 54,43 | 3,08 | 1177,3 |
| **DahA** | 140,76 | 35,81 | 0,00 | 937,62 |
| **BgP** | 233,65 | 78,64 | 0,00 | 1322,8 |
| **∑PAH[a]** | 4307 | 1388,4 | 283,23 | 42504 |

[a],Naftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flu), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)

### 3.1.2. PBDE seviyeleri

Mikroçevrelerde yapılan örneklemelerde PBDE analiz çalışmaları sırasında Ev 3, Otomobil 2 ve Otomobil 10 olarak isimlendirilen klimalardan alınan tozlarda laboratuvar çalışmaları esnasında yaşanan kayıp nedeniyle sonuç alınamamıştır.

9 adet ev klimalarında PBDE'lerin toplam derişimi 273,1 ng $g^{-1}$ ile 37798,5 ng $g^{1}$ arasında değişirken 1897,9 ng $g^{-1}$ medyan ve 7262,4 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu ölçülmüştür. Ofis klimalarında PBDE'lerin toplam derişimi 71,03 ng $g^{-1}$ ile 9214,4 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 1472,3 ng $g^{-1}$ medyan ve 2529,7 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu ölçülmüştür. 23 adet otomobil filtresinde ise; PBDE'lerin toplam derişimi 36,84 ng $g^{-1}$ ile 1623,9 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 183,7 ng $g^{-1}$ medyan ve 369,41 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu görülmüştür.

Ev klima filtresinden alınan toz örneklerinde en yüksek konsantrasyon oranının BDE 209 ait olduğu görülmüştür. BDE 209'un oranı % 92 iken; BDE 17, 28, 47, 66, 71, 99, 183, 190 her biri % 1'lik kısmı oluşturduğu görülmüştür. 13 adet ofis klima filtresindeki toz numunelerinde, % 76 oranı ile BDE 209 en yüksek konsantrasyona sahip olduğu görülmüştür. Diğer baskın izomerlerin % 4 oran ile BDE 190 ve % 3

oran ile BDE 71 olduğu görülmüşür. 23 adet otomobil filtre tozu verilerinde ise; yine en baskın bileşenin % 58 oranla BDE 209 olduğu belirlenmiştir. Bunun dışında %11'lik oranla BDE 190 ve % 6'lık oranla BDE 183'ün diğer bileşenlere nazaran baskın olduğu belirlenmiştir.

Ev, ofis ve otomobil filtrelerinden alınan toz numunelerinde ölçülen 14 adet polibromlu difenil eter izomerlerine ait ortalama ve medyan (ng $g^{-1}$) konsantrasyon değerleri ile birlikte minimum ve maksimum konsantrasyon değerleri Tablo 3.4., Tablo 3.5., Tablo 3.6.'da özetlenmiştir.

Tablo 3.4. Evdeki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | **Ortalama** | **Medyan** | **Min** | **Max** |
|---|---|---|---|---|
| **BDE 17** | 52,69 | 21,68 | 0,00 | 179,45 |
| **BDE 28** | 47,74 | 29,40 | 0,00 | 155,60 |
| **BDE 47** | 51,01 | 18,55 | 5,40 | 223,67 |
| **BDE 66** | 57,41 | 17,20 | 0,00 | 236,51 |
| **BDE 71** | 77,12 | 22,37 | 0,00 | 371,93 |
| **BDE 85** | 23,22 | 12,78 | 0,00 | 65,87 |
| **BDE 99** | 46,96 | 24,75 | 0,00 | 161,28 |
| **BDE 100** | 24,78 | 9,69 | 0,00 | 155,96 |
| **BDE 138** | 21,47 | 14,09 | 0,00 | 92,29 |
| **BDE 153** | 20,73 | 12,33 | 1,83 | 85,50 |
| **BDE 154** | 40,28 | 22,77 | 8,97 | 165,87 |
| **BDE 183** | 83,79 | 24,55 | 0,00 | 232,48 |
| **BDE 190** | 51,92 | 34,15 | 23,93 | 170,64 |
| **BDE 209** | 6663,3 | 1613,5 | 171,72 | 35501 |
| **∑BDE**[a] | 7262,4 | 1897,9 | 273,1 | 37798 |

[a]BDE 17 (2,2,4'-tribromodifenil ether), BDE 28(2,4,4'-tri bromodifenil ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 71(2,3',4',6-tetra bromodifenil ether), BDE 85(2,2',3,4',4-penta bromodifenil ether), BDE 99(3,3',4,4',5-penta bromodifenil ether), BDE 100(3,3',4,4',6-penta bromodifenil ether), BDE 138(2,2',3,4,4',5'-hekza bromodifenil ether), BDE 153(2,2',4,4',5,5'-hekza bromodifenil ether), BDE 154(2,2',4,4',5,6'-hekza bromodifenil ether), BDE 183(2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodifenil ether), BDE 190(2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodifenil ether) ve BDE 209(2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodifenil ether.

Tablo 3.5. Ofisteki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **BDE 17** | 40,32 | 13,96 | 0,00 | 259,51 |
| **BDE 28** | 35,39 | 16,75 | 0,00 | 248,07 |
| **BDE 47** | 39,12 | 26,18 | 0,00 | 266,36 |
| **BDE 66** | 47,68 | 28,66 | 0,00 | 234,95 |
| **BDE 71** | 65,49 | 40,90 | 0,00 | 271,96 |
| **BDE 85** | 29,27 | 13,54 | 0,00 | 202,88 |
| **BDE 99** | 50,99 | 10,24 | 0,00 | 262,65 |
| **BDE 100** | 38,85 | 23,36 | 0,00 | 181,91 |
| **BDE 138** | 37,78 | 13,70 | 0,00 | 248,64 |
| **BDE 153** | 40,83 | 20,54 | 0,00 | 209,83 |
| **BDE 154** | 42,39 | 29,06 | 0,00 | 141,98 |
| **BDE 183** | 41,12 | 41,36 | 3,28 | 84,59 |
| **BDE 190** | 96,77 | 25,61 | 0,00 | 786,68 |
| **BDE 209** | 1923,7 | 1035 | 0,00 | 8860,3 |
| **∑BDE[a]** | 2529,7 | 1472,3 | 71,03 | 9214,4 |

[a] BDE 17 (2,2,4'-tribromodifenil ether), BDE 28(2,4,4'-tri bromodifenil ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 71(2,3',4',6-tetra bromodifenil ether), BDE 85(2,2',3,4',4-penta bromodifenil ether), BDE 99(3,3',4,4',5-penta bromodifenil ether), BDE 100(3,3',4,4',6-penta bromodifenil ether), BDE 138(2,2',3,4,4',5'-hekza bromodifenil ether), BDE 153(2,2',4,4',5,5'-hekza bromodifenil ether), BDE 154(2,2',4,4',5,6'-hekza bromodifenil ether), BDE 183(2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodifenil ether), BDE 190(2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodifenil ether) ve BDE 209(2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodifenil ether.

Tablo 3.6. Otomobillerdeki PBDE kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **BDE 17** | 3,59 | 1,16 | 0,00 | 26,68 |
| **BDE 28** | 4,79 | 0,85 | 0,00 | 29,10 |
| **BDE 47** | 8,49 | 4,55 | 0,00 | 37,88 |
| **BDE 66** | 5,43 | 1,46 | 0,00 | 23,74 |
| **BDE 71** | 12,24 | 3,36 | 0,00 | 82,98 |
| **BDE 85** | 9,65 | 3,96 | 0,00 | 66,46 |
| **BDE 99** | 5,05 | 0,35 | 0,00 | 29,83 |
| **BDE 100** | 9,73 | 5,41 | 0,00 | 39,36 |
| **BDE 138** | 8,12 | 3,55 | 0,00 | 36,85 |
| **BDE 153** | 10,83 | 4,22 | 0,00 | 40,24 |
| **BDE 154** | 14,43 | 7,29 | 0,00 | 56,53 |
| **BDE 183** | 21,23 | 8,74 | 1,84 | 103,17 |
| **BDE 190** | 40,46 | 13,15 | 0,00 | 380,84 |
| **BDE 209** | 215,3 | 117,4 | 21,39 | 954,25 |
| **∑BDE[a]** | 369,4 | 183,7 | 36,84 | 1623,9 |

[a] BDE 17 (2,2,4'-tribromodifenil ether), BDE 28(2,4,4'-tri bromodifenil ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 71(2,3',4',6-tetra bromodifenil ether), BDE 85(2,2',3,4',4-penta bromodifenil ether), BDE 99(3,3',4,4',5-penta bromodifenil ether), BDE 100(3,3',4,4',6-penta bromodifenil ether), BDE 138(2,2',3,4,4',5'-hekza bromodifenil ether), BDE 153(2,2',4,4',5,5'-hekza bromodifenil ether), BDE 154(2,2',4,4',5,6'-hekza bromodifenil ether), BDE 183(2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodifenil ether), BDE 190(2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodifenil ether) ve BDE 209(2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodifenil ether.

### 3.1.3. PCB seviyeleri

Mikroçevrelerde yapılan örneklemelerde PCB analiz çalışmaları sırasında Otomobil2 ve Otomobil 10 olarak isimlendirilen klimalardan alınan tozlarda laboratuvar çalışmaları esnasında yaşanan kayıp nedeniyle sonuç alınamamış olup, 23 adet otomobil filtre tozu numunesinde ölçümler yapılarak konsantrasyon değerleri alınmıştır.

Ev klimalarında PCB'lerin toplam derişimi 5,64 ng $g^{-1}$ ile 261,79 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 20,68 ng $g^{-1}$ medyan ve 42,42 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu ölçülmüştür. Ofis klimalarında PCB'lerin toplam derişimi 0,27 ng $g^{-1}$ ile 505,43 ng $g^{-1}$ arasında değişirken 47,98 ng $g^{-1}$ medyan ve 76,42 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu ölçülmüştür. 23 adet otomobil filtresinde ise; PCB'lerin toplam derişimi 0,43 ng $g^{-1}$ ile 97,06 ng/g arasında değişirken 11 ng $g^{-1}$ medyan ve 26,57 ng $g^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu görüldü.

10 adet ev klima filtresinden alınan toz örneklerinde en yüksek oran % 62 ile PCB 194'e ait olduğu görülmüştür. Diğer baskın izomerlerin % 10 oran ile PCB 180 ve %4 oran ile PCB 170'e ait olduğu belirlenmiştir. Ofis klimlarından alınan 13 adet örnekte yüksek orandaki bileşenlerin % 22 oran ile PCB 180, % 11 ile PCB 52, % 10 ile PCB 170 olduğu görülmüştür. Otomobil filtrelerinden veri alınabilen 23 adet örnekte yüksek orana sahip baskın izomerlerin ise PCB 153 (% 13), PCB 31+28 (%13), PCB 18 (% 12), PCB 20 (% 12) ve PCB 101 (% 10) olduğu saptanmıştır.

Ev, ofis ve otomobil filtrelerinde ölçülen poliklorlu organik bileşiklerin izomerlerine ait ortalama ve medyan (ng $g^{-1}$) konsantrasyon değerleri ile birlikte minimum ve maksimum konsantrasyon değerleri Tablo 3.7., Tablo 3.8., Tablo 3.9.'da özetlenmiştir.

Tablo 3.7. Evdeki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **PCB 18** | 1,36 | 1,08 | 0,19 | 4,08 |
| **PCB 31+28** | 1,78 | 0,92 | 0,36 | 4,82 |
| **PCB 20** | 1,00 | 0,78 | 0,10 | 2,64 |
| **PCB 52** | 1,25 | 0,78 | 0,00 | 4,88 |
| **PCB 44** | 0,55 | 0,44 | 0,00 | 1,15 |
| **PCB 101** | 1,24 | 1,05 | 0,00 | 3,03 |
| **PCB 149+118** | 0,59 | 0,61 | 0,00 | 1,79 |
| **PCB 105** | 0,69 | 0,29 | 0,00 | 3,04 |
| **PCB 153** | 1,06 | 0,57 | 0,00 | 4,15 |
| **PCB 138** | 0,89 | 0,73 | 0,00 | 2,04 |
| **PCB 180** | 4,14 | 2,00 | 0,00 | 25,03 |
| **PCB 170** | 1,71 | 1,20 | 0,00 | 6,90 |
| **PCB 194** | 26,16 | 1,41 | 0,00 | 237,28 |
| **∑PCB[a]** | 42,42 | 20,68 | 5,64 | 261,79 |

[a] PCB18 (2,2',5-Trichlorobiphenyl), PCB31 (2,4',5-Trichlorobiphenyl), PCB28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl), PCB20 (2,3,3'-Trichlorobiphenyl), PCB52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB44 (2,2',3,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl), PCB149 (2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphenyl), PCB118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl), PCB105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl), PCB153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl), PCB138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl), PCB180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl), PCB170 (2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphenyl), PCB194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)

Tablo 3.8. Ofisteki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **PCB 18** | 5,06 | 1,16 | 0,00 | 36,92 |
| **PCB 31+28** | 9,60 | 3,68 | 0,11 | 66,19 |
| **PCB 20** | 2,23 | 1,03 | 0,00 | 7,86 |
| **PCB 52** | 8,29 | 1,27 | 0,04 | 46,07 |
| **PCB 44** | 3,05 | 0,20 | 0,00 | 19,80 |
| **PCB 101** | 2,75 | 1,15 | 0,01 | 9,74 |
| **PCB 149+118** | 3,90 | 0,14 | 0,00 | 24,34 |
| **PCB 105** | 3,88 | 1,74 | 0,00 | 25,71 |
| **PCB 153** | 3,35 | 1,04 | 0,00 | 17,06 |
| **PCB 138** | 5,38 | 1,50 | 0,00 | 30,95 |
| **PCB 180** | 16,84 | 1,49 | 0,00 | 191,67 |
| **PCB 170** | 7,66 | 1,59 | 0,00 | 61,20 |
| **PCB 194** | 4,42 | 0,06 | 0,00 | 35,96 |
| **∑PCB[a]** | 76,42 | 47,98 | 0,27 | 505,43 |

[a] PCB18 (2,2',5-Trichlorobiphenyl), PCB31 (2,4',5-Trichlorobiphenyl), PCB28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl), PCB20 (2,3,3'-Trichlorobiphenyl), PCB52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB44 (2,2',3,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl), PCB149 (2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphenyl), PCB118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl), PCB105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl), PCB153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl), PCB138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl), PCB180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl), PCB170 (2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphenyl), PCB194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)

Tablo 3.9. Otomobillerdeki PCB kirleticilerine ait konsantrasyonlar (ng/g)

| | Ortalama | Medyan | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **PCB 18** | 3,29 | 0,91 | 0,02 | 28,77 |
| **PCB 31+28** | 3,55 | 1,37 | 0,00 | 28,85 |
| **PCB 20** | 3,15 | 0,30 | 0,00 | 32,38 |
| **PCB 52** | 1,60 | 0,29 | 0,00 | 8,59 |
| **PCB 44** | 1,78 | 0,15 | 0,00 | 26,11 |
| **PCB 101** | 2,69 | 0,63 | 0,04 | 16,47 |
| **PCB 149+118** | 1,16 | 0,37 | 0,00 | 9,88 |
| **PCB 105** | 0,67 | 0,01 | 0,00 | 3,31 |
| **PCB 153** | 3,51 | 0,04 | 0,00 | 54,23 |
| **PCB 138** | 1,28 | 0,54 | 0,00 | 4,72 |
| **PCB 180** | 1,94 | 1,10 | 0,00 | 16,13 |
| **PCB 170** | 0,94 | 0,57 | 0,00 | 3,04 |
| **PCB 194** | 1,01 | 0,38 | 0,00 | 9,03 |
| **∑PCB**[a] | 26,57 | 11,00 | 0,43 | 97,06 |

[a] PCB18 (2,2',5-Trichlorobiphenyl), PCB31 (2,4',5-Trichlorobiphenyl), PCB28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl), PCB20 (2,3,3'-Trichlorobiphenyl), PCB52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB44 (2,2',3,5'-Tetrachlorobiphenyl), PCB101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl), PCB149 (2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphenyl), PCB118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl), PCB105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl), PCB153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl), PCB138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl), PCB180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl), PCB170 (2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphenyl), PCB194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)

### 3.2. Kaynak Profili Değerlendirmesi

Her bir ev klimasına ait toz örneklerinin PAH, PCB, PBDE konsantrasyon değerleri ayrı ayrı Tablo 3.10.'da verilmiştir. Toplam $\sum PAH_{16}$ ortalama değerleri ele alındığında en yüksek konsantrasyonun Ev 7 örneğinde tespit edildiği görülmektedir. Ev 7 konum olarak trafiğe 250 m mesafede ve 75 $m^2$'lik küçük bir alan olması nedeniyle, trafik kaynaklı olarak yüksek PAH konsantrasyonuna sahip olduğu tahmin edilmektedir. En düşük PAH konsantrasyonuna ise Ev 8 örnekleme noktasında rastlanmıştır. Bu noktanın diğer noktalara göre şehrin dışında ve trafik yükünün daha düşük olması nedeniyle böyle bir sonuçla karşılaşıldığı düşünülmektedir. Bu nokta TEM otoyoluna 650 m mesafede olmasına karşın rüzgar yönü nedeniyle bu emisyondan çok fazla etkilenmediği değerlendirilmiştir. Toplam PCB'ler ele alındığında en yüksek değerin Ev 3'e ait örnekte görülmüşken en düşük konsantrasyon Ev 6'da tespit edilmiştir. PCB'lerin kaynağı iç ortamda kullanılan malzeme temelli olması nedeniyle bu evlere ait eşyaların ve yapı malzemelerinin bu sonuçlarda etkin olduğu tahmin edilmektedir. Toplam PBDE'ler ele alındığında en yüksek konsantrasyonun Ev 7 örnekleme noktasında bulunduğu görülmektedir. Bu

örnekleme noktasının konumu özellikle otomotiv ve lastik endüstri tesislerine yakınlığı nedeniyle iç ortam kaynaklarının yanında dış ortamdan PBDE kirleticilerine maruz kalmaktadır. En düşük PBDE konsantrasyonunun bulunduğu Ev 8 ise endüstri alanına uzak, şehir dışında bir konumdadır.

Tablo 3.10. Evlerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE değerleri (ng/g)

| | **∑PAH** | **∑PCB** | **∑PBDE** |
|---|---|---|---|
| **EV 1** | 8661,43 | 27,85 | 3713,70 |
| **EV 2** | 4799,38 | 26,54 | 726,85 |
| **EV 3** | 1912,53 | 261,79 | 0,00 |
| **EV 4** | 11296,05 | 9,99 | 15716,49 |
| **EV 5** | 4663,95 | 15,17 | 4513,01 |
| **EV 6** | 9903,44 | 5,64 | 1897,98 |
| **EV 7** | 16133,90 | 20,18 | 37798,53 |
| **EV 8** | 915,51 | 21,17 | 273,10 |
| **EV 9** | 1840,63 | 6,37 | 279,11 |
| **EV 10** | 1932,77 | 29,51 | 443,18 |

Tablo 3.11.'de her bir ofisteki PAH, PCB, PBDE konsantrasyon değerleri ayrı ayrı verilmiştir. Toplam PAH konsantrasyonu ele alındığında en yüksek konsantrasyonun Ofis 13 örnekleme noktasında bulunduğu görülmüştür. Bu nokta trafiğe 200 m mesafede ve yoğun trafik yükü olan bir nokta olmakla birlikte 20 $m^2$'lik küçük bir alana sahiptir ve içerisinde sigara kullanımı olduğu belirtilmiştir. Tüm bu faktörler ele alındığında PAH konsantrasyonunun bu kaynaklara bağlı olarak yükseldiği düşünülmektedir. En düşük konsantrasyonun rastlandığı Ofis 7 örnekleme noktasında sigara kullanılmamakta ve trafiğe 400 m uzaklıktadır. Bu ofisin diğerlerinden en önemli farkı 160 $m^2$'lik geniş bir alana sahip olması ve klima filtresinin daha yakın zamanda değiştirilmiş olmasıdır. Toplam PCB konsantrasyon değerlerinde en yüksek konsantrasyonun 60 $m^2$'lik alan ve trafiğe 150 m mesafede bulunan Ofis 5 olduğu görülmüştür. Endüstri tesislerine yakın bir konumda yer alması, yoğun kamyon trafiğinin bulunduğu D-100 karayoluna yakınlığı ve iç ortamda kullanılan yapı malzemeleri nedeniyle yüksek PCB konsantrasyonuna sahip olduğu değerlendirilmektedir. En düşük konsantrasyona ise Ofis 8'de rastlanmıştır. PBDE konsantrasyonları ele alındığında en yüksek değer Ofis 10 örnekleme noktasında ölçülmüştür. Trafiğe 1200 m uzaklıkta olmasına karşın 15 $m^2$'lik küçük bir alana

sahip olması ve boya malzemeleri üreten bir fabrikaya ait ofis olması, yüksek konsantrasyonda PBDE ölçülmesinin nedeni olarak değerlendirilmektedir. En düşük PBDE konsantrasyonun ölçüldüğü Ofis 7 ise büyük bir alana sahip ve klima filtresi yakın zamanda değiştirilmiş örnekleme noktalarındandır.

Tablo 3.11. Ofislerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE değerleri (ng/g)

| | **∑PAH** | **∑PCB** | **∑PBDE** |
|---|---|---|---|
| **OFİS 1** | 11.199,98 | 18,40 | 773,37 |
| **OFİS 2** | 8.394,35 | 49,19 | 4.356,90 |
| **OFİS 3** | 8.220,65 | 67,51 | 1.077,38 |
| **OFİS 4** | 1.363,09 | 47,98 | 533,48 |
| **OFİS 5** | 4.983,76 | 505,43 | 285,12 |
| **OFİS 6** | 2.295,83 | 146,70 | 684,85 |
| **OFİS 7** | 594,34 | 0,82 | 71,03 |
| **OFİS 8** | 2.085,22 | 0,27 | 3.916,64 |
| **OFİS 9** | 30.902,71 | 1,12 | 5.455,07 |
| **OFİS 10** | 2.580,80 | 0,92 | 9.214,42 |
| **OFİS 11** | 3.490,74 | 27,73 | 2.054,46 |
| **OFİS 12** | 8.227,23 | 76,61 | 1.472,36 |
| **OFİS 13** | 49.953,46 | 50,80 | 2.991,13 |

Tüm bu kaynak tahminlerinin yanında PAH kirleticisi için belli izomerlerin oranları baz alınarak kaynak belirleme çalışmaları literatürde mevcuttur. Belirleme oranları Ant/(Ant+Phe), Bap/BgP ve Ind/ (Ind+BgP) bir örnekteki pirojenik ve petrojenik kaynaklardan gelip gelmediğinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır (Kamal ve diğ., 2014, Mannino ve Orecchio, 2008, Yamei ve diğ., 2009, Hanedar ve diğ., 2014, Pandey ve diğ. 1999, Park ve diğ., 2002). Tablo 3.12'de tanısal oranlar ve indikatör kaynaklar bu çalışmada üretilen verilerle ev ve ofisler için ayrı ayrı belirtilmiştir.

Tablo 3.12. Ev ve ofislerde PAH için tanısal oranlar temelinde kaynak profili

| Oran | Aralık | İndikatör Kaynaklar | Değerler | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Ev | Ofis |
| ANT/(ANT + PHE) | <0,1 | Petrol | - | 0,06 (n=1) |
| | >0,1 | Yanma | 0,21-,033 (n=10) | 0,10-0,41 (n=12) |
| IND/(IND + BgP) | <0,2 | Petrol | - | - |
| | 0,2-0,5 | Likit fosil yakıt yanma | 0,38-0,50 (n=8) | 0,31-0,48 (n=8) |
| | >0,5 | biyokütle kömür yanma | 0,51 (n=1) | 0,55 (n=1) |
| BaP/BgP | 0,5-0,6 | Trafik emisyon | - | - |
| | >1,25 | linyit | 1,68-6,25 (n=5) | 1,56-6,64 (n=7) |

Ant / (Ant+Phe) oranları ele alındığında Ev 10 ve Ev 12 için yanma kaynağını ifade eden aralıkta değerler elde edilmiştir. Petrol kaynağını ifade eden <0,1 değerine ev örneklemelerinde rastlanmazken 1 ofiste bu değer elde edilmiştir. Bunun kaynağının trafik emisyonun olduğu tahmin edilmektedir.

Ind/(Ind+BgP) oranları değerlendirildiğinde evlerde ve ofislerde 8 örnekleme noktasında 0,2-0,5 aralığında oranlara rastlanmıştır. Bu oran likit fosil yakıt yanma kaynağını ifade etmektedir. Doğalgaz kullanımının etkin olduğu noktalarda bu değerlerin aralığa uygun oranda çıktığı tahmin edilmektedir. Sadece 1 ev ve ofiste biyokütle kömür yanması kaynağını işaret eden oranla karşılaşılmıştır. Bu örnekleme noktalarında da kömür kullanımıyla ısınmadan kaynaklı bir kirlilik oluştuğu tahmin edilmektedir.

BaP/BgP oranları temelinde değerlendirme yapıldığında 5 ev, 7 ofiste 1,25 değerinden büyük bir oran hesaplanmıştır. Bu kaynağın yanma ve duman kaynaklı olduğu değerlendirilmiştir. 0,5-0,6 aralığındaki orana her iki ortamda da rastlanmamıştır.

Bu çalışma kapsamında 5 ayrı otomobil markasından 5'er adet olmak üzere toplamda 25 adet araç filtresinden toz numuneleri alınmıştır. Tablo 3.13'de beş adet markaya ait otomobil klima filtrelerinden alınan toz numunelerine ilişkin toplam PAH, PCB ve PBDE konsantrasyonlarının marka bazlı ortalama değerleri verilmiştir. Toplam PAH ve PBDE için en yüksek konsantrasyonlara 3 numaralı markada rastlanmış,

PCB toplamı değerlerinde ise Marka 2'nin en yüksek konsantrasyona sahip olduğu belirlenmiştir.

Tablo 3.13. Marka bazlı değerlendirme ile otomobillerdeki toplam PAH, PCB ve PBDE ortalama değerleri (ng/g)

| | ∑PAH | ∑PCB | ∑PBDE |
|---|---|---|---|
| **Marka 1** | 4876,66 | 27,90 | 349,09 |
| **Marka 2** | 1783,00 | 37,15 | 300,96 |
| **Marka 3** | 10017,12 | 34,28 | 548,11 |
| **Marka 4** | 1028,57 | 10,98 | 207,67 |
| **Marka 5** | 3834,32 | 23,64 | 413,86 |

### 3.3. Literatür ile Karşılaştırma

Dünyanın çeşitli bölgelerinde yapılan PAH, PBDE ve PCB literatür çalışmaları ile Kocaeli'de elde edilen ölçümler karşılaştırılmıştır. Ancak literatürde klima filtre tozu çalışmaları son derece sınırlıdır. Bu nedenle ev, ofis ve otomobiller için iç ortam tozu örneklemeleri de değerlendirmede ele alınmıştır. Karşılaştırmaya ait veriler Tablo 3.14., 3.15. ve Tablo 3.16.'da verilmiştir. Kocaeli ilinde yapılan bu çalışmada evlerdeki ortalama PBDE izomerleri medyan değeri 49,36 ng $g^{-1}$ ve ortalama konsantrasyon 518,7 ng $g^{-1}$ olarak belirlendi. Evlerdeki PBDE ortalama değerinde 6663,32 ng $g^{-1}$ ortalama konsantrasyona sahip olan BDE 209'un etkili olduğu açıkça görülmüştür. Literatürdeki diğer çalışmaların ortalama değerleri ile karşılaştırıldığında Ottowa/Kanada'da (436 ng $g^{-1}$), Guangzhou/Çin'de (391,5 ng/g), Singapur'da (349,34 ng $g^{-1}$) yapılan çalışmalara yakın olduğu görüldü (Wilford ve diğ., 2005; Wang ve diğ., 2014; Tan ve diğ., 2007). BDE 209 dışındaki PBDE izomerlerinin ortalamaları baz alınarak karşılaştırma yapıldığında Kocaeli'de bu değer 46,08 ng $g^{-1}$ olup; Ottowa/Kanada'da (380,67 ng $g^{-1}$), Durban/Güney Afrika'da (140,5 ng $g^{-1}$) ve Singapur'da (84,96 ng $g^{-1}$) gerçekleştirilen çalışmalardan dikkate değer bir şekilde düşük olduğu gözlemlenmiştir (Abafe ve diğ., 2014; Wilford ve diğ., 2005; Tan ve diğ., 2007). Diğer yandan Kocaeli'den elde edilen sonuçlar Mısır (9,21 ng $g^{-1}$) ve Shanghai/Çin (2,1 ng $g^{-1}$)'de yapılan çalışmalardan yüksek olduğu ortaya konmuştur. Kocaeli'deki ofislerde PBDE ortalama konsantrasyonu 180,69 ng/g olarak belirlendi ve dünyada yapılan çalışmalar ile karşılaştırıldığında,

Durban/Güney Afrika (190,38 ng $g^{-1}$)'dan düşük olduğu ve karşılaştırılan diğer çalışmalardan yüksek olduğu görülmüştür. Kocaeli'deki otomobil filtrelerinden alınan tozlarda yapılan ölçümler neticesinde edinilen verilere göre ortalama PBDE konsantrasyonu 26,39 ng $g^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında Amerika Birleşik Devletlerinden (34603 ng $g^{-1}$) bir hayli düşük olduğu görülmüştür. Söz konusu PBDE derişimi farkının Amerika Birleşik Devletlerinde yürürlükte olan sıkı yasalar gereği ürünlerin ihtiva ettiği alev geciktirici kimyasalların yoğun olarak kullanılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Kocaeli'de yapılan bu çalışmada ev, ofis ve otomobil filtre tozlarından alınan örneklerde ortalama PAH konsantrasyon değerleri sırasıyla; 716,24 ng $g^{-1}$, 688,68 ng $g^{-1}$ ve 287,2 ng $g^{-1}$ olduğu saptanmıştır. Dünyada yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında Çin'deki çeşitli şehirlerde ev için Qingyang/Çin (2250 ng $g^{-1}$), ofis örneklemeleri için (1926,25 ng $g^{-1}$), otomobilde Shangai/Çin'de (1259,4 ng $g^{-1}$) yapılan çalışmalardan oldukça düşük olduğu görülmüştür (Qi ve diğ., 2014; Ren ve diğ., 2006; Wang ve diğ., 2013c). PAH izomerleri içinde kanserojen etkisi nedeniyle önemli yer tutan Bap için; Guangzhou/Çin'de yapılan ev tozu sonuçları ile karşılaştırıldığında bu çalışmada elde verilerle yakın olduğu görülmüştür.

Kapalı ortam tozundaki yüksek PCB konsantrasyonları, dünya çapında birçok araştırmacı tarafından tespit edilmiştir. Tozda bildirilen PCB içeriği <1 ila 890 mg / g arasında değişmektedir (Liu ve diğ., 2016). Bu çalışmada ev, ofis ve otomobil filtre tozlarından alınan örneklerde ortalama PCB konsantrasyon değerleri sırasıyla; 3,26 ng $g^{-1}$, 5,88 ng $g^{-1}$ ve 2,04 ng $g^{-1}$ olduğu saptanmıştır.

Dünyada yapılan çalışmalarla ev örneklemeleri karşılaştırıldığında Kuveyt'te (20,39 ng $g^{-1}$), Shanghai/Çin'de (14,5 ng $g^{-1}$) ve Toronto/Kanada'da (10,8 ng $g^{-1}$) gerçekleştirilen çalışmalardan düşük olduğu saptanmıştır. Aynı zamanda Guangzhou/Çin ve HongKong/Çin'deki çalışmalarla yakın sonuçlar elde edilmiştir. HongKong/Çin'deki (3,28 ng $g^{-1}$) ofis tozu örneklemesine kıyasla bu çalışmada daha yüksek bir sonuç elde edilmiştir. Otomobil örneklemeleri karşılaştırıldığında ortalama PCB değerleri Kuveyt ve Pakistan'da yapılan çalışmalardan yüksek konsantrasyonlarda görülmüştür.

Tablo 3.14. PBDE Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g)

| Lokasyon | n | PBDE 17 | PBDE 28 | PBDE 47 | PBDE 66 | PBDE 71 | PBDE 85 | PBDE 99 | PBDE 100 | PBDE 138 | PBDE 153 | PBDE 154 | PBDE 183 | PBDE 190 | PBDE 209 | Referans |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kocaeli-Ev | 9 | 52,69 | 47,73 | 51 | 57,4 | 77,12 | 23,22 | 46,96 | 24,78 | 21,47 | 20,72 | 40,27 | 83,78 | 51,92 | 6663,32 | Bu çalışma |
| Kocaeli-Ev | 40 | | | 14,5 | 13,2 | 15,8 | 6 | 6,5 | 13,3 | 12,8 | 13,6 | 15,1 | 20,5 | 11,2 | 138,3 | Civan, 2016 |
| Singapur-Ev | 31 | | 1,2 | 110 | | | | 340 | 6,5 | | 76 | 43 | 18 | | 2200 | Tan, 2007 |
| Prag/Çek Cumh.-Ev | 25 | | 1,8 | 25,4 | 1,4 | | <0.1 | 17,1 | 2,1 | | 1,3 | <0.1 | 29 | | 724 | Kalachova, 2012 |
| Durban/Güney Afrika-Ev | 10 | | 14,8 | 183 | | | | 541 | 46,9 | | 77,6 | 76,2 | 44 | | 731 | Abafe,2014 |
| Birmingham/İngiltere-Ev | 30 | | 0,7 | 15 | | | | 36 | 5,6 | | 14 | 4,4 | 71 | | 260 | Harrad, 2008 |
| Guangzhou/Çin-Ev | 15 | 0,6 | 6,9 | 120 | 2,1 | 22,6 | 8,3 | 43 | 47,3 | 75,7 | 41,6 | 40 | 1,6 | | 4680 | Wang, 2014 |
| Ottawa/Kanada-Ev | 68 | 4,3 | 15 | 1100 | 37 | | 190 | 1800 | 490 | 37 | 470 | 380 | 44 | 0,75 | 1100 | Wilford, 2005 |
| Mısır-Ev | 17 | | | 1,7 | | | | 2,7 | 0,37 | | | | 1,1 | | 40,2 | Hassan, 2015 |
| Hangzhou/Çin-Ev | 10 | | 0,6 | 5,2 | | | | 4 | 0,48 | | 0,63 | 0,58 | 1,2 | | 227 | J.Sun, 2016 |
| Nigeria-Ev | 10 | | | 42,5 | | | | 39,3 | 38,8 | | 39,1 | 34,8 | 61,7 | | 141 | Olukunle, 2015a |
| Portekiz-Ev | 11 | | 0,36 | 21,36 | 2,63 | | n.d. | 8,9 | 1,72 | | 2,27 | 0,54 | 4,72 | | 683 | Cunha, 2010 |
| Güney Afrika-Ev | 31 | | | 11,9 | | | | 15,2 | 1,1 | | 1 | 1,2 | | | 16,2 | Kefeni, 2012 |
| Portekiz-Ev | 28 | | 0,35 | 12 | | | | 12 | 2,2 | | | 0,64 | 5,2 | | 780 | Coelho, 2016 |
| Shanghai, Çin-Ev | 60 | 2,26 | 4,22 | 8,28 | 2,07 | 8,87 | 1,57 | 7,84 | 1,88 | 5,39 | 3,85 | 1,98 | 10,59 | | 91,13 | Meng, 2016a |
| Shanghai, Çin-Ev | 124 | | 0,51 | 2,72 | 1,14 | | | | | | | | | | 4,02 | Meng, 2016b |
| Kocaeli-Ofis | 13 | 40,32 | 35,38 | 39,11 | 47,68 | 65,48 | 29,26 | 50,98 | 38,84 | 37,77 | 40,82 | 42,39 | 41,12 | 96,77 | 1923,73 | Bu çalışma |
| Şenzen/Çin-Ofis | 56 | | 1,23 | 1,82 | | | 2,31 | 1,19 | 3,72 | 0,32 | 0,3 | 1,46 | 0,74 | | 618 | Ni, 2011 |
| Selanik/Yunanistan-Ofis | 20 | 0,15 | 0,6 | 18 | 0,82 | 1,5 | 0,2 | 20 | 3,7 | 0,57 | 9,7 | 5 | 6,2 | | 1106 | Besis, 2014 |
| Durban/Güney Afrika-Ofis | 10 | | 17,3 | 135 | | | | 461 | 25,2 | | 83,5 | 52,8 | 70,2 | | 678 | Abafe,2014 |
| Birmingham/İngiltere-ofis | 18 | | 1,8 | 67 | | | | 120 | 16 | | 16 | 10 | 11 | | 30 | Harrad, 2008 |
| Mısır-ofis | 9 | | | 2,3 | | | | 7,1 | 0,6 | | | | 2,3 | | 366 | Hassan, 2015 |
| Güney Afrika-Ofis | 16 | | | 35,3 | | | | 64 | | | 7-0,8 | | | | 52,6 | Kefeni, 2012 |
| Hangzhou/Çin-Ofis | 11 | | 0,41 | 9,9 | | | | 7,6 | 0,33 | | 0,92 | 0,62 | 2,6 | | 496 | J.Sun, 2016 |
| Nigeria-Ofis | 11 | | | 51,6 | | | | 60,6 | 56,1 | | 74,3 | 64,7 | 72 | | 180 | Olukunle, 2015 |
| Hangzhou/Çin- Ofis | 9 | | 0,82 | 27 | | | | 12 | 1,9 | | 3,9 | 3,7 | 18 | | 248 | J.Sun, 2016 |
| Filipinler-üniversite | 8 | | | | | | | | | | | | | | 2172 | Fulong, 2013 |
| Kocaeli-Otomobil | 23 | 3,59 | 4,79 | 8,49 | 5,43 | 12,24 | 9,65 | 5,05 | 9,73 | 8,12 | 10,83 | 14,43 | 21,23 | 40,46 | 215,37 | Bu çalışma |
| Birmingham/İngiltere-Otomobil | 20 | | 6,1 | 720 | | | | 990 | 220 | | 150 | 160 | 19 | | 410 | Harrad, 2008 |
| Portekiz-Otomobil | 9 | | 8,77 | 386,77 | 8,44 | | 55,88 | 649,66 | 161 | | 147,66 | 110,22 | 10,44 | | 2818,66 | Cunha, 2010 |
| Mısır-Otomobil | 5 | | | 5,7 | | | | 23 | 4,8 | | | | 5,8 | | 1540 | Hassan, 2015 |
| USA-Otomobil | 60 | | 154 | 1233 | | | | 1989 | 345 | | 552 | 194 | 238 | | 272119 | Lagalante, 2009 |
| Nigeria-Otomobil | 12 | | | 99,1 | | | | 213 | 64,5 | | 91,7 | 69,5 | 47,3 | | 137 | Olukunle, 2015b |

Tablo 3.15. PAH Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g)

| Lokasyon | n | Nap | Ace | Flu | Acy | Phe | Ant | Flt+Pyr | Pyr | BaA | Chr | BbF | BkF | BaP | Ind | DahA | BgP | Referans |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kocaeli-Ev | 10 | 659,9 | 1002,3 | 1386 | 1114 | 965,9 | 534,9 | 814,4 | | 720,5 | 857,9 | 836,64 | 457,80 | 488,0 | 286,0 | 276,3 | 341,7 | Bu çalışma |
| Kocaeli-Ev | 40 | 119,7 | 59,46 | 223,7 | 211,7 | 804,5 | 338,7 | 705,2 | | 360,7 | 677,7 | 510,9 | 557,9 | 423,9 | 306,5 | 168 | 212,1 | Civan, 2016 |
| Ankara-Ev | 68 | 1932 | 146 | 320 | 287 | 800 | 455 | 451 | 361 | 218 | 260 | 180 | 244 | 111 | 80 | 43 | 58 | Kurada, 2015 |
| Guangzhou-Ev | 20 | 68,9 | 89,8 | 153 | 25,3 | 730 | 40,4 | 788 | 437 | 194 | 499 | 898 B(b+k)F | 898 B(b+k)F | 492 | 692 | 102 | 825 | Wang, 2013a |
| Guangzhou-Ev | 50 | 140 | 90 | 260 | 90 | 730 | 40 | 1130 | 1360 | 660 | 830 | 880 B(b+k)F | 880 B(b+k)F | 310 | 800 | 280 | 650 | Wang, 2013c |
| Qingyang-Ev | 20 | 400 | 110 | 710 | 190 | 5620 | 190 | 6230 | 7030 | 1760 | 4370 | 3690 B(b+k)F | 3690 B(b+k)F | 2300 | 820 | 440 | 1330 | Wang, 2013c |
| Guangzhou, Shenzen, Hong Kong-Ev | 23 | 1400 | 40 | 70 | 30 | 1110 | 70 | 840 | 940 | 270 | 470 | 550 B(b+k)F | 550 B(b+k)F | 760 | 290 | 50 | 440 | Kang, 2011 |
| Kocaeli-Ofis | 13 | 748,6 | 714,5 | 799,8 | 849,7 | 710,2 | 403,6 | 624,2 | | 550 | 705,7 | 2997,9 | 437 | 325,3 | 146,1 | 129 | 188,2 | Bu çalışma |
| Hong Kong-Ofis | 55 | 120 | 20 | 30 | 10 | 770 | 30 | 860 | 690 | 220 | 540 | 980 B(b+k)F | 980 B(b+k)F | 380 | 580 | 60 | 900 | Kang, 2010 |
| Palermo/İtalya-Ev, Ofis | 45 | | 259,55 | 184,3 | 1552 | 598,4 | 137,2 | 527,7 | 477 | 111,4 | 387,1 | 207,08 | 112,31 | 112,0 | 112,9 | 84,45 | 210,4 | Mannino, 2008 |
| China-Ev, Ofis | 45 ev; 36 ofis | 849 | 93 | 464 | 173 | 4190 | 418 | 4260 | 2890 | 2370 | 1790 | 6230 | 763 | 1710 | 1970 | 510 | 2140 | Qi, 2014 |
| Kocaeli-Otomobil | 23 | 659,9 | 1002,3 | 1386 | 1114 | 965,9 | 534,9 | 814,4 | | 720,5 | 857,9 | 836,64 | 457,80 | 488,0 | 286,0 | 276,3 | 341,7 | Bu çalışma |
| Shanghai, Çin | 27 | 207,2 | 6,55 | 110,3 | 70,00 | 991,4 | 342,7 | 1161,7 | 684 | 586,5 | 1709 | 4263,79 | 725,86 | 1306,9 | 2123,7 | 2040 | 3819 | Ren, 2006 |

Tablo 3.16. PCB Literatür karşılaştırması (ortalama konsantrasyon değerleri, ng/g)

| Lokasyon/Ülke | n | PCB 18 | PCB 31+28 | PCB 20 | PCB 52 | PCB 44 | PCB 101 | PCB 149+118 | PCB-105 | PCB-153 | PCB 138 | PCB 180 | PCB-170 | PCB 194 | Referans |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kocaeli-Ev | 10 | 1,36 | 1,78 | 1,00 | 1,25 | 0,55 | 1,24 | 0,59 | 0,69 | 1,06 | 0,89 | 4,14 | 1,71 | 26,16 | Bu çalışma |
| Guangzhou-Ev | 20 | 5,67 | | | 3,76 | 3,09 | 7,16 | 2,53 (118) | 2,42 | | 11,5 | 0,72 | 1,67 | 0,29 | Wang, 2013b |
| Hong Kong-Ev | 20 | 0,45 | | | 0,38 | 1,69 | 4,18 | 3,63 (118) | 5,3 | | 24,19 | 0,55 | 1,33 | 1,67 | Wang, 2013b |
| Kuveyt-Ev | 15 | | | | | | 63±210 | | 13±52 | 20±77 | 28±109 | 7±26 | 11±42 | 0,7±2,5 | Ali, 2013 |
| Pakistan-Ev | 15 | | | | | | <0,2 | | 0,2±0,2 | 0,8±1 | 0,5±0,7 | 1,2±2,8 | 0,9±2 | 0,2±0,4 | Ali, 2013 |
| Austin, US-Ev | 20 | | 9,5 | | 7,90 | | 10 | | 4,5 | 8,4 | 8,6 | 4,5 | | | Harrad, 2009 |
| Birmingham, UK-Ev | 20 | | 6,3 | | 5,6 | | 6,1 | | 1,9 | 3,3 | 4,1 | 1,8 | | | Harrad, 2009 |
| Toronto, Kanada-Ev | 10 | | 10 | | 12 | | 15 | | 7,1 | 11 | 12 | 8,5 | | | Harrad, 2009 |
| Wellington, Yeni Zelanda-Ev | 20 | | 3,3 | | 2,6 | | 3,1 | | 0,87 | 2,7 | 2,8 | 2,3 | | | Harrad, 2009 |
| Portekiz-Ev | 28 | | 0,59 (PCB28) | | <0,51 | | 1,3 | | <0,31 | 1,7 | 1,7 | 0,95 | | | Coelho, 2016 |
| Singapur, Ev | 31 | | 0,3 | | 0,3 | 0,3 | 0,6 | 0,7 (118); 0,5 (149) | 0,2 | 0,8 (153/132) | 0,8 | 0,3 | | | Tan, 2007 |
| Nanjing, Çin-Ev | 114 | 1,47 | 3,53 (PCB28) | | 2,05 | 3,14 | | | | 3,15 | 3,054 | 1,42 | | 1,39 | Wang, 2015 |
| Shanghai, Çin-Ev | 60 | | | | 0,28 | 1,96 | 0,07 | 0,5 (118) | 1,2 | 0,72 | 0,72 | | 0,78 | | Meng, 2016a |
| Shanghai, Çin-Ev | | | | | 7,13 | 5,62 | | 9,32 (118) | 9,93 | 17,45 | 16,45 | 23,13 | 21,8 | | Meng, 2016b |
| Wisconsin,US-Ev[a] | 20 | 0,1 | 2,6 | | 3,2 | 1,7 | 3,9 | 0,1 (123/149) | 7,3 (153/105/132) | 7,3 (153/105/132) | | 0,7 | 0,4 (170/190) | 0,2 | Knobeloch, 2012 |
| Kocaeli-Ofis | 13 | 5,06 | 9,60 | 2,23 | 8,29 | 3,05 | 2,75 | 3,90 | 3,88 | 3,35 | 5,38 | 16,84 | 7,66 | 4,42 | Bu çalışma |
| Hong Kong-Ofis[b] | 20 | 0,66 | 7,84 (PCB28) | | 1,9 | 2,52 | 1,05 | | 2,7 | 4,34 | | 2,32 | 1,13 | 12,9 | Kang, 2013 |
| Kocaeli-Otomobil | 23 | 3,29 | 3,55 | 3,15 | 1,60 | 1,78 | 2,69 | 1,16 | 0,67 | 3,51 | 1,28 | 1,94 | 0,94 | 1,01 | Bu çalışma |
| Kuveyt-Otomobil | 15 | | | | | | 1±3,6 | | <0,2 | 0,4±0,8 | 0,8±2,5 | 0,7±1,5 | 0,9±1,8 | 0,2±0,4 | Ali, 2013 |
| Pakistan-Otomobil | 15 | | | | | | <0,2 | | 0,2±0,1 | 0,9±1,4 | 1,1±1,6 | 0,7±1,6 | 0,7±1,5 | 0,1±0,3 | Ali, 2013 |

[a] Geometrik ortalama değerleri verilmiştir.
[b] Medyan değerleri verilmiştir.

### 3.4. PAH, PBDE ve PCB Maruziyeti

Ölçülen PBDE ve PAH derişimleri daha önceki tablolarla verilen bilgileri kullanarak söz konusu ΣPBDE, ΣPAH ve ΣPCB kirleticilerinin çocukların ve yetişkinlerin, tozların çiğneme, soluma ve deri teması ile maruziyeti tespit edilmeye çalışılmıştır. Tablo 3.17'de çocuk ve yetişkinlerin evlerdeki tozların çiğneme, soluma ve deri teması yolları ile PBDE, PAH ve PCB kirleticilerine, günlük alım miktarı verilmiştir. Akabinde beslenme yoluyla alınmayan günlük maruziyet ile söz konusu KOK kirleticilerinin sebep olduğu kanserojen olmayan risk ve kanser riski değerlendirmesi yapılmıştır.

Evlerdeki ΣPBDE'ye çiğneme yoluyla ortalama günlük maruziyet çocuklar için $1{,}98x10^{-06}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $4{,}83\ x10^{-07}$ mg/kg.gün iken deri teması ile maruziyet çocuklar için $1{,}55x10^{-07}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $1{,}54x10^{-06}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilmekte ve çocuklar için $2{,}89x10^{-10}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $2{,}06x10^{-10}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyetten daha fazla maruziyete sebebiyet verdiği sonucuna varılmıştır.

Yetişkinlerde ve çocuklarda, ΣPBDE maruziyet tozun çiğnenmesi yoluyla sırasıyla yaklaşık % 24 ve % 93, deri teması yoluyla ise % 76 ve % 7 iken soluma yoluyla maruziyet ise iki grup için de önemsiz olduğu tahmin edilmiştir. Küçük çocuklar genellikle zemin ve tozlu yüzeylerle sıklıkla temas halindedir ve ellerini ve nesneleri ağızlarına koyma eğilimindedir (Yu ve diğ., 2012; Hwang ve diğ., 2008; Ali ve diğ., 2016). Ayrıca solunum ve bağışıklık sistemleri tam olarak gelişmemesi, vücut ağırlığının kilogramı başına yetişkinlerden daha fazla havayı alması, vücut kütlelerinin daha az oluşu ve toksinlere karşı toleransı yetişkinlere göre daha düşük olması sebebiyle bebekler ve küçük çocukların hava kirleticilerinin sağlık etkileri açısından özellikle risk altında olduğu bilinmektedir (Ali ve diğ., 2013; Freire ve diğ., 2008).

Evlerdeki ΣPAH maruziyeti ile ilgili olarak, deri teması yoluyla günlük ortalama maruziyet çocuklar için $2{,}99x10^{-05}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $2{,}96x10^{-04}$ mg/kg.gün; çiğneme yoluyla maruziyet çocuklar için $2{,}93x10^{-06}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $7{,}14x10^{-07}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilmiştir ve çocuklar için $4{,}28x10^{-10}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $3{,}04x10^{-10}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilen

soluma yoluyla maruziyete göre 4 ila 5 kat daha fazla olduğu sonucuna varılmıştır. Deri teması yoluyla ΣPAH maruziyeti çocuklarda (% 91) ve yetişkinlerde (% 100) en baskın yol olduğu görülürken soluma yoluyla maruziyet her iki grup için de önemsiz olarak görülmüştür.

Evlerdeki ΣPCB maruziyeti ile ilgili olarak, deri teması yoluyla günlük ortalama maruziyet çocuklar için $1{,}27x10^{-07}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $1{,}26x10^{-06}$ mg/kg.gün; çiğneme yoluyla maruziyet çocuklar için $1{,}15x10^{-08}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $2{,}82x10^{-09}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilmiştir ve çocuklar için $1{,}69x10^{-12}$ mg/kg.gün ve yetişkinler için $1{,}20x10^{-12}$ mg/kg.gün olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyete göre çok daha fazla olduğu sonucuna varılmıştır. Deri teması yoluyla ΣPCB maruziyeti çocuklarda (% 92) ve yetişkinlerde (% 100) en baskın yol olduğu görülürken soluma yoluyla maruziyet her iki grup için de önemsiz olarak görülmüştür.

Toz yutmanın bebeklerin toplam PCB alımına göreceli olarak katkısının Kanada, Yeni Zelanda, Birleşik Krallık ve ABD'den gelen çocuklarda % 3,6-12,5 aralığında olduğu belirlenmiştir. Ancak bazı aşırı senaryolarda, örneğin, evde yaşayan küçük çocuklar durumunda yüzde 95'lik PCB konsantrasyonları için, genel PCB alımının yarısından fazlasının toz yutma yoluyla olabileceği sonucuna varılmıştır (Wang ve diğ., 2015).

Ofislerde PAH, PCB ve PBDEler için günlük maruziyet ve risk sadece yetişkinler için yapılmıştır. Tablo 3.18'de yetişkinlerin ofislerdeki tozların çiğneme, soluma ve deri teması yolları ile PBDE, PAH ve PCB kirleticilerine, günlük alım miktarı verilmiştir. ΣPAH maruziyeti ile ilgili olarak, deri teması yoluyla günlük ortalama maruziyet $2{,}04x10^{-4}$ mg/kg.gün, çiğneme yoluyla ortalama maruziyet $4{,}93x10^{-07}$ mg/kg gün olarak hesaplanmıştır. Deri teması ile maruziyetin % 100 ile en baskın maruziyet yolu olduğu görülmüştür. Ofislerdeki ΣPBDE'ye çiğneme yoluyla ortalama günlük maruziyet $1{,}207x10^{-07}$ mg/kg.gün, dermal günlük maruziyet $3{,}85x10^{-07}$ mg/kg gün ve soluma yoluyla maruziyet ise $5{,}14x10^{-11}$ mg/kg.gün olarak hesaplanmıştır. Ofis PBDE'lerinde % 76 deri teması ve % 24 çiğneme yoluyla maruziyetin olduğu ve soluma yoluyla maruziyetin önemsiz olduğu görülmüştür.

ΣPCB maruziyeti ile ilgili olarak % 100 lük kısım ve 1,63x10$^{-06}$ mg/kg.gün miktar ile deri teması en baskın maruziyet yolu olduğu belirlenmiştir.

Tablo 3.17. Evlerdeki PAH, PBDE ve PCB'lerin evlerdeki günlük maruziyeti (mg/kg.gün)

| | **Yetişkin** | | | **Çocuk** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | D(ing) | D(inh) | D(dermal) | D(ing) | D(inh) | D(dermal) |
| **Nap** | 4,39E-08 | 1,87E-11 | 1,82E-05 | 1,80E-07 | 2,62E-11 | 1,83E-06 |
| **Ace** | 6,66E-08 | 2,84E-11 | 2,76E-05 | 2,73E-07 | 3,99E-11 | 2,79E-06 |
| **Flu** | 9,22E-08 | 3,93E-11 | 3,82E-05 | 3,78E-07 | 5,52E-11 | 3,86E-06 |
| **Acy** | 7,41E-08 | 3,16E-11 | 3,07E-05 | 3,04E-07 | 4,43E-11 | 3,10E-06 |
| **Phe** | 6,42E-08 | 2,74E-11 | 2,66E-05 | 2,63E-07 | 3,84E-11 | 2,68E-06 |
| **Ant** | 3,55E-08 | 1,51E-11 | 1,47E-05 | 1,46E-07 | 2,13E-11 | 1,48E-06 |
| **Flt+Pry** | 5,41E-08 | 2,31E-11 | 2,24E-05 | 2,22E-07 | 3,24E-11 | 2,26E-06 |
| **BaA** | 4,79E-08 | 2,04E-11 | 1,98E-05 | 1,96E-07 | 2,87E-11 | 2,00E-06 |
| **Chr** | 5,70E-08 | 2,43E-11 | 2,36E-05 | 2,34E-07 | 3,41E-11 | 2,38E-06 |
| **BbF** | 5,56E-08 | 2,37E-11 | 2,30E-05 | 2,28E-07 | 3,33E-11 | 2,32E-06 |
| **BkF** | 3,04E-08 | 1,29E-11 | 1,26E-05 | 1,25E-07 | 1,82E-11 | 1,27E-06 |
| **BaP** | 3,24E-08 | 1,38E-11 | 1,34E-05 | 1,33E-07 | 1,94E-11 | 1,35E-06 |
| **Ind** | 1,90E-08 | 8,11E-12 | 7,89E-06 | 7,81E-08 | 1,13E-11 | 7,96E-07 |
| **DahA** | 1,83E-08 | 7,84E-12 | 7,62E-06 | 7,55E-08 | 1,10E-11 | 7,69E-07 |
| **BgP** | 2,27E-08 | 9,69E-12 | 9,43E-06 | 9,33E-08 | 1,36E-11 | 9,51E-07 |
| **∑PAH** | 7,14E-07 | 3,04E-10 | 2,96E-04 | 2,93E-06 | 4,28E-10 | 2,99E-05 |
| **BDE 17** | 3,50E-09 | 1,49E-12 | 1,11E-08 | 1,43E-08 | 2,09E-12 | 1,12E-09 |
| **BDE 28** | 3,17E-09 | 1,35E-12 | 1,01E-08 | 1,30E-08 | 1,90E-12 | 1,02E-09 |
| **BDE 47** | 3,39E-09 | 1,44E-12 | 1,08E-08 | 1,39E-08 | 2,03E-12 | 1,09E-09 |
| **BDE 66** | 3,81E-09 | 1,62E-12 | 1,21E-08 | 1,56E-08 | 2,28E-12 | 1,22E-09 |
| **BDE 71** | 5,13E-09 | 2,18E-12 | 1,63E-08 | 2,10E-08 | 3,07E-12 | 1,65E-09 |
| **BDE 85** | 1,54E-09 | 6,58E-13 | 4,93E-09 | 6,34E-09 | 9,25E-13 | 4,97E-10 |
| **BDE 99** | 3,12E-09 | 1,33E-12 | 9,97E-09 | 1,28E-08 | 1,87E-12 | 1,00E-09 |
| **BDE 100** | 1,64E-09 | 7,03E-13 | 5,26E-09 | 6,77E-09 | 9,87E-13 | 5,30E-10 |
| **BDE 138** | 1,42E-09 | 6,09E-13 | 4,55E-09 | 5,86E-09 | 8,55E-13 | 4,59E-10 |
| **BDE 153** | 1,37E-09 | 5,88E-13 | 4,40E-09 | 5,66E-09 | 8,25E-13 | 4,43E-10 |
| **BDE 154** | 2,67E-09 | 1,14E-12 | 8,55E-09 | 1,1E-08 | 1,60E-12 | 8,62E-10 |
| **BDE 183** | 5,57E-09 | 2,37E-12 | 1,77E-08 | 2,28E-08 | 3,33E-12 | 1,79E-09 |
| **BDE 190** | 3,45E-09 | 1,47E-12 | 1,10E-08 | 1,41E-08 | 2,06E-12 | 1,11E-09 |
| **BDE 209** | 4,43E-07 | 1,89E-10 | 1,41E-06 | 1,82E-06 | 2,65E-10 | 1,42E-07 |
| **∑BDE** | 4,83E-07 | 2,06E-10 | 1,54E-06 | 1,98E-06 | 2,89E-10 | 1,55E-07 |
| **PCB 18** | 9,07E-11 | 3,86E-14 | 4,05E-08 | 3,72E-10 | 5,43E-14 | 4,08E-09 |
| **PCB 31+28** | 1,19E-10 | 5,06E-14 | 5,30E-08 | 4,87E-10 | 7,10E-14 | 5,34E-09 |
| **PCB 20** | 6,62E-11 | 2,82E-14 | 2,96E-08 | 2,72E-10 | 3,96E-14 | 2,98E-09 |
| **PCB 52** | 8,34E-11 | 3,55E-14 | 3,72E-08 | 3,42E-10 | 4,99E-14 | 3,75E-09 |
| **PCB 44** | 3,65E-11 | 1,55E-14 | 1,63E-08 | 1,49E-10 | 2,18E-14 | 1,64E-09 |
| **PCB 101** | 8,24E-11 | 3,51E-14 | 3,68E-08 | 3,38E-10 | 4,93E-14 | 3,71E-09 |
| **PCB 149+118** | 3,93E-11 | 1,67E-14 | 1,75E-08 | 1,61E-10 | 2,35E-14 | 1,77E-09 |
| **PCB 105** | 4,57E-11 | 1,95E-14 | 2,04E-08 | 1,87E-10 | 2,73E-14 | 2,06E-09 |
| **PCB 153** | 7,06E-11 | 3,01E-14 | 3,15E-08 | 2,90E-10 | 4,23E-14 | 3,18E-09 |
| **PCB 138** | 5,93E-11 | 2,52E-14 | 2,64E-08 | 2,43E-10 | 3,55E-14 | 2,67E-09 |
| **PCB 180** | 2,75E-10 | 1,17E-13 | 1,23E-07 | 1,13E-09 | 1,64E-13 | 1,24E-08 |
| **PCB 170** | 1,14E-10 | 4,85E-14 | 5,08E-08 | 4,67E-10 | 6,81E-14 | 5,13E-09 |
| **PCB 194** | 1,74E-09 | 7,42E-13 | 7,77E-07 | 7,14E-09 | 1,04E-12 | 7,84E-08 |
| **∑PCB** | 2,82E-09 | 1,20E-12 | 1,26E-06 | 1,15E-08 | 1,69E-12 | 1,27E-07 |

Tablo 3.18. Ofislerdeki PAH, PBDE ve PCB'lerin evlerdeki günlük maruziyeti (mg/kg.gün)

| | Yetişkin | | |
|---|---|---|---|
| | D(ing) | D(inh) | D(dermal) |
| **Nap** | 3,57268E-08 | 1,5236E-11 | 1,4825E-05 |
| **Ace** | 3,40991E-08 | 1,4542E-11 | 1,415E-05 |
| **Flu** | 3,81706E-08 | 1,6279E-11 | 1,5839E-05 |
| **Acy** | 4,05552E-08 | 1,7296E-11 | 1,6829E-05 |
| **Phe** | 3,38959E-08 | 1,4456E-11 | 1,4065E-05 |
| **Ant** | 1,92616E-08 | 8,2145E-12 | 7,9928E-06 |
| **Flt+Pry** | 2,97919E-08 | 1,2705E-11 | 1,2362E-05 |
| **BaA** | 2,6252E-08 | 1,1196E-11 | 1,0894E-05 |
| **Chr** | 3,36795E-08 | 1,4363E-11 | 1,3976E-05 |
| **BbF** | 1,43067E-07 | 6,1014E-11 | 5,9367E-05 |
| **BkF** | 2,08567E-08 | 8,8948E-12 | 8,6547E-06 |
| **BaP** | 1,55285E-08 | 6,6225E-12 | 6,4437E-06 |
| **Ind** | 6,97301E-09 | 2,9738E-12 | 2,8935E-06 |
| **DahA** | 6,15658E-09 | 2,6256E-12 | 2,5547E-06 |
| **BgP** | 8,9847E-09 | 3,8317E-12 | 3,7283E-06 |
| **∑PAH** | 4,93E-07 | 2,1025E-10 | 0,00020458 |
| **BDE 17** | 1,924E-09 | 8,20537E-13 | 6,14146E-09 |
| **BDE 28** | 1,6887E-09 | 7,20195E-13 | 5,39043E-09 |
| **BDE 47** | 1,8669E-09 | 7,96168E-13 | 5,95907E-09 |
| **BDE 66** | 2,2755E-09 | 9,70443E-13 | 7,26346E-09 |
| **BDE 71** | 3,1254E-09 | 1,33289E-12 | 9,97625E-09 |
| **BDE 85** | 1,3967E-09 | 5,95653E-13 | 4,45828E-09 |
| **BDE 99** | 2,4333E-09 | 1,03773E-12 | 7,76711E-09 |
| **BDE 100** | 1,854E-09 | 7,90663E-13 | 5,91787E-09 |
| **BDE 138** | 1,8028E-09 | 7,68858E-13 | 5,75467E-09 |
| **BDE 153** | 1,9483E-09 | 8,30914E-13 | 6,21913E-09 |
| **BDE 154** | 2,0231E-09 | 8,62781E-13 | 6,45765E-09 |
| **BDE 183** | 1,9626E-09 | 8,36983E-13 | 6,26455E-09 |
| **BDE 190** | 4,6184E-09 | 1,9696E-12 | 1,47418E-08 |
| **BDE 209** | 9,1809E-08 | 3,91537E-11 | 2,93053E-07 |
| **∑BDE** | 1,2073E-07 | 5,14871E-11 | 3,85365E-07 |
| **PCB 18** | 2,416E-10 | 1,0303E-13 | 1,08E-07 |
| **PCB 31+28** | 4,583E-10 | 1,9544E-13 | 2,048E-07 |
| **PCB 20** | 1,066E-10 | 4,5448E-14 | 4,762E-08 |
| **PCB 52** | 3,956E-10 | 1,6869E-13 | 1,768E-07 |
| **PCB 44** | 1,455E-10 | 6,2061E-14 | 6,503E-08 |
| **PCB 101** | 1,313E-10 | 5,5976E-14 | 5,865E-08 |
| **PCB 149+118** | 1,863E-10 | 7,944E-14 | 8,324E-08 |
| **PCB 105** | 1,853E-10 | 7,9046E-14 | 8,283E-08 |
| **PCB 153** | 1,6E-10 | 6,8226E-14 | 7,149E-08 |
| **PCB 138** | 2,566E-10 | 1,0943E-13 | 1,147E-07 |
| **PCB 180** | 8,038E-10 | 3,4278E-13 | 3,592E-07 |
| **PCB 170** | 3,657E-10 | 1,5595E-13 | 1,634E-07 |
| **PCB 194** | 2,108E-10 | 8,9899E-14 | 9,42E-08 |
| **∑PCB** | 3,647E-09 | 1,5554E-12 | 1,63E-06 |

### 3.5. Kanserojen Olmayan Risk

İnsan sağlığı üzerindeki riskin hesaplanması için kirleticiler kanserojen ve kanserojen olmayanlar olarak ikiye ayrılır. Kimi kirleticiler hem kanserojen hem de kanserojen olmayan özelliklere sahip olabilirler.

Risk değerlendirmelerinde kanserojen olan ve olmayan kirleticiler için farklı hesaplama yöntemleri kullanılır. Kanserojen olmayanlar için eşik düzeyi kavramı söz konusudur. Bu eşik düzeyinin altında bu maddelerin zehirlilik göstermeyeceği kabul edilir. Ancak kanserojen olanların her dozunun dikkate alınması gerekir.

Tehlike indeksi (HI) tehlike katsayılarının (HQ) toplamını ifade eder. HQ değeri 1'den büyük ise bu maruziyete bağlı etkilerin olabileceği ve 1'den küçük ise kanserojen olmayan risk üzerinde etkisinin olmadığı anlamına gelmektedir. PBDElerin teneffüs edilmesi için referans doz değeri (Rfd) yalnızca 4 PBDE izomeri (BDE-47, BDE-99, BDE-153 ve BDE-209) için mevcut olduğundan, bu kimyasallar için bir tehlike oranı (HQ) düşünülmüştür (Civan ve Kara, 2016). Ev ve ofislerde toza maruziyet sonucu PBDE'lerin, PCB'lerin ve BaP (PAH) için toksisite eşdeğer derişimlerine bağlı olarak toplam tehlike indeksi (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R) Tablo 3.19. ve Tablo 3.20.'da verilmiştir.

Tablo 3.19. Evlerdeki Toplam tehlike indeksleri (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R)

| | Yetişkin | | | | Çocuk | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | HQ | $R_{ing}$ | $R_{inh}$ | $R_{dermal}$ | HQ | $R_{ing}$ | $R_{inh}$ | $R_{dermal}$ |
| BDE47 | 0,0004149 | | | | 0,00175335 | | | |
| BDE99 | 0,000382 | | | | 0,00161434 | | | |
| BDE153 | 8,43E-05 | | | | 0,00035624 | | | |
| BDE209 | 0,0007743 | 3,102E-10 | 1,323E-13 | 9,9E-10 | 0,00327215 | 1,274E-09 | 1,858E-13 | 9,98E-11 |
| ΣPBDE | 0,0016556 | | | | 0,00699609 | | | |
| Bap | | 2,369E-07 | 5,330E-11 | 0,000336795 | | 9,732E-07 | 7,485E-11 | 3,39E-05 |
| ∑B2 grubu | | 4,871E-07 | 1,095E-10 | 0,000692257 | | 2,000E-06 | 1,538E-10 | 6,98E-05 |
| ∑PCB | | 5,644E-09 | 2,407E-12 | 2,522E-06 | | 2,317E-08 | 3,380E-12 | 2,54E-07 |

Tablo 3.20. Ofislerdeki toplam tehlike indeksleri (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R)

| | Yetişkin HQ | $R_{ing}$ | $R_{inh}$ | $R_{dermal}$ |
|---|---|---|---|---|
| BDE47 | 0,00022828 | | | |
| BDE99 | 0,000297542 | | | |
| BDE153 | 0,000119121 | | | |
| BDE209 | 0,000160376 | 6,4266E-11 | 2,74076E-14 | 2,05137E-10 |
| ΣPBDE | 0,000805319 | | | |
| Bap | | 1,13358E-07 | 4,8344E-11 | 4,7039E-05 |
| ∑B2 grubu | | 3,04679E-07 | 9,1376E-11 | 0,00031892 |
| ∑PCB | | 4,21596E-10 | 3,11083E-12 | 1,88403E-07 |

### 3.6. Kanserojen Risk

PBDE'ler için sadece BDE 209'a ait kanserojenik eğim faktörü (SF) olduğu için kanserojen risk tahmini BDE 209 dahilinde yapılmıştır. Tablo 3.15.'de gösterildiği üzere evlerde BDE 209 için ortalama kanserojen seviyeleri soluma yoluyla çocuklar için $1,85x10^{-13}$ ve yetişkinler için $1,32x10^{-13}$, çiğneme yoluyla çocuklar için $1,27x10^{-09}$ ve yetişkinler için $3,102x10^{-10}$ ve deri teması yoluyla çocuklar için $9,98x10^{-11}$ ve yetişkinler için $9,9x10^{-10}$ olarak tahmin edilmiştir.

Evlerde BDE 209'a her üç maruziyet yolu ile hayat boyu maruz kalma sonucu oluşan kanser olma riski çocuklarda $1,37x10^{-09}$ yetişkinlerde ise $1,301x10^{-09}$ olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar US EPA'in önerdiği eşik değerinin ($10^{-6}$) farkedilebilir şekilde altında olduğundan Kocaeli İli için evlerdeki iç ortam tozu kaynaklı BDE 209 maruziyeti kabul edilebilir seviyelerdedir.

Evlerde çocukların ve yetişkinlerin B2 grubu PAH'lara çiğneme soluma ve deri teması yoluyla maruz kalarak kanser olma riski; toksik denklik faktörü (TEF) ve BaP izomerine ait kanserojenik eğim faktörü (SF) ile hesaplanmıştır. B2 grubu için ortalama kanserojen seviyeleri çiğneme yoluyla çocuklar için $2,00x10^{-06}$ ve yetişkinler için $4,87x10^{-07}$, soluma yoluyla çocuklar için $1,53x10^{-10}$ ve yetişkinler için $1,09x10^{-10}$ ve deri teması yoluyla çocuklar için $6,98x10^{-05}$ ve yetişkinler için $6,92x10^{-04}$ olarak hesap edilmiştir. Her iki

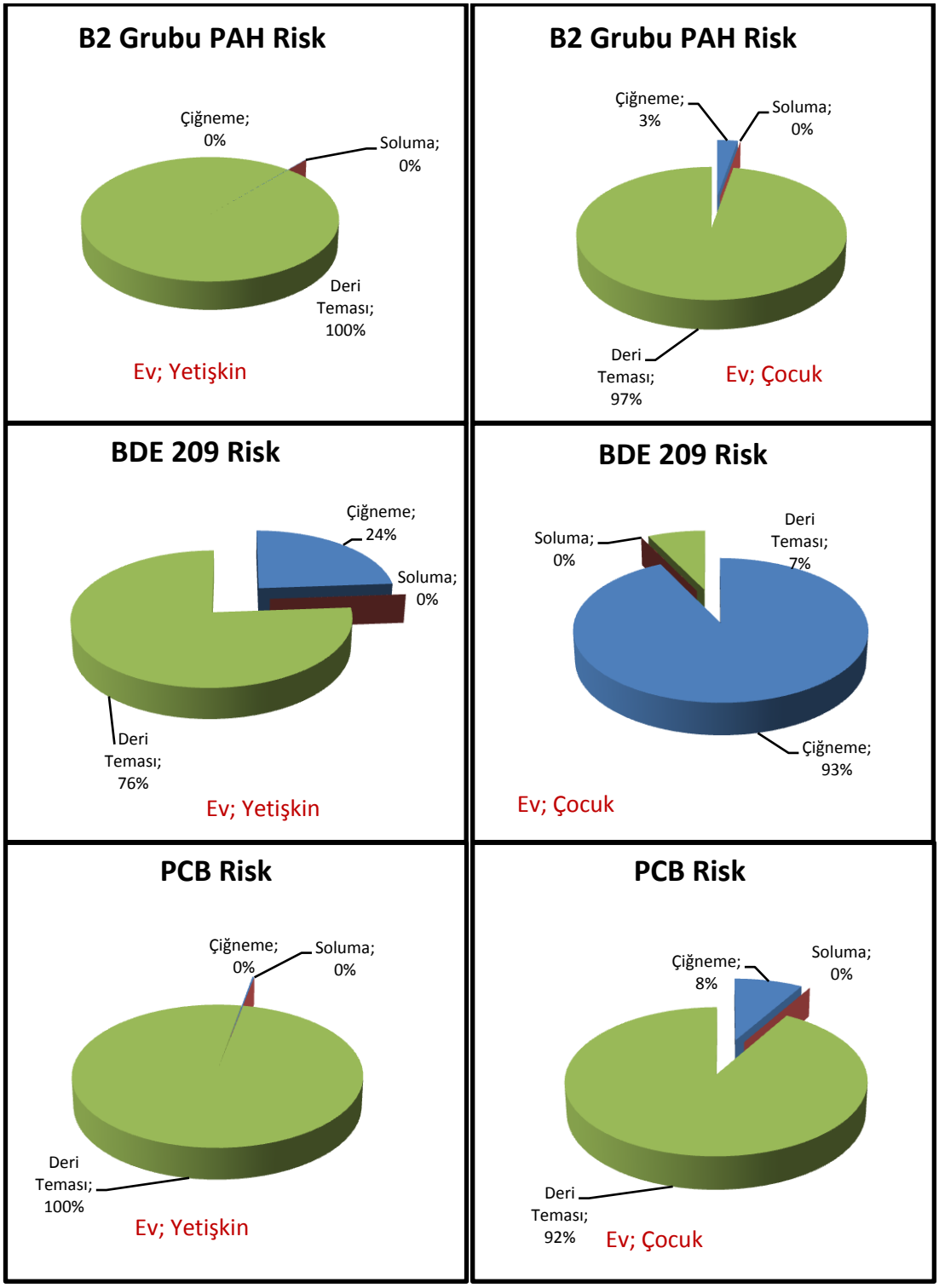
grupta da B2 grubu PAH izomerlerine deri teması yoluyla maruziyet en büyük risk sınıfını oluştururken soluma yoluyla maruziyet bu üç maruziyet yolu arasında etkisi en önemsiz olandır. Evlerde B2 grubu PAH'lara her üç maruziyet yolu ile hayat boyu maruz kalma sonucu oluşan kanser olma riski çocuklarda $7{,}18x10^{-05}$ yetişkinlerde ise $6{,}92x10^{-04}$ olarak hesaplanmıştır. Sonuçlar eşik değerinin ($10^{-6}$) üstünde olduğundan evlerde iç ortam tozu kaynaklı B2 grubu PAH kirleticileri maruziyeti kabul edilebilir seviyelerde değildir.

PCB'ler için ortalama kanserojen seviyeleri çiğneme yoluyla çocuklar için $2{,}31x10^{-08}$ ve yetişkinler için $5{,}64x10^{-09}$, soluma yoluyla çocuklar için $3{,}38x10^{-12}$ ve yetişkinler için $2{,}407x10^{-12}$ ve deri teması yoluyla çocuklar için $2{,}54x10^{-07}$ ve yetişkinler için $2{,}52x10^{-06}$ olarak tahmin edilmiştir. Evlerde PCB'lere her üç maruziyet yolu ile hayat boyu maruz kalma sonucu oluşan kanser olma riski çocuklarda $2{,}77x10^{-07}$, yetişkinlerde ise $2{,}52x10^{-06}$ olarak tahmin edilmiştir. Yetişkinler açısından kanser riski kabul edilebilir seviyede değildir.

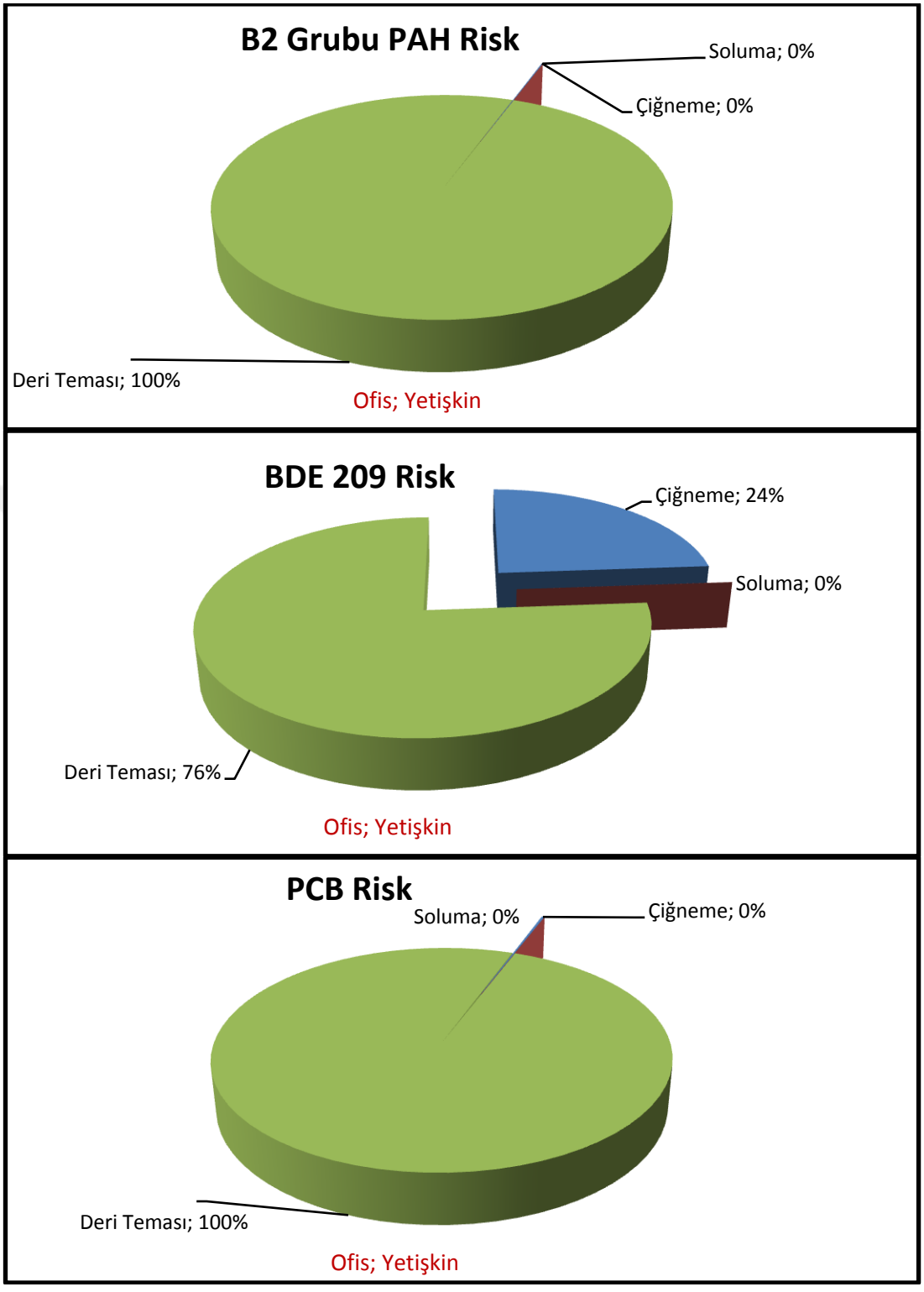
Ofislerde sadece yetişkinler için risk hesabı yapılmış olup; BDE 209 için ortalama kanserojen seviyeleri çiğneme yoluyla $6{,}42x10^{-11}$, soluma yoluyla $2{,}74x10^{-14}$ ve deri teması yoluyla kanser riski $2{,}05x10^{-10}$ olarak hesaplanmıştır. B2 grubu PAH'lar için ortalama kanserojen seviyeleri çiğneme yoluyla $1{,}13x10^{-07}$, soluma yoluyla $4{,}83x10^{-11}$ ve deri teması ile $1{,}88x10^{-07}$ olarak tahmin edilmiştir. PCB'ler için ortalama kanserojen seviyeleri çiğneme yoluyla $4{,}21x10^{-10}$, soluma yoluyla $3{,}11x10^{-12}$ ve deri teması ile $1{,}88x10^{-07}$ olarak hesaplanmıştır.

Ofislerde BDE 209, B2 grubu PAH'lara ve PCB'lere her üç maruziyet yolu ile hayat boyu maruz kalma sonucu oluşan kanser olma riski sırasıyla $2{,}69x10^{-10}$, $3{,}19x10^{-04}$ ve $1{,}88x10^{-07}$ olarak tahmin edilmiştir. BDE 209 ve PCB kanser risk sonuçları ($10^{-6}$) farkedilebilir şekilde altında olduğundan ofislerde iç ortam tozu kaynaklı maruziyetleri kabul edilebilir seviyelerde iken B2 grubu PAH kirleticileri kaynaklı kanser riski eşik değeri üzerinde olup kabul edilebilir seviyelerde değildir.

Ev ve ofislerde; PAH, PBDE ve PCB kanser risk tahminlerinin yetişkin ve çocuklarda maruziyet yollarına göre oranları Şekil 3.1. ve Şekil 3.2.'de sunulmuştur. Genel olarak deri teması yolu maruziyeti en yüksek kanserojen riskini taşımaktadır.




Şekil 3.1. Evlerdeki çocuklarda ve yetişkinlerde çiğneme, soluma ve dermal temas yolları ile kanser olma riski oranları




Şekil 3.2. Ofislerdeki yetişkinlerde çiğneme, soluma ve dermal temas yolları ile kanser olma riski oranları

# 4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada farklı mikroçevrelerin klima filtrelerinde kalıcı organik kirleticilerin belirlenebilmesi amacıyla 10 ev, 13 ofis ve 25 otomobilde toz örneklemesi yapılarak sonuçlar elde edilmiştir. 14 PBDE izomerleri için toplam ortalama konsantrasyonlar evlerde 7262,4 ng $g^{-1}$, ofislerde 2529,7 ng $g^{-1}$ ve otomobillerde 369,41 ng $g^{-1}$ olarak belirlenmiştir. 16 PAH izomeri için toplam ortalama konsantrasyonlar evlerde 6205,9 ng $g^{-1}$, ofislerde 10330,2 ng $g^{-1}$ ve otomobillerde 4307,9 ng $g^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. 15 PCB izomeri için ise toplam ortalama konsantrasyonlar evlerde 42,42 ng $g^{-1}$, ofislerde 76,42 ng $g^{-1}$ ve otomobillerde 26,56 ng $g^{-1}$ olarak bulunmuştur.

PAH ve PBDE izomerleri ev örneklemelerinde birbirine yakın sonuçlar verirken, ofis ve otomobillerde PAH konsantrasyonlarının çok daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Örneklenen evlerin hiç birinde sigara içilmezken, ofislerin üç tanesinde sigara kullanımı görülmüştür. Sigara kullanımının PAH konsantrasyonlarına katkısı nedeniyle daha yüksek seviyelerde görüldüğü düşünülmektedir. PCB konsantrasyonlarının tüm örnekleme noktalarında diğer mikroçevrelere göre çok daha düşük seviyelerde olduğu görülmüştür. Literatür araştırmalarında da saptanmıştır ki iç ortam toz örneklerinde çok yüksek seviyelerde konsantrasyonlara rastlanmamaktadır.

Otomobil klima örneklemelerinde 15 PCB izormeri için ortalama toplam konsantrasyon 26,57 ng $g^{-1}$ olarak tespit edilmiştir. En yüksek katkıyı PCB 31+28, PCB 153, PCB 18 ve PCB 20'nin sağladığı belirlenmiştir. PCB bileşikleri trafik kaynaklı bir kirletici olmadığından yüksek konsantrasyonlarda bulunması beklenmemektedir. Türkiye'de atık yağlardan mazot üretimi nedeniyle bir miktar PCB kirleticisinin trafik kaynaklı olarak karşımıza çıktığı bazı literatür araştırmalarında görülmektedir. Bu çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonları da bu kaynakla ilişkilendirilebilir. Trafik kaynaklı emisyonlar PAH kirleticileri için önemli bir göstergedir. Otomobil klima örneklemelerinde ortalama toplam

konsantrasyon 4307,9 ng $g^{-1}$ seviyesinde tespit edilmiştir. Literatür araştırmasında Çin'de yapılan bir otomobil örneklemesi sonuçları ile karşılaştırıldığında bu çalışmada elde edilen sonuçların oldukça düşük olduğu belirlenmiştir. Otomobil örneklemelerinde PBDE konsatrasyonlarına en büyük katkının diğer tüm mikroçevrelerde olduğu gibi % 58 oranıyla BDE 209'a ait olduğu görülmektedir. Alev geciktirici özelliği nedeniyle plastik aksamlarda fazlaca bulunan bu izomer örnekleme sonuçlarının yüksek çıkmasında önemli bir etkendir. Marka bazlı konsantrasyon farklılığının oluşup oluşmadığını belirleyebilmek amacıyla 5 farklı marka otomobil klima tozları ile çalışılmış, ancak sonuçlar değerlendirildiğinde aralarında anlamlı bir farklılık olmadığı görülmüştür.

Sonuçları elde edilen kalıcı organik kirleticilerin çocuklar ve yetişkinler için tehlike indeksi ve kanser riski tahmini hesaplanmıştır. Evler için BDE (47, 99, 153, 209) ele alınarak hesaplanan tehlike indeksine göre çocuklar ve yetişkinler için eşik değer olan 1'in altında sonuçlar elde edilmiştir. BDE 209'a bağlı kanser riski de eşik değer olan $10^{-6}$'ın altında olup, risk olmadığı değerlendirilmiştir. Ofislerde PBDE tehlike indeksi ve kanser riski eşik değerin altında olduğu saptanmıştır.

B2 grubu (benzo(a)antrasen (BaA), benzo(a)piren (BaP), benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(k)floranten (BkF), krisen (Chr), dibenzo(a,h)antrasen (DBA) ve indeno(123-c,d)piren (Ind)) PAH verilerine göre yapılan hesaplamalarda evlerde yetişkinler için kanser riski çiğneme ve soluma yoluyla maruziyette eşik değerin altında iken, deri teması yoluyla maruziyette eşik değerin üzerinde olduğu belirlenmiştir. Çocuklar için ise; soluma yoluyla maruziyet sonucu kanser riski eşik değerin altındayken, çiğneme ve deri teması yoluyla maruziyet sonucu kanser riski eşik değerin üzerinde çıkmıştır. Ofislerde çiğneme ve soluma yoluyla maruziyet sonucu kanser riski eşik değerin altındayken deri teması yoluyla oluşan kanser riski eşik değerin üstündedir.

PCB verilerine göre kanser riski hesaplamalarında yetişkinler için çiğneme ve soluma maruziyeti eşik değerin altında görülürken, deri teması maruziyeti üzerinde tespit edilmiştir. Çocuklar için her üç maruziyet yoluyla kanser riski eşik değerin altında kalmaktadır. Ofisler için de her üç maruziyet yolu ile kanser riski eşik değer altında olduğu bulunmuştur.

Çalışmanın kısıtları, ilerde yapılacak çalışmalar ve tavsiyeler: Bu çalışmada farklı mikroçevrelerdeki klima tozlarında üç ayrı KOK grubu kirletici konsantrasyonları belirlenmiştir. Seçilen toz sağlık riski hesaplamalarında yüksek bir etkiye sahip olduğu literatür araştırmalarında görülmektedir (Cao ve diğ., 2012). Farklı boyutlarındaki iç ortam tozlarıyla çalışmak maruziyet hesaplamalarında daha sağlıklı sonuçlar elde edilmesini sağlayacaktır. Ev ve ofis örneklemelerinde klima tozuyla birlikte ortam tozunun da alınarak karşılaştırma yapılması iç ortam kalitesinin değerlendirilebilmesi açısından daha verimli olacaktır. Yapılan literatür çalışmaları iç ortam kirletici kaynaklarının en önemlilerinden birinin dış ortam olduğunu göstermektedir. Bu nedenle iç ortam örneklemeleri yapılırken o mikroçevrelere ait dış ortam örneklemeleri kaynak profilinin belirlenmesine kaynak sağlayacaktır.

Otomobil klima filtrelerinde toz örneklemesi tüm dünyada çok az gerçekleştirilen ancak önemli veriler elde edilebilecek bir çalışmadır. Fakat klima filtresi tozu alınan otomobile ait tüm verilerin (marka, kullanıldığı bölge, yakıt türü, sigara kullanımı, filtre değiştirme sıklığı vb.) alınması ve paralelinde otomobil iç tozu örneklemesinin de yapılması daha sağlıklı veriler elde edilmesine yardımcı olacaktır.

İç ortamda yüksek seviyelerde bulunan PAH konsantrasyonlarının azaltılması için ısıtma sistemlerinde yenilenebilir enerji kaynaklarına yönelmek, sigara tüketimini azaltmak gibi yöntemlere başvurmak faydalı olabilir. İç ortamın havalandırma yöntemi ve süresi iç ortam hava kalitesi açısından büyük önem taşımaktadır. Dış ortamın kirlilik seviyesi de göz önüne alınarak doğru havalandırma yönteminin seçilmesi içeride bulunan kirletici konsantrasyonlarını etkin bir şekilde düşürecektir.

## KAYNAKLAR


Abafe O. A., Martincigh B. S., Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in indoor dust in Durban, South Africa, *Indoor Air*, DOI: 10.1111/ina.12168.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs).* Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 2000.

Aicher B., Glaser B., Zech W., Polycyclic aromatic hydrocarbonsand polychlorinated biphenyls in urban soilsfrom Kathmandu, Nepal, *Organic Geochemistry*, 2007, **38**, 700-715.

Ali N., Ali L., Mehdi T., Dirtu A. C., Al-Shammari F., Neels H., Covaci A., Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: Implication for human exposure via dust ingestion, *Environment International*, 2013, **55,** 62-70.

Ali N., Mehdi T., Malik R. N., Eqani S. A. M. A. S., Kamal A., Dirtu A. C., Neels H., Covaci A., Levels and profile of several classes of organic contaminants in matched indoor dust and serum samples from occupational settings of Pakistan, *Environmental Pollution*, 2014, **193,** 269-276.

Ali N., İsmail I. M. I., Khoder M., Shamy M., Alghamdi M., Costa M., Ali L. N., Wang W., Eqani S. A. M. A. S., Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust samples fromCities of Jeddah and Kuwait: Levels, sources and non-dietaryhuman exposure, *Science of the Total Environment*, 2016, **573**, 1607–1614.

Amorello D., Barreca S., Orecchio S., Ferro S., Platinum in indoor settled dust matter (homes and cars), *Microchemical Journal*, 2015, **123**, 76-83.

Andersson M., Ottesen R. T., Volden T., Building materials as a source of PCB pollution in Bergen, Norway, *Science of the Total Environment*, 2004, **325,** 139-144.

Arslanbaş D., Kocaeli'nde Konut, İşyeri ve Okullarda Uçucu Organik Bileşiklerin Belirlenmesi, Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2008, 233128.

Aydın M. E., Aydın S., Bedük F., Tekinay A., Atıksuların sulamada kullanımı: toprak ve üründekalıcı organik kirleticiler, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 2015, **20**(2), 99-110.

Besis A., Samara C., Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor and outdoorenvironments e A review on occurrence and human exposure, *Environmental Pollution*, 2012, **169**, 217-229.

Besis A., Katsoyiannis A., Botsaropoulou, E., Samara C., Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in central air-conditioner filter dust and relevance of non-dietary exposure in occupational indoor environments in Greece, *Environmental Pollution,* 2014, **188,** 64-70.

Besis A., Botsaropoulou E., Voutsa D., Samara C., Particle-size distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)in the urban agglomeration of Thessaloniki, northern Greece, *Atmospheric Environment*, 2015, **104**, 176-185.

Binici B., Plastik Maddeler İçerisinde PBDE ve PBB Bileşiklerinin GC-IDMS Yöntemiyle Tayini, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2014, 364188.

Bogdal C., Wang Z., Buser A. M., Scheringer M., Gerecke A. C., Schmid P., Müller C. E., MacLeod M., Hungerbühler K., Emissions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zurich,Switzerland, determined by a combination of measurementsand modeling, *Chemosphere*, 2014, **116**, 15-23.

Cao Z., Xu F., Covaci A., Wu M., Wang H., Yu G., Wang B., Deng S., Huang J., Wang X.,Distribution Patterns of Brominated, Chlorinated, and Phosphorus Flame Retardants with Particle Size in Indoor and Outdoor Dust and Implications for Human Exposure, *Environmental Science and Technology*, 2014, **48**, 8839−8846.

Cettier J., Bayle M. L., Beranger R., Billoir E., Nuckols J. R., Combourieu B., Fervers B., Efficiency of wipe sampling on hard surfaces for pesticides and PCBresidues in dust, *Science of the Total Environment*, 2015, **505**, 11-21.

Chen L., Mai B., Xu Z., Peng X., Han J., Ran Y., Sheng G., Fu J., In- and outdoor sources of polybrominated diphenyl ethers andtheir human inhalation exposure in Guangzhou, China, *Atmospheric Environment*, 2008, **42,**78-86.

Chou H. M., Kao C. C., Chuang K. P., Lin C., Shy C. G., Chen R. F., Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers in Air-Conditioner Filter Dust Used to Assess Health Risks in Clinic and Electronic Plant Employees,*Aerosol and Air Quality Research*, 2016, **16**, 184–194.

Cindoruk S. S., Birgül A., Esen F., Taşdemir Y., Bursa'da Yarıkırsal Bir Bölge'de Poliklorlu Bifeniller,Organoklorlu Pestisitler ve Polisiklik Aromatik HidrokarbonlarınToplam Çökelme Akılarının Belirlenmesi, *Hava Kirliliği Araştırmaları Dergisi,* 2012, **1**, 10-18.

Civan M. Y., Kara U. M., Risk assessment of PBDEs and PAHs in house dust in Kocaeli, Turkey: levels and sources, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, DOI 10.1007/s11356-016-7512-5.

Coakley J. D., Harrad S. J., Goosey E., Ali N., Dirtu A. C., Eede N. V. D., Covaci A., Douwes J., Mannetje A., Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in matched samples of indoor dust and breast milk in New Zealand, *Environment International*, 2013, **59**, 255–261.

Coelho S. D., Sousa A. C. A., Isobe T., Kim J. W., Kunisue T., Nogueira A. J. A., Tanabe S., Brominated, chlorinated and phosphate organic contaminants in house dust from Portugal, *Science of the Total Environment*, 2016, **569-570,** 442-449.

Cristale J., Hurtado A., Gomez Canela C., Lacorte S., Occurrence and sources of brominated and organophosphorus flame retardants in dust from different indoor environments in Barcelona,Spain, *Environmental Research*, 2016, **149**, 66-76.

Cunha S. C., Kalachova K., Pulkrabova J., Fernandes J. O., Oliveira M. B. P. P., Alves a., Hajslova J., Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contents in house and car dust of Portugal by pressurized liquid extraction (PLE) and gas chromatography–mass spectrometry (GC–MS), *Chemosphere*, 2010, **78,** 1263–1271.

Çetin B., Odabasi M., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Indoor and Outdoor Window Organic Films in Izmir, Turkey, *Journal of Hazardous Materials,* 2011, **185**, 784–791.

Çetin B., Odabasi M., Bayram A., Wet Deposition of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Izmir, Turkey, *Environmental Science Pollution Research*, DOI: 10.1007/s11356-016-6183-6.

Dirtu A. C., Covaci A., Estimation of Daily Intake ofOrganohalogenated Contaminantsfrom Food Consumption and IndoorDust Ingestion in Romania, *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(16), 6297–6304.

Domingo J. L.,Polybrominated diphenyl ethers in food and human dietary exposure: A review of the recent scientific literatüre, *Food and Chemical Toxicology*, 2012, **50**, 238–249.

Dong Y., Fu S., Zhang Y., Nie H., Li Z., Polybrominated diphenyl ethers in atmosphere from three differenttypical industrial areas in Beijing, China, *Chemosphere*, 2015, **123**, 33-42.

Dumanoglu Y., Gaga E. O., Gungormus E., Sofuoğlu S. C., Odabasi M., Spatial and seasonal variations, sources, air-soil exchange, and carcinogenic risk assessment for PAHs and PCBs in air and soil of Kutahya, Turkey, the province of thermal power plants, *Science of the Total Environment*, DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.12.040

El-Shahawi M. S., Hamza A., Bashammak A. S., Saggaf W. T., An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity andanalytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants, *Talanta*, 2010, **80**, 1587–1597.

English K., Toms L. M. L., Gallen C., Mueller J. F., BDE-209 in the Australian Environment: Desktop review, *Journal of Hazardous Materials*, 2016, **320**, 194-203.

Filazi A., Yurdakök Dikmen B., Kuzukıran Ö., Çevresel Kirleticilerden KaynaklananZehirlenme Olguları, *Türkiye Klinikleri J Vet Sci Pharmacol Toxicol-Special Topics*, 2015, **1**(3), 45-52.

Fitzgerald E. F., Shrestha S., Palmer P. M., Wilson L. R., Belanger E. E., Gomez M.I., Cayo M. R., Hwang S., Polychlorinated biphenyls (PCBs) in indoor air and in serum among older residents of upper Hudson River communities, *Chemosphere*, 2011, **85**, 225-231.

Frederiksen M., Vorkamp K., Thomsen M., Knudsen L. E., Human internalandexternalexposuretoPBDEs–Areviewof levelsandsources, *International Journal of Hygiene Environmental Health*, 2009, **212,**109–134.

Frederiksen M., Meyer H. W., Ebbehoj N. E., Gunnarsen L., Polychlorinated biphenyls (PCBs) in indoor air originating from sealants in contaminated and uncontaminated apartments within the same housing estate, *Chemosphere*, 2012, **89,** 473-479.

Freire C., Abril A., Fernandez M. F., Ramos R., Estarlich M., Manrique A., Aguirre A., Ibarluzea J., Olea N., Urinary 1-hydroxypyrene and PAH exposure in 4-year-oldSpanish children, *Science of the Total Environment*, 2009, **407**, 1562-1569.

Fulong C. R. P., Espino M. P. B., Decabromodiphenyl ether in indoor dust from different microenvironments in a university in the Philippines, *Chemosphere*, 2013, **90,** 42-48.

Gonzalez J., Feng L., Sutherland A., Waller C., Helen S., Hesse R., Rosenfeld P., PCBs and dioxins/furans in attic dust collected near former PCBproduction and secondary copper facilities in Sauget, IL, *Procedia Environmental Sciences*, 2011, **4,** 113-125.

Guardia M. J., Hale R. C., Harvey E., Detailed Polybrominated DiphenylEther (PBDE) Congener Compositionof the Widely Used Penta-, Octa-,and Deca-PBDE TechnicalFlame-retardant Mixtures, *Environmental Science & Technology*, 2006, **40** (20), 6247-6254.

Güvenç D., Aksoy A., Poliklorlu Bifenillerin Toksikolojisi, *Veteriner Hekimler Derneği Dergisi,* 2007, **78**(2), 17-25.

Hanedar A., Alp K., Kaynak B., Avşar E., Toxicity evaluation and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at three stations in Istanbul, Turkey, *Science of the Total Environment*, 2014, **488-489**, 437−446.

Harrad S., Ibarra C., Diamond M., Melymuk L., Robson M., Douwes J., Roosens L., Dirtu A. C., Covaci A., Polybrominated diphenyl ethers in domestic indoor dust from Canada,New Zealand, United Kingdom and United States, *Environment International*, 2008, **34**, 232-238.

Harrad S., Ibarra C., Abdallah M. A., Boon R., Neels H., Covaci A., Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure, *Environment International*, 2008, **34**, 1170-1175.

Harrad S., Ibarra C., Robson M., Melymuk L., Zhang X., Diamond M., Douwes J., Polychlorinated biphenyls in domestic dust from Canada, New Zealand,United Kingdom and United States: Implications for human exposure, *Chemosphere,* 2009, **76,** 232–238.

Harrad S.,A meta-analysis of recent data on UK environmental levels of POP-BFRs in an international context: Temporal trends and anenvironmental budget, *Emerging Contaminants,* 2015, **1,** 39-53.

Harrad S., Abdallah M. A. E., Oluseyi T., Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in dust from cars, homes, and offices in Lagos, Nigeria, *Chemosphere,* 2016, **146,** 346-353.

Hassan Y.,Shoeib T., Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel flame retardants inmicroenvironment dust from Egypt: An assessment of human exposure, *Science of the Total Environment*, 2015, **505**, 47–55.

Heinzow B., Mohr S., Ostendorp G., Kerst M., Körner W., PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildingscontaminated with different PCB sources – deriving toxicityequivalent concentrations from standard PCB congeners, *Chemosphere,* 2007, **67**, 1746–1753.

IPCS International Programme on Chemical Safety, Polychlorinated biphenyls (pcbs) and polychlorinated terphenyls (PCTs), *Health and Safety Guide No. **68***, WHO, Geneva (1992).

Jartun M., Ottesen R. T., Steinnes E., Volden T., Painted surfaces – Important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs)contamination to the urban and marine environment, *Environmental Pollution,* 2009, **157,** 295-302.

Kalachova K., Hradkova P., Lankova D., Hajslova J., Pulkrabova J., Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic, *Science of the Total Environment,* 2012, **441,** 182-193.

Kamal A, Malik R. N, Martellini T.,Cincinelli A., Cancer Risk Evaluation of Brick Kiln Workers Exposed to Dust Bound PAHs in Punjab Province (Pakistan), *Science of the Total Environment*, 2014, **493**, 562–570.

Kamal A., Cincinelli A., Martellini T., Malik R. N., Linking mobilesource-PAH sand biological effects in traffic police officers and drivers inRawalpindi(Pakistan), *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, **127,**135–143.

Kang Y., Cheung K. C., Wong M. H., Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different indoor dusts and theirpotential cytotoxicity based on two human cell lines, *Environment International*, 2010, **36**, 542-547.

Kang Y., Cheung K. C., Wong M. H., Mutagenicity, genotoxicity and carcinogenic risk assessment of indoor dust fromthree major cities around the Pearl River Delta, *Environment International*, 2011, **37**, 637–643.

Kang Y., Yin Y., Man Y., Li L., Zhang Q., Zeng L., Luo J., Wong M. H., Bioaccessibility of polychlorinated biphenyls in workplace dustand its implication for risk assessment, *Chemosphere,* 2013, **93**, 924–930.

Karakuş P. B. K., Determination of Heavy Metals in Indoor Dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the Health Risk, *Environment International,* 2012, **50**, 47-55.

Kenefi K. K., Okonkwo J. O., Botha B. M., Concentrations of polybromobiphenyls and polybromodiphenyl ethers inhome dust: Relevance to socio-economic status and humanexposure rate, *Science of the Total Environment,* 2014, **470-471**, 1250-1256.

Knobeloch L., Turyk M., Imm P., Anderson H., Polychlorinated biphenyls in vacuum dust and blood of residents in 20 Wisconsinhouseholds, *Chemosphere,* 2012, **86,** 735-740.

Krol S., Zabiegala B., Namiesnik J., PBDEs in environmental samples: Sampling and analysis, *Talanta,* 2012, **93**, 1-17.

Krugly E., Martuzevicius D., Sidaraviciute R., Ciuzas D., Prasauskas T., Kauneliene V., Stasiulaitiene I., Kliucininkas L., Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatichydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools, *Atmospheric Environment,* 2014, **82**, 298-306.

Kurada B., Ev İçi Ortamlarında PAH Kirletici Düzeyinin Tespiti, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 2015, 387339.

Kuusisto S., Lindroos Q., Rantio T., Priha E., Tuhkanen T., PCB contaminated dust on indoor surfaces – Health risks and acceptable surface concentrations in residential and occupational settings, *Chemosphere,* 2007, **67,** 1194-1201.

Lagalante A. F., Oswald T. D., Calvosa F. C., Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in dust from previously owned automobiles at United States dealerships, *Environment International,* 2009, **35,** 539-544.

Langer S., Weschler C. J., Fischer A., Bekö G., Toftum J., Clausen G., Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homesand daycare centers, *Atmospheric Environment,* 2010, **44**, 2294-2301.

Li Y., Chen L., Wen Z. H., Duan Y. P., Lu Z. B., Meng X. Z., Zhang W., Characterizing distribution, sources, and potential health risk ofpolybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in office environment, *Environmental Pollution,* 2015, **198**, 25-31.

Li X., Li Y., Zhang Q., Wang P., Yang H., Jiang G., Wei F., Evaluation of atmospheric sources of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs around a steelindustrial complex in northeast China using passive air samplers, *Chemosphere,* 2011, **84**, 957-963.

Liu L. Y., Ma W. L., Jia H. L., Zhang Z. F., Song W. W., Li Y. F., Research on persistent organic pollutants in China on a national scale:10 years after the enforcement of the Stockholm Convention, *Environmental Pollution,* 2016, **217***,* 70-81.

Liu X., Guo Z., Krebs K. A., Greenwell D. J., Roache N. F., Stinson R. A., Nardin J. A., Pope R. H., Laboratory study of PCB transport from primary sources to settled dust, *Chemosphere,* 2016, **149,** 62-69.

Lv J., Zhu L., Effect of central ventilation and air conditioner system on the concentrationand health risk from airborne polycyclic aromatic hydrocarbons, *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(3), 531–536.

Lynge N. L., Gunnarsen L., Andersen H. V., The effect of ventilation on the indoor air concentration of PCB: An intervention study, *Building and Environment*, 2015, **94,** 305-312.

Ma Y., Harrad S., Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclicaromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet:A review, *Environment International*, 2015, **84**, 7-16.

Ma Y., Liu A., Egodawatta P., McGree J., Goonetilleke A., Quantitative assessment of human health risk posed by polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust, *Science of the Total Environment*, 2017, **575**, 895-904.

Mackintosh S. A., Wallace J. S., Gross M. S., Navarro D. D., Fuentetaja A. P., Alaee M., Montecastro D., Aga D. S., Review on the occurrence and profiles of polybrominated diphenylethers in the Philippines, *Environment International,* 2015, **85**, 314-326.

Man Y. B., Lopez B. N., Wang H., S., Leung A. O. W., Chow K. L., Wong M., H., Cancer risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in former agricultural soils of Hong Kong, *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **195**, 92-99.

Mannino M. R., Orecchio S., Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matterof Palermo (Italy) area: Extraction, GC–MS analysis,distribution and sources, *Atmospheric Environment*, 2008, **42**, 1801–1817.

Meng G., Nie Z., Feng Y., Wu X., Yin Y., Wang Y., Typical halogenated persistent organic pollutants in indoor dust and the associations with childhood asthma in Shanghai, China, *Environmental Pollution*, 2016a, **211**, 389-398.

Meng G., Feng Y., Nie Z., Wu X., Wei H., Wu S., Yin Y., Wang Y., Internal exposure levels of typical POPs and their associations with childhood asthma in Shanghai, China, *Environmental Research,* 2016b, **146,** 125-135.

Meyer H. W., Frederiksen M., Göen T., Ebbehoj N. E., Gunnarsen L., Brauer C., Kolarik B., Müller J., Jacobsen P., Plasma polychlorinated biphenyls in residents of 91 PCB-contaminated and 108 non-contaminated dwellings—An exposure study, *International Journal of Hygiene and Environmental Health,* 2013, **216,** 755-762.

Miglioranza K. S. B., Gonzalez M., Ondarza P. M., Shimabukuro V. M., Isla F. I., Fillmann G., Aizpun J. E., Moreno V. J., Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in differentmatrices from the Río Negro basin, *Science of the Total Environment*, 2013, **452-453**, 275–285.

Ni H. G., Cao S. P., Chang W. J., Zeng H., Incidence of polybrominated diphenyl ethers in central air conditioner filter dust from a new office building, *Environmental Pollution*, 2011, **159,** 1957-1962.

Norström K., Czub G., McLachlan M. S., Hu D., Thorne P. S., Hornbuckle K. C., External exposure and bioaccumulation of PCBs in humans living in a contaminated urban environment, *Environment International*, 2010, **36,** 855-861.

Oliveira M., Slezakova K., Matos C. D., Pereira M. C., Morais S., Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor andoutdoor air of preschool environments (3-5 years old children), *Environmental Pollution*, 2016, **208**, 382-394.

Olujimi O., Steiner O., Goessler W., Pollution indexing and health risk assessments of trace elements in indoor dusts from classrooms, living rooms and offices in Ogun State, Nigeria, *Journal of African Earth Sciences*, 2015, **101,** 396-404.

Olukunle O. I., Okonkwo O. J., Sha'ato R., Wase A. G., Levels of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust and human exposure estimates from Makurdi, Nigeria, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015a, **120,** 394-399.

Olukunle O. I., Okonkwo O. J., Wase A. G., Sha'ato R., Polybrominated diphenyl ethers in car dust in Nigeria: Concentrations and implications for non-dietary human exposure, *Microchemical Journal*, 2015b, **123,** 99-104.

Pandey P.K, Patel K.S, Lenicek J., Polycyclic aromatic hydrocarbons: need for assessment of health risks in India−study of an urbanindustrial location in India, *Environmental Monitoring Assessment*, 1999, **59**, 287−319.

Park S.S, Kim Y.J, Kang C.H., Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea, *Atmospheric Environment*, 202, **36**, 2917−2924.

Priha E., Hellman S., Sorvari J., PCB contamination from polysulphide sealants in residential areas—exposure and risk assessment, *Chemosphere*, 2005, **59,** 537-543.

Qi H., Li W. L., Zhu N. Z., Ma W. L., Liu L. Y., Zhang F., Li Y. F., Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons inindoor dust in China, *Science of the Total Environment*, 2014, **491-492**, 100-107.

Ren Y., Cheng T., Chen J., Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust from computers:one possible indoor source of human exposure, *Atmospheric Environment*, 2006, **40**, 6956–6965.

Robson M., Meylmuk L., Csiszar S. A., Giang A., Diamond M. L. Helm P. A., Continuing sources of PCBs: The significance of building sealants, *Environment International*, 2010, **36**, 506-513.

Rohra H., Taneja A., Indoor air quality scenario in IndiadAn outline of household fuelcombustion, *Atmospheric Environment,* 2016, **129**, 243-255.

Sharma B. M., Bharat G. K., Tayal S., Nizetto L., Larssen T., The legal framework to manage chemical pollution in India and thelesson from the Persistent Organic Pollutants (POPs), *Science of the Total Environment*, 2014, **490**, 733–747.

Soberon F., Drooge B. L. V., Rovira J., Grimalt J. O., Nadal M., Domingo J. L., Schuhmacher M., Size-distribution of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and otherorganic source markers in the surroundings of a cement plant poweredwith alternative fuels, *Science of the Total Environment*, 2016, **550**, 1057–1064.

Soysal A., Demiral Y., Kapalı Ortam Hava Kirliliği, *TSK Koruyucu Hekimlik Bülteni*, 2007, **6**(3), 221-226.

Suman S., Sinha A., Tarafdar A., Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentration levels, pattern,source identification and soil toxicity assessment in urban traffic soil of Dhanbad, India, *Science of the Total Environment*, 2016, **545-546**, 353–360.

Sun J., Wang Q., Zhuang S., Zhang A., Occurrence of polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Hangzhou, China: Level, role of electric appliances, and human exposure, *Environmental Pollution,* 2016, **218,** 942-949.

Suzuki G., Nose K., Takigami H., Takahashi S., Sakai S-I., PBDEs and PBDD/Fs in house and office dust from Japan, *Organohalogen Compounds*, 2006, **68,**1843-1846.

Tan J., Cheng S., Loganath A., Chong Y., Obbard J. P., Polybrominated diphenyl ethers in house dust in Singapore, *Chemosphere,* 2007, **66**, 985-992.

Thuresson K., Björklund J. A., Wit C. A., Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air anddust from Stockholm microenvironments 1: Levels and profiles, *Science of the Total Environment*, 2012, **414,** 713-721.

Toms L. M. L., Hearn L., Mueller J. F., Harden F. A., Assessing infant exposure to persistent organic pollutants via dietaryintake in Australia, *Food and Chemical Toxicology*, 2016, **87**, 166-171.

Wang B. L., Pang S. T., Sun J. P., Zhang X. L., Li X. L., Sun Y. G., Lu X. M., Zhang Q., Levels of polychlorinated biphenyls in settled house dust from urbandwellings in China and their neurodevelopmental effects onpreschool-aged children, *Science of the Total Environment,* 2015, **505**, 402-408.

Wang B., Liu Y., Li Z., Li Z., Association of indoor air pollution from coal combustion with influenza-like illness in housewives, *Environmental Pollution,* 2016, **216**, 646-652.

Wang Y., Hu J., Lin W., Wang N., Li C., Luo P., Hashmi M. Z., Wang W., Su X., Chen C., Liu Y., Huang R., Shen C., Health risk assessment of migrant workers' exposure to polychlorinated biphenyls in air and dust in an e-waste recycling area in China: Indication for a new wealth gap in environmental rights, *Environment International*, 2016, **87,** 33-41.

Wang W., Huang M. J., Chan C. Y., Cheung K. C., Wong M. H., Risk assessment of non-dietary exposure to polycyclic aromatichydrocarbons (PAHs) via house PM2.5, TSP and dust and theimplications from human hair, *Atmospheric Environment*, 2013a, **73**, 204-213.

Wang W., Huang M. J., Zheng J. S., Cheung K. C., Wong M. H., Exposure assessment and distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) contained in indoor and outdoor dusts and the impacts of particle size and bioaccessibility, *Science of the Total Environment*, 2013b, **463-464**, 1201-1209.

Wang W., Wu F., Zheng J., Wong M. H., Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust andstreet dust, linking with their correlations in human hair, *Journal of Hazardous Materials*, 2013c, **263**, 627– 637.

Wang W., Zheng J., Chan C., Huang M., Cheung K. C., Wong M. H., Health risk assessment of exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contained in residential air particulate and dust in Guangzhou and Hong Kong, *Atmospheric Environment*, 2014, **89,** 786-796.

Watkins D. J., McClean M. D., Fraser A. J., Weinberg J., Stapleton H. M., Webster T. F., Associations between PBDEs in office air, dust, and surface wipes, *Environment International*, 2013, **59,** 124-132.

Whitehead T. P., Brown F. R., Metayer C., Park J. S., Does M., Petreas M. X., Buffler P. A., Rappaport S. M., Polybrominated diphenyl ethers in residential dust:Sources of variability, *Environment International*, 2013, **57-58**, 11-24.

Wilford R., Shoeib M., Harner T., Zhu J., Jones K. C., Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Dust in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure, *Environmental Science & Technology*, 2005, **39**(18), 7027-7035.

Yamei H., Minghui Z., Zhengtao L., Lirong G., Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Yellow River estuary and Yangtze River estuary, China, *Journal of Environmental Sciences*, 2009, **21**, 1625−1631

Yu Y., Pang Y., Li C., Li J., Zhang X., Yu Z., Feng J., Wu M., Sheng G., Fu J., Concentrations and seasonal variations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)in in- and out-house dust and human daily intake via dust ingestion corrected withbioaccessibility of PBDEs, *Environment International*, 2012, **42**, 124-131.

Yu Y., Yang D., Wang X., Huang N., Zhang X., Zhang D., Fu J., Factors influencing on the bioaccessibility of polybrominated diphenylethers in size-specific dust from air conditioner filters, *Chemosphere*,2013, **93**, 2603-2611.

Zhao H. X.,Adamcakova-Dodd A., Hu D., Hornbuckle K. C., Just C. L., Robertson L.W., Thorne P.S., Lehmler H. J., Development of a synthetic PCB mixture resembling the average polychlorinatedbiphenyl profile in Chicago air, *Environment International*, 2010, **36,** 819-827.

Zhang K., Wei Y. L., Zeng E. Y., A review of environmental and human exposure to persistent organicpollutants in the Pearl River Delta, South China, *Science of the Total Environment*, 2013, **463-464,** 1093–1110.

## KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

[1] Arslanbaş D., **Kocaaslan Narcı E.,** Otomobil Klimalarında PCB Seviyelerinin Belirlenmesi, *International Science and Technology Conference*, Vienna, 13-15 July 2016.

## ÖZGEÇMİŞ

1990 yılında Bitlis/Ahlat'ta doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Bitlis'in Tatvan ilçesinde tamamladı. 2007 yılında girdiği Sakarya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2012 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. 2012 yılından beri Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimi görmektedir. Aralık 2012 itibariyle T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Kocaeli İl Müdürlüğü'nde Çevre Mühendisi olarak görev yapmaktadır.