BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ❖ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRESEL ORTAMLARDA POLİ BROMLU DİFENİL ETER (PBDE) SEVİYELERİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Sümeyye YALINDAĞ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

KASIM 2020

BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ❖ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRESEL ORTAMLARDA POLİ BROMLU DİFENİL ETER (PBDE) SEVİYELERİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Sümeyye YALINDAĞ
181278033001
ORCID: 0000-0003-4478-4292

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Dr. Öğr. Üyesi Aşkın BİRGÜL
ORCID:0000-0002-7718-0340

KASIM 2020

20.04.2016 tarihli Resmi Gazete'de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, Bursa Teknik Üniversitesi'nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere göre uygun rapor alınmıştır.

İNTİHAL BEYANI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belgelediğimi, aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul ettiğimi beyan ederim.

Öğrencinin Adı Soyadı: Sümeyye YALINDAĞ

İmzası:

ÖNSÖZ

Tez çalışmam sırasında ve yüksek lisans sürecimde değerli bilgilerini benimle paylaşan, kendisine ne zaman danışsam bana kıymetli zamanını ayırıp sabırla bana faydalı olabilmek için elinden gelenden fazlasını sunan tez danışmanım sayın Dr. Aşkın BİRGÜL'a teşekkür ederim.
Öğrenim hayatımın ilk gününden bugüne kadar maddi-manevi destekleri ve sevgileri ile hep yanımda olan çok değerli aileme teşekkürlerimi ve şükranlarımı sunarım.

Kasım 2020

Sümeyye YALINDAĞ
Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ vi
İÇİNDEKİLER vii
KISALTMALAR viii
SEMBOLLER ix
ÇİZELGE LİSTESİ x
ŞEKİL LİSTESİ xi
ÖZET xii
SUMMARY xiii
1. GİRİŞ 1
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI 2
2.1 PBDE'lerin Kimyasal Yapıları ve Özellikleri 2
2.2 PBDE'lerin İnsan ve Çevre Sağlığı Üzerine Etkileri 4
2.3 Hava, Su Ve Toprak Ortamlarında PBDE Konsantrasyonları 7
3. MATERYAL VE METOT 9
3.1 Toprak Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti 9
3.2 Sediment Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti 14
3.3 Su Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti 17
3.4 Hava Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti 22
3.5 PBDE'lerin Atıksu Arıtma Tesislerindeki Mevcudiyeti 26
3.6 PBDE'lerin Anne Sütündeki Mevcudiyeti 31
4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA 33
5. ÖNERİLER 34
KAYNAKLAR 35
ÖZGEÇMİŞ 48

KISALTMALAR

PBDE **:** Polibromlu difenil eter

PCB **:** Poli klorlu bifeniller

KOK **:** Kalıcı organik kirleticiler

BFR **:** Bromlu alev geciktiriciler

POP **:** Kalıcı organik kirleticiler

AAT **:** Atıksu arıtma tesisi

UNEP **:** Birleşmiş Milletler Çevre Programı (United Nations Environment Programme)

POPRC **:** KOK İnceleme Komitesi

SEMBOLLER

∑ **:** Toplam sembolü

Br **:** Brom

g/cm³ **:** Gram /santimetreküp

ng/g **:** Nanogram/gram

ng/m³ **:** Nanogram/metreküp

ng/ L **:** Nanogram/litre

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : PBDE ticari karışımlarının 1970-2005 yılları arası tahmini toplam üretimi. **4**
Çizelge 3.1 : Ülkelerin farklı numune türlerinde (ng/L) ölçülen PBDE konsantrasyonları. **19**
Çizelge 3.2 : Ülkelerin atıksu arıtma tesislerinde çamur (ng/g kuru ağırlık) ve atıksu (ng/L) numunelerinde ölçülen PBDE konsantrasyonları. **27**

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 : Poliborumlu difenil eterlerin (PBDE'lerin) yapısı **2**
Şekil 2.2 : Polibromlu difenil eter (PBDE) çeşitlerinin kimyasal yapıları **3**
Şekil 2.3 : Farklı PBDE kaynaklarının çeşitli çevre ortamlarına yayılımı. **8**
Şekil 3.1 : Farklı bölgelerden alınan toprak numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **10**
Şekil 3.2 : Resmi olmayan e-atık işleme alanları, Vietnam'da ölçülen PBDE konsantrasyonlarının yıllara göre değişimleri..... **11**
Şekil 3.3 : Farklı bölgelerden alınan sediment numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **14**
Şekil 3.4 : Farklı bölgelerden alınan su numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **18**
Şekil 3.5 : Çek, Vltava Nehri'nden alınan çamur numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **21**
Şekil 3.6 : Farklı bölgelerden alınan hava numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **23**
Şekil 3.7 : Farklı bölgelerden alınan anne sütü numunelerindeki PBDE konsantrasyonları **31**

ÇEVRESEL ORTAMLARDA POLİ BROMLU DİFENİL ETER (PBDE) SEVİYELERİ

ÖZET

Polibromlu difenil eter (PBDE)'ler mobilyalarda, halılarda, döşemecilikte kullanılan dolgu malzemelerinde, plastiklerde, inşaat malzemelerinde, televizyonlarda ve daha birçok elektrikli cihazlarda bulunmaktadır. PBDE'ler bromlu alev geciktirici BFR'ler olup, biyobirikime, zehirliliğe ve çevresel problemlere yol açmaktadır. Bu nedenle kullanım ömürleri boyunca çevreye, havaya, toza, toprağa kolayca bağlanabilmektedirler. PBDE'ler atıksu arıtma tesislerine üretim alanlarından, sızıntı sularından, endüstriyel ve evsel atık sulardan deşarj yoluyla ulaşmaktadır. PBDE'lerin hidrofobik yapıda olması ve su numunelerindeki değerlerin diğer ortamlara kıyasla daha düşük çıkması yapılan çalışmaları etkilemiştir. Bu çalışma, geniş literatürü olmayan konunun özet niteliği taşımaktadır. Dünya genelinde yapılan araştırmalarda, çıkan sonuçlar her ortamdaki PBDE konsantrasyonları derlenmiş ve bir araya getirilmiştir. Yapılan araştırmalar doğrultusunda, ülkemiz açısından durum değerlendirmesi yapılmıştır.

Anahtar kelimeler: PBDE, atıksu, atıksu arıtma tesisi, bromlu alev geciktiriciler.

THE POLY BROMİNATED DİPHENYL ETHER LEVELS İN ENVİRONMENTAL ENVİRONMENTS

SUMMARY

Polybromated diphenyl ether (PBDEs) are used in furniture, carpets, upholstery filling materials, plastics, construction materials, televisions and other electrical devices. PBDEs are brominated flame retardant BFRs, leading to bioaccumulation, toxicity and environmental problems. They can be easily connected to air, dust and soil. PBDEs reach wastewater treatment plants through discharge from production areas, leachate, industrial and domestic wastewater. Hydrophobic structure of PBDEs and lower values in water samples compared to other environments affected the studies. This study is the summary of this subject which does not have broad literature. In studies conducted worldwide, the results are compiled and combined with PBDE concentrations in each medium. In line with the researches, a situation assessment has been made for our country.

Keywords: Waste water, waste water treatment plant, brominated flame retardants.

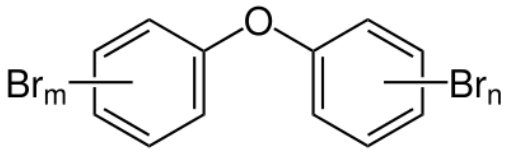
1. GİRİŞ

Polibromlu difenil eter (PBDE)ler başta plastik ve köpük malzemelerde olmak üzere çeşitli tüketim ürünlerinde kullanılan insan yapımı alev geciktirici ve önleyici kimyasallardır. Uzun yıllardır yaygın bir şekile kullanılan madde niteliği taşımaktadır. PBDE'ler; mobilyalarda, halılarda, döşemecilikte kullanılan dolgu malzemelerinde, plastiklerde, inşaat malzemelerinde,bilgisayarlar da, televizyonlar da ve daha birçok elektrikli cihazlar da kullanılmaktadır. PBDE'ler bromlu alev geciktirici BFR'ler olup, biyobirikime, zehirliliğe ve çevresel problemlere yol açmaktadır. Diğer bromlu alev geciktiricilerin aksine hidrofobik yapıya sahip olan PBDE'ler, partikül maddelere bağlanma eğilimindedir. Bu maddeler kimyasal bağlar oluşturmadan polimerlere eklenmektedir (Law ve diğ., 2006; Anh ve diğ., 2017; McGrath ve diğ., 2016; Tiwari ve diğ., 2018; Peia ve diğ., 2018; Ma ve diğ., 2019). Bu nedenle kullanım ömürleri boyunca çevreye, havaya, toza, toprağa kolayca bağlanabilmektedirler (Anh ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2011; Ali ve diğ., 2012). İnsanlar ve hayvanlar beslenme, solunum ve temas yoluyla PBDE'lere maruz kalmaktadır. Bu kirletici maddelerin alımının %90'ının gıdalardan -özellikle yağlı hayvansal gıdalardan- geldiği tahmin edilmektedir (Dougherty ve diğ., 2000). PBDE'ler Atıksu arıtma tesislerine üretim alanlarından, sızıntı sularından, endüstriyel ve evsel atıksulardan deşarj yoluyla ulaşmaktadır (Vogelsang ve diğ., 2006). Bu tesisler, kalıcı organik kirleticilerin (KOKlar) arıtımına uygun olarak tasarlanmadığı için düşük arıtım verimliliklerine sahiptirler. Bu yüzden arıtım sonucunda deşarj edilen sular kalıcı organik kirleticiler konusunda potansiyel bir noktasal kaynaktır (Clarke ve diğ., 2011). PBDE'ler ürünlerden doğaya üç ana geçiş yolu bulunmaktadır: PBDE'lerin ürünlerden buharlaştırılmasından sonra havadaki partiküllere tutunması, PBDE içeren ürünlerin aşınması yoluyla fiziksel transferi, PBDE içeren ürünlerin yüzeyindeki tozlara doğrudan temas yoluyla aktarılması (Rauert ve diğ., 2014). Atıksu arıtma tesislerininde PBDE'lerin konsantrasyon seviyelerinin incelendiği çalışmalar hidrofobik yapıda olması ve su ortamından uzaklaşma eğiliminde olduğundan yetersiz kalmıştır.

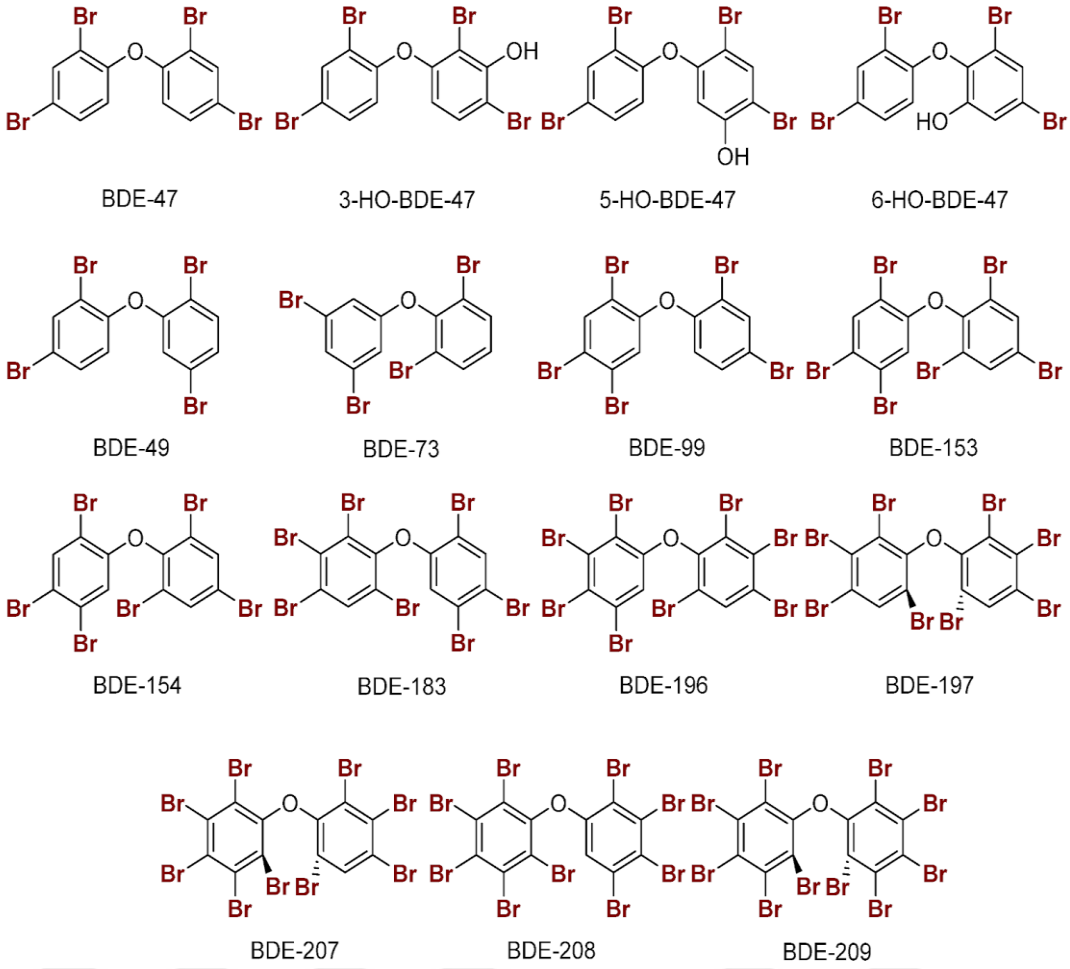
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1 PBDE'lerin Kimyasal Yapıları ve Özellikleri

Polibromlu difenil eter (PBDE)'ler; plastik maddeler, elektronik ekipmanlar, mobilyalar, tekstil ürünleri, inşaat malzemeleri için kullanılan poliüretan köpükleri başta olmak üzere çeşitli tüketim ürünlerinde kullanılan insan yapımı bromlu hidrokarbonlar sınıfından alev geciktirici ve önleyici kimyasallardır (EPA, 2010). Alev geciktiriciler kullanımlarına göre reaktif ya da katkı şeklinde olabilmektedir. PBDE'ler katkı tipi alev geciktiriciler sınıfında yer almaktadır (Hyoëtylaëinen ve diğ., 2002). PBDE'ler kısmen kararlı bir yapıya sahip olmalarına rağmen, ultraviyole ışığa maruz kaldıklarında fotolitik debrominasyona uğrarlar. Dolayısıyla kullanımları sırasında kolay bir şekilde çevresel ortama karışabilirler. PBDE'ler Stockholm Sözleşmesiyle kalıcı organik kirleticiler (KOKlar) olarak sınıflandırılmıştır. Kalıcı organik kirleticiler (KOKlar), doğada uzun süre bozulmadan kalabilen, uzun mesafeler boyunca taşınan, yağ dokuda birikme özelliği olan, aynı zamanda çevre ve insan sağlığı üzerinde yüksek risk taşıyan kimyasallardır. İnsanlarda bu kirleticiler; lezyonlar, klorakne ve gelişimsel bozukluklar gibi olumsuz sağlık sonuçlarına neden olabilir (Shen ve diğ., 2012). PBDE'ler 10 adet brom atomu ile çevrili bir bifenil yapısından oluşmaktadır ve teorik olarak 209 farklı izomer oluşturan bir bileşiktir (Barraj ve diğ., 2006) (Şekil 2.1, Şekil 2.2).



Şekil 2.1 : Polibromlu difenil eterlerin (PBDE'lerin) yapısı.



Şekil 2.2 : Polibromlu difenil eter PBDE'lerin çeşitlerinin kimyasal yapıları (Marsan ve diğ., 2020).

PBDE'lerin 1960 yılında patenti alınıp, 1965 yılında ticari üretimine başlanmıştır. 1987 yılında ise EPA, PBDE'lerin analiz edilmesini gerektiren bir kural yayınlamıştır. 2004 yılına gelene kadar yaşanan birçok girişimin ardından endokrin sistemde bozulmaya, nöro-davranışsal sendromlara ve üreme ile ilgili toksik etkilere neden olmasından dolayı oktaBDE ve pentaBDE türlerinin yasaklanmasına karar verilmiştir. 2008 yılında, ABD'nin dekaBDE'yi gönüllü olarak yürürlükten kaldırmasından sonra Avrupa Birliği bu maddeyi tamamen yasaklamıştır (MacGillivray ve diğ., 2010). Bu eylemlere rağmen, PBDE içeren büyük ürün rezervleri hala kullanımdadır ve uzun süre boyunca çevre döngüsünde yer almaya devam edecektir edecektir (Abbasi ve diğ., 2015)

PBDE'ler başlıca 2 ana gruba ayrılır.

- Az sayıda brom içeren PBDE'ler; molekül başına ortalama 1-5 brom atomu içerir.

- Fazla sayıda brom içeren PBDE'ler; molekül başına ortalama 5 adetten fazla brom atomu içerir.

Az brom içeren PBDE'ler doğada daha kolay biriktiklerinden daha tehlikeli kabul edilmektedir. Fazla sayıda brom içerenlerin ise tiroid bezindeki hormon seviyelerini etkilediği bilinmektedir (Ji ve diğ., 2019).

PBDE'ler klor atomlarının yerini brom atomlarının alması ve her iki benzen halkasının bir eter fonksiyonel grubu yoluyla bağlanması dışında, PCBlere kimyasal olarak benzeyen alev geciktirici maddelerdir. PBDE'lerin, üç adet ticari karışımı mevcuttur. Bu karışımlar; pentaBDE, oktaBDE ve dekaBDE'dir. Stockholm Sözleşmesinin KOK İnceleme Komitesi (POPRC) için hazırlanan PBDE üretim verilerine göre toplam üretimin 1970 ve 2005 arasında 1,3 milyon ile 1,5 milyon ton arasında olduğu tahmin edilmiştir (UNEP, 2010)(Weber ve diğ., 2010). Dünya'da kullanılan toplam pentaBDE ve oktaBDE miktarı yaklaşık 100.000'er ton olarak hesaplanmıştır. 2005 yılına kadar sözleşmede listelenmiş dekaBDE miktarının 1,1 milyon tonun üzerinde olduğu tahmin edilmektedir. DekaBDE toplam PBDE üretiminin yaklaşık %80'ini oluşturmaktadır (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1 : PBDE ticari karışımlarının 1970-2005yılları arası tahmini toplam üretimi.

Ticari Karışım	Ton
PentaBDE	91.000 – 105.000
OktaBDE	102.700 – 118.500
DekaBDE	1.100.000 – 1.250.000

Bromlu alev geciktiriciler (BFRler) sınıfına giren PBDE'ler, yangın direncini arttırmanın en ucuz yoludur. Fosfor ve metal bazlı bileşikler gibi alternatifler mevcuttur ancak bunlar daha maliyetlidir ve üretim problemleri oluşturabilmektedir (Rahman ve diğ., 2001).

2.2 PBDE'lerin İnsan ve Çevre Sağlığı Üzerine Etkileri

PBDE'ler bromlu alev geciktirici BFR'ler olup, biyobirikime, zehirliliğe ve çevresel problemlere yol açmaktadır. Diğer bromlu alev geciktiricilerin aksine hidrofobik yapıya sahip olan PBDE'ler, partikül maddelere bağlanma eğilimindedir. Bu maddeler kimyasal bağlar oluşturmadan polimerlere eklenmektedir (Law ve diğ.,

2006; Anh ve diğ., 2017; McGrath ve diğ., 2016; Tiwari ve diğ., 2018; Peia ve diğ., 2018; Ma ve diğ., 2019).

Bu nedenle kullanım ömürleri boyunca çevreye, havaya, toza, toprağa ve suya kolayca bağlanabilmektedirler geçebilirler (Anh ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2011; Ali ve diğ., 2012). Doğada ilk olarak 1980'lerde yapılan ölçümler sonucu tespit edilmiş edilmişlerdir (Andersson ve diğ., 1981) ve bugüne dek tüm bölgelere bulaşmışlardır (Kim ve diğ., 2009). PBDE'ler açık havada, toprakta, kayaçlarda, kapalı mekânların havasında, ev tozunda; çeşitli gıda hammaddelerinde; kuşlarda, deniz canlılarında, balıklarda ve karasal hayvanlarda tespit edilmiştir (Darnerud ve diğ., 2001). PBDE'ler ayrıca insanların yağ dokusunda, kanında ve anne sütünde de tespit edilmiştir (Sjödin ve diğ., 2004).

PBDE içeren elektronik ekipmanların yasadışı depolanması ve geri dönüştürülmesi atık sahalarındaki toprakları önemli ölçüde kirletmektedir (Leung ve diğ., 2007; Tue ve diğ., 2013). PBDE'ler, evsel ve endüstriyel atıkların yakılması, elektronik atık depolama alanları ve motorlu taşıtlardan kaynaklanan emisyonlar gibi nedenlerle atmosfere ulaşıp havadaki partiküllere tutunmaktadır (Farrar ve diğ., 2014; Pozo ve diğ., 2016; Degrendele ve diğ., 2018). PBDE'ler havadaki partiküllere tutunduktan sonra, su ve karasal ortamlara ulaşırlar, bu şekilde Arktika ve Antarktika dahil tüm bölgelere yayılmışlardır (Markham ve diğ., 2018; Khairy ve diğ., 2016; Vecchiato ve diğ., 2015; Law ve diğ., 2014). PBDE'ler, sulak ortamlara sadece atmosferik birikim yoluyla değil, aynı zamanda Atıksu arıtma tesislerinden gelen arıtma çamuru yoluyla da ulaşmaktadır.

İnsanlar ve hayvanlar beslenme, solunum ve temas yoluyla PBDE'lere maruz kalmaktadır. Bu kirletici maddelerin alımının %90'ının gıdalardan -özellikle yağlı hayvansal gıdalardan- geldiği tahmin edilmektedir (Dougherty ve diğ., 2000). Balık, et ve süt ürünleri PBDE'leri yüksek konsantrasyonlarda içeren gıdalar arasındadır. ABD'de yapılan çalışmalarda, PBDE'lere maruziyetin, bölge ve kişisel gıda alışkanlıklarına göre önemli ölçüde değiştiği görülmüştür. Haftada 10 porsiyondan fazla deniz mahsulü tüketen insanların, haftada 1 porsiyondan az tüketenlere oranla kan örneklerindeki toplam PBDE miktarının daha yüksek olduğu görülmektedir (Kuo ve diğ., 2019). Beslenmenin yanı sıra insanların bu kirleticilere maruz kalmasının diğer bir yolu ise günlük dozun %2,6'sını oluşturan ev tozuyla olan temastır (Li ve diğ., 2008). Kaliforniyalı bir aile ile yapılan çalışmada; tüm aileden alınan kan

numunelerinde PBDE seviyelerine bakılmıştır. PBDE seviyeleri yaşlara göre önemli farklılıklar göstermiştir. PBDE seviyelerinin küçük çocuklarda diğer bireylere oranla çok daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu farklılığın sebebi olarak da küçük yaşlarda ev tozuna maruz kalma süresinin fazla olması gösterilmiştir (Fischer ve diğ., 2006).

İnsanlar PBDE'lere bulundukları mesleklere göre de farklı oranlarda maruz kalmaktadır (Thuresson ve diğ., 2005). İsveç'te işçiler üzerine yapılan bir çalışmada, elektronik söküm tesislerinde çalışanların kan örneklerinde diğer meslek gruplarında çalışanlara kıyasla PBDE seviyesinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir edilmiştir (Sjödin ve diğ., 1999). Yine Kanada'da yapılan farklı bir çalışmada, itfaiyeciler arasında kanserden dolayı görülen ölüm sayısının, genel Kanada nüfusunda kanserden ölenlerin sayısına oranla iki ila üç kat daha fazla olduğu görülmüştür. Benzer şekilde, ABD yapılan çalışmalarda da solunum, sindirim ve kan hastalıkları insidansında artış olduğu görülmüştür. 119 farklı meslek grubu arasında, itfaiyeciler özellikle tekrarlanan maruziyetlere daha açıktırlar. Bu verilere dayanarak yangın söndürme sırasında ve sonrasında ortaya çıkan alev geciktiricilerin maruziyetlerdeki payının büyük olduğu tespit edilmiştir (Gill ve diğ., 2020).

Laboratuvar hayvanları üzerinde yapılan araştırmalar da PBDE'lerin tiroid hormon dengesi üzerindeki etkilerini gözler önüne sermektedir. İnsanlarda nörogelişimsel-zihinsel toksisite, guatr ve tiroid hastalıkları gibi olumsuz sağlık sonuçları tiroid hormon dengesinin bozulması ile ilişkilidir (Escobar ve diğ., 2000). Gebe kadınlar,dolayısıyla gelişmekte olan embriyolar ve de bebekler, özellikle tiroid hormonunda gerçekleşen küçük değişikliklere hassas olduklarından PBDE'ye maruziyetleri kritik önemdedir (Mc Donald, 2002).

Berlin'de yapılan çalışmalar PBDE'lerin üreme ile ilgili toksik etkilerini saptamıştır. BDE-99'a düşük seviyelerde maruz bırakılan yetişkin sıçanların sperm sayılarında azalma olduğu (Kuriyama ve diğ., 2005) ve dişi sıçan ovaryum hücrelerinin yapısını değiştirdiği belirlenmiştir (Talsness ve diğ., 2005).

İşveç'te yapılan bir çalışmada da PBDE'lere maruz bırakılan sıçanlarda davranışsal değişimler, hiperaktivite, adaptasyonda azalma, öğrenme ve hafıza testlerinde performans eksiklikleri tespit edilmiş ve aynı zamanda yaşla birlikte durumun daha da kötüleştiği görülmüştür (Viberg ve diğ., 2003). PBDE'ler dopamin seviyesini etkilemektedir. Dopamin seviyesindeki azalmalar ve sinyal iletimindeki bozukluklar

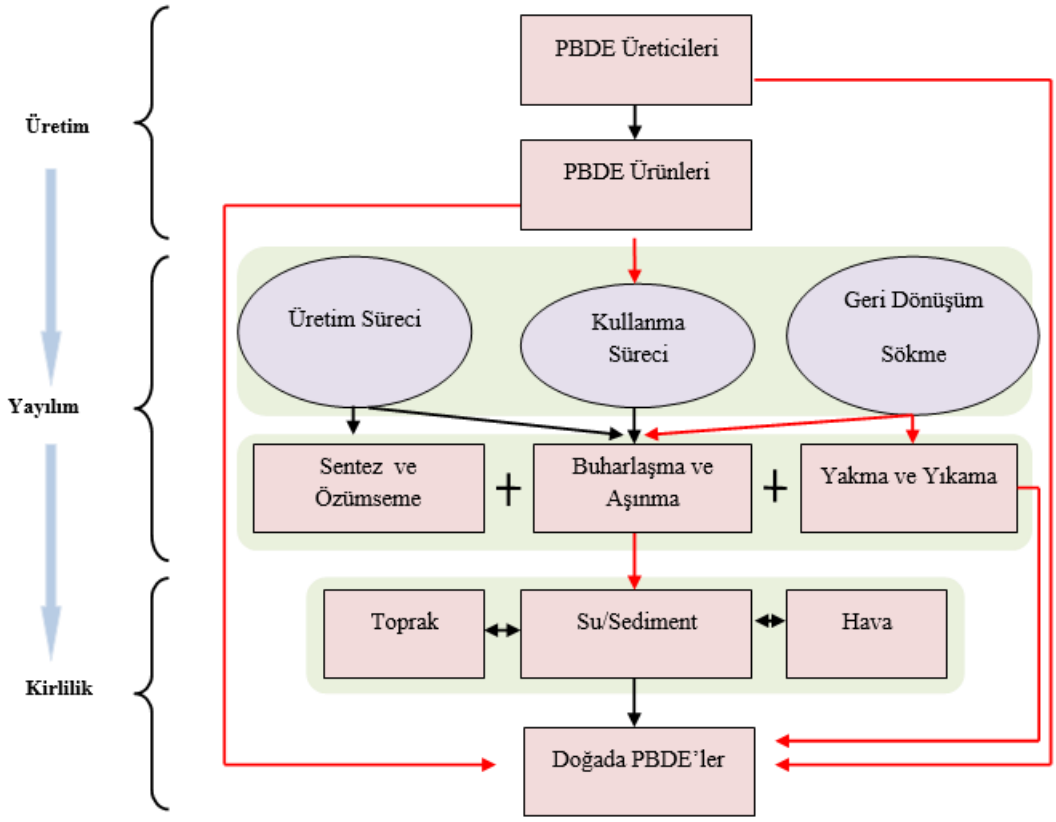
depresif belirtilere yol açmaktadır. Bu değişimler özelliklekadınlar için endişe verici boyutlara ulaşmaktadır (Vuong ve diğ., 2020).

2.3 Hava, Su Ve Toprak Ortamlarında PBDE Konsantrasyonları

PBDE'ler piyasaya sürüldükten sonra kolayca ortama yayılmaktadır (Park ve diğ., 2011)(Şekil 2.3). PBDE'lerin ürünlerden ortama üç ana geçiş yolu bulunmaktadır:

- PBDE içeren ürünlerin buharlaşmasından sonra havadaki partiküllere tutunması,
- PBDE içeren ürünlerin aşınması yoluyla fiziksel transferi,
- PBDE içeren ürünlerin yüzeyindeki tozlara doğrudan temas yoluyla aktarılması (Rauert ve diğ., 2014).

Bu şekilde PBDE'ler iç ve dış ortam tozlarına ulaşmaktadır. İç ve dış ortam tozları, insanlara PBDE maruziyetinin önemli bir kaynağıdır (Allen ve diğ., 2008).



Şekil 2.3 : Farklı PBDE kaynaklarının çeşitli çevre ortamlarına yayılımı (Park ve diğ., 2011).

İnsanların evlerde, ofislerde, kreşlerde, taşıtlarda ve kamusal alanlarda iç ortam tozlarındaki PBDE'lere maruz kaldığı, dünyanın farklı bölgelerinde tespit edilmiştir (Bu ve diğ., 2019; Jin ve diğ., 2019; McGrath ve diğ., 2018; Wang ve diğ., 2018).

PBDE'lerin, kırsal alanlarda ortaya çıkmasında en etkili yolun atmosferik taşınma ve birikim olduğu görülmüştür (Luo ve diğ., 2014; Meng ve diğ., 2011; Agrell ve diğ., 2004). Atmosferde PBDE'ler hem gaz halinde, hem de parçacık halinde bulunmaktadır (Su ve diğ., 2018). PBDE'ler atmosferik birikimin ardından su kaynaklarına nihayetinde de toprağa ulaşmaktadır (Liu ve diğ., 2017). Ayrıca, PBDE'ler bitkiler ve hayvanla aracılığıyla insan vücuduna beslenme yoluyla girebilmektedir (Gong ve diğ., 2015; Yang ve diğ., 2018).

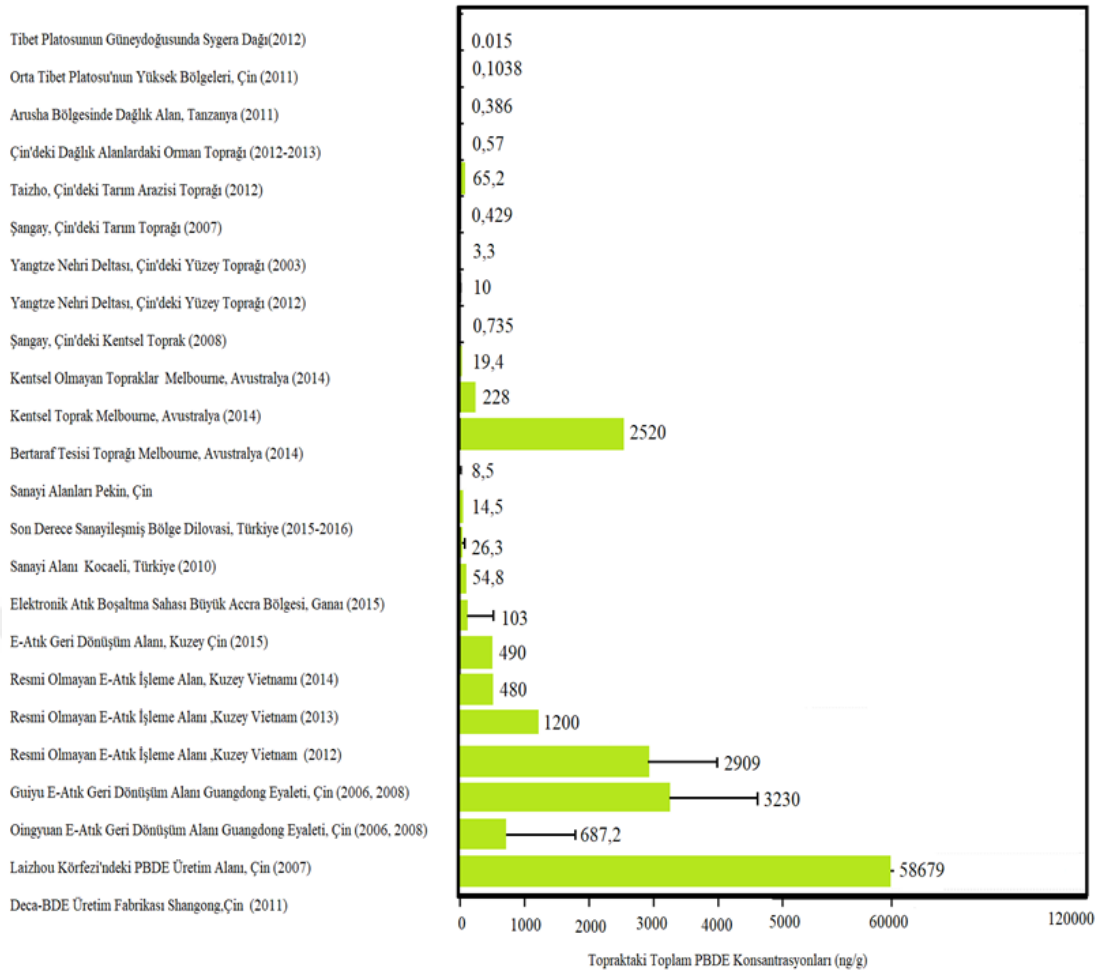
Son zamanlarda yapılan bir araştırma; Hindistan'ın tropikal bölgelerinde -noktasal kaynaklardan uzak alanlarda- PBDE'lerin tespit edildiği, bunların en önemli kaynağının atmosferik taşıma olduğunu göstermiştir (Chakraborty ve diğ., 2019).

PBDE'lerin kaynakları arasında PBDE üretim fabrikaları, Atıksu arıtma tesisleri ve düzenli depolama alanlarından sızan sularda bulunmaktadır. Bu noktasal kaynaklar aynı zamanda atmosferdeki ana PBDE kaynaklarıdır (Akortia ve diğ., 2016). PBDE içeren ürünlerin yakılması, e-atık geri dönüşüm ve söküm süreçleri de bu maddelerin doğaya yayılmasının diğer yollarıdır (Ge ve diğ., 2014). E-atık söküm alanlarında da yüksek düzeyde PBDE gözlenmiştir (Yu ve diğ., 2016). Hastane atıkları, e-atık yakma, tehlikeli atık yakma ve plastik geri dönüşüm tesisleri, elektronik cihazlardan gelen metaller ve kazara çıkan yangınlar PBDE'lerin yayılım yollarına örnek olarak verilmektedir (Akortia ve diğ., 2016).

3. MATERYAL VE METOT

3.1 Toprak Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti

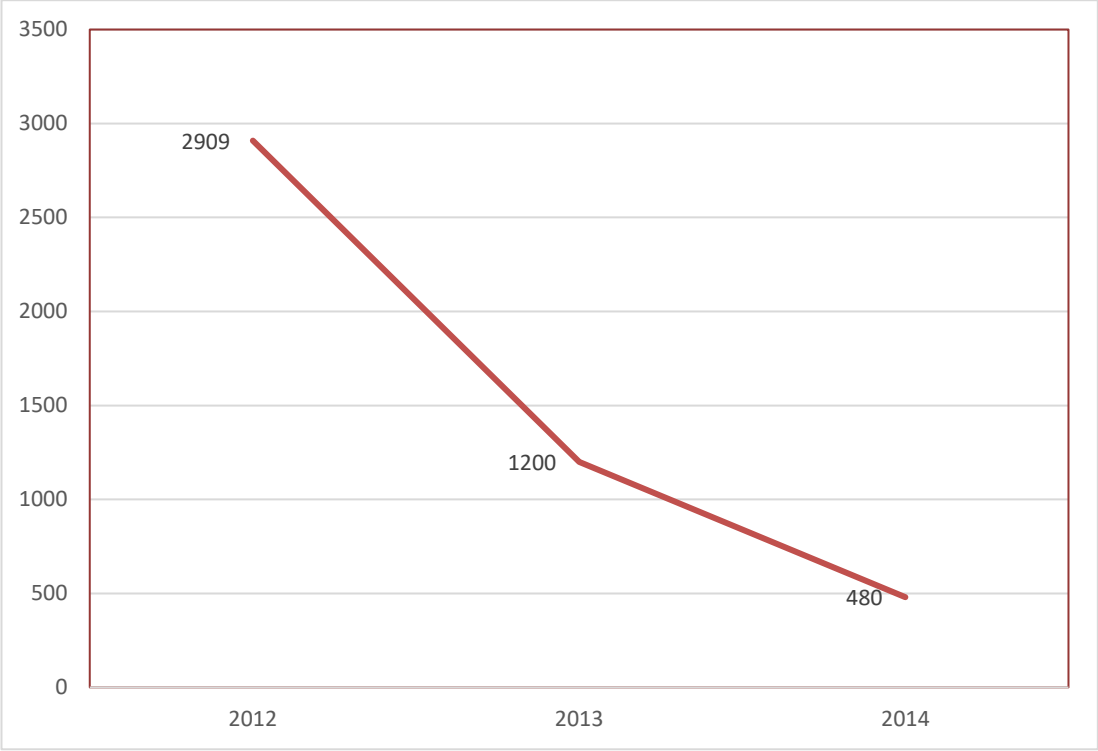
Yüksek adsorpsiyon kapasitesinden dolayı toprak, ortamdaki PBDE'ler için önemli bir ortam oluşturmaktadır (Jiangve diğ., 2010; Zouve diğ., 2007). Atmosferik birikim, toprak erozyonu ve PBDE içeren toprağın sulanmasıyla yoluyla PBDE'ler toprak ortamında yayılım göstermektedir (Akortiave diğ., 2016; Cetinve diğ., 2019). PBDE üretimi, e-atık geri dönüşümü, plastik atık geri dönüşümü ve sanayileşmenin olduğu bölge topraklarında yüksek konsantrasyonlarda PBDE'ler tespit edilmiştir (Li ve diğ., 2015; Huo ve diğ., 2007). Örneğin, Türkiye'de ağır sanayi bölgesi Kocaeli'de toprakta ortalama ∑PBDE 26,3 ng/g konsantrasyonu ölçülmüştür (Cetin, 2014). PBDE'ler ayrıca kentsel toprakta, nehir delta topraklarında, tarım topraklarında, yerleşimin olmadığı alanlarda da tespit edilmektedir (Chen ve diğ., 2012; Duan ve diğ., 2010). Ancak yapılan araştırmalar topraktaki PBDE konsantrasyonlarının zamanla düşme eğiliminde olduğunu göstermiştir (Wang ve diğ., 2016). Topraktaki PBDE konsantrasyonu iklim, toprak yapısı, kontamine olmuş arazilerin sulanması veya afetlerden dolayı dalgalanmalar gösterebilmektedir. PBDE konsantrasyonlarının toprak derinliği ile doğru orantılı olarak arttığı tespit edilmiştir. Toprağın üst kademelerinde, derin tabakalara kıyasla daha düşük konsantrasyonlarda olduğu görülmüş bunun sebebi olarak uçuculuk gösterilmiştir. Topraktaki PBDE'lerin varlığı genellikle kimyasalların atmosferden kuru ve ıslak birikiminden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca arıtma sularıyla sulama ve arıtma çamuru kullanımı da topraktaki PBDE kirliliğinin önemli kaynaklarındandır. Çevresel ortamlarda kimyasal olarak kararlı yapıya sahip değillerdir. Sulu faz ve toprak arasındaki kütle transferi, PBDE'lerin toprak katmanları arasındaki hareketleri, sorpsiyon ve desorpsiyon işlemleri PBDE'lerin topraktaki iç dağılımını belirlemektedir (Ter Laak ve diğ., 2009).



Şekil 3.1 : Farklı bölgelerden alınan toprak numunelerindeki PBDE konsantrasyonları (Wu ve diğ., 2019).

Yerleşimin olmadığı bölge topraklarında dahi tespit edilen PBDE'lerin atmosferik taşınım yoluyla ulaştığı düşünülmektedir. Şekil 3.1'den de görüldüğü üzere atık bertaraf tesis ve PBDE üretim tesislerine yakın topraklar PBDE konsantrasyonu bakımından ilk sıralarda yer almaktadır. PBDE üretimi ve kullanımının giderek azalmasıyla birlikte toprak ortamlarında bu kirleticiye maruz kalma riski azaldığı varsayılabilir ancak hala yaşam döngüsünde yer alan PBDE'ler uzun süre daha toprak ortamlarında yer almaya devam edecektir. Bu konuda ülkemizde yapılan çalışmalar kısıtlıdır (Wu ve diğ., 2019). Farklı üretim alanlarından örneklenen topraktaki PBDE konsantrasyonları, 0.015 ng/g ile 50.000 ng / g arasında değişmektedir. Bu değerlerin bu denli değişiklikler göstermesi bölgesel faktör ve örnekleme yöntemlerinden kaynaklanmaktadır. Bölgenin sanayi bölgesi olması veya kırsal bölge olması değerleri yüksek oranda etkilemektedir. Diğer bir etki unsuru da

örneklemenin yapıldığı toprak katmanlarının farklı olması olarak söylenebilmektedir. Örneğin, Çin'in Jiangsu Eyaletindeki kapalı bir deka-BDE üretim fabrikasından alınan toprakta PBDE konsantrasyonları 58679 ng / g değerine kadar ulaşmaktadır. Ayrıca, e-atık geri dönüşüm alanları sürekli olarak elektronik atıkların gelmesi ve bu atıkların söküm işlemlerinin gerçekleşmesi ve diğer yönden PBDE'lerin maddeden uzaklaşma eğiliminde olması o bölgenin topraklarındaki konsantrasyonlarını büyük oranda etkilemektedir. Güney Çin'deki Qingyuan ve Guiyu'daki toprak örneklerindeki ortalama toplam PBDE konsantrasyonları sırasıyla 3230 ve 2909 ng/g olarak ölçülmüştür. Bu arada, kuzey Çin'deki bir e-atık geri dönüşüm alanındaki topraklardaki PBDE konsantrasyonu ortalama 103 ng/g tespit edilmiştir. Yapılan araştırmalar göstermektedir ki; e-atık geri dönüşüm bölgelerindeki PBDE konsantrasyonları diğer örnekleme alanları kıyasla oldukça yüksektir. Guiyu e-atık geri dönüşüm sahasındaki PBDE konsantrasyonları 13.9 ila 351 ng/g arasında değişmektedir, bu 5 yıl önce bildirilen oldukça düşük olduğu belirlenmiştir.



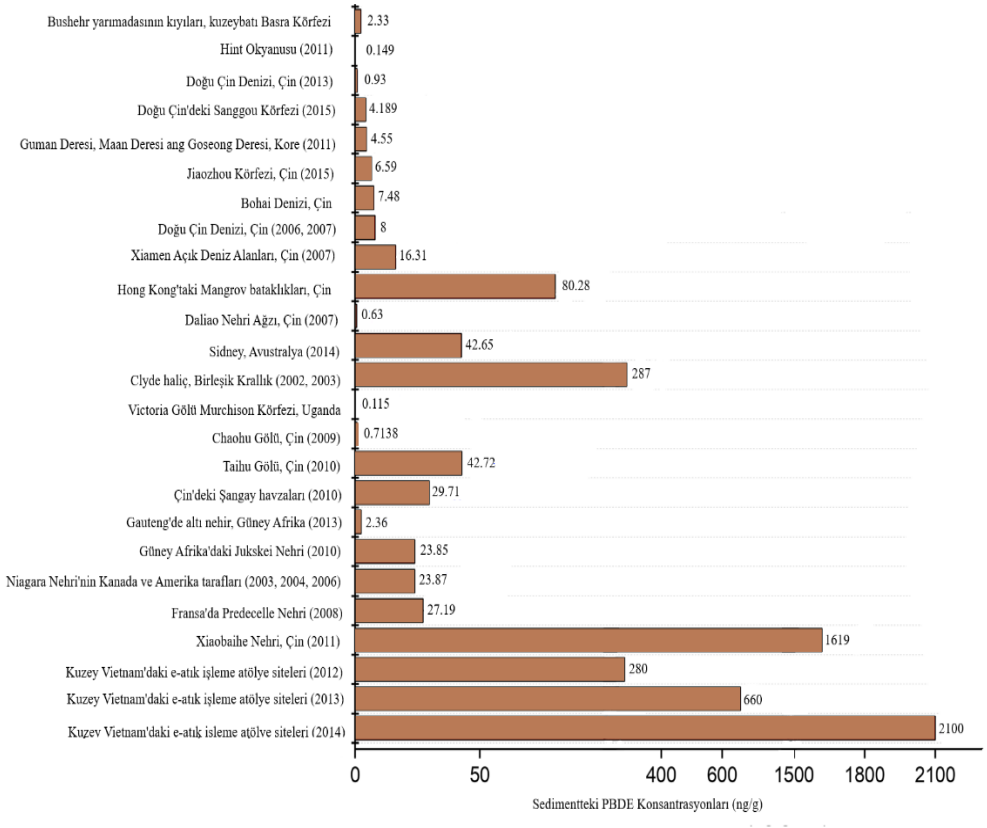
Şekil 3.2 : Resmi olmayan e-atık işleme alanları, Vietnam ölçülen PBDE konsantrastonlarının yıllara göre değişimleri

Benzer bir durum, 2012'den 2014'e kadar keskin bir şekilde PBDE konsantrasyonlarının düştüğü Kuzey Vietnam'daki e-atık işleme alanında da tespit edilmiştir. 2012 yılında yüksek konsantrasyonlarda ölçümleri yapılan PBDE'ler her geçen yılla birlikte keskin bir düşüş göstermektedir. Bunda PBDE'ler katı ortamlar aşınma veya buharlaşma yoluyla uzaklaşma eğitiliminde olmasının etkisi büyüktür. PBDE'ler ayrıca kentsel topraklarda, nehir delta topraklarında tarımsal topraklarda, diğer uzak konumlarda ve çok kirli alanlarda yaygın olarak tespit edilmektedir. Çin'in Şangay kentindeki kentsel alanlardan yüzey toprakları üzerinde yapılan bir araştırma, ortalama konsantrasyonunun 0.735 ng/g olduğunu ortaya çıkarmıştır. Çin'in Taizhou kentindeki tarım arazilerindeki toplam PBDE konsantrasyonu 2.96-200 ng/g, bu Şanghay'daki kentsel alanlardakinden daha yüksektir. Bu sonuç, tarım arazisi toprağının ciddi şekilde e-atıklarla kirlenmiş bir bölge olan Taizhou'dan toplanmış olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ortaya atılan diğer bir fikir ise atmosferik taşınımın Taizhou kentine etkisinin fazla olmasından kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Arjantin, Bahía Blanca şehrindeki PBDE konsantrasyonları 0,04 ila 10,7 ng/g arasında değişirken, Bratislava topraklarınında 87 ila 627 ng/g arasında değiştiği gözlemlenmiştir. Benzer şekilde, Kuveyt ve Melbourne kentsel toprak örneklerinde de PBDE'ler tespit edilmiştir. Arjantin'in Buenos Aires Eyaletini güneybatı bölgesindeki topraktaki PBDE konsantrasyonları, kentsel toprak örneklerinde bildirilenden nispeten daha düşük olan 0,04 ila 10,7 ng / g arasında değişmektedir. İskoçya genelinde dört bölgede yapılan çalışmalar PBDE konsantrasyonlarının 1990 dan bu yana artış göstermektedir. Orta İtalya Alplerindeki yüksek dağ otlaklarından ve Azerbaycan'dan örneklenen toprakta düşük PBDE seviyeleri (0.310-3.853 ng/g) tespit edilmiştir. PBDE'lerin kirlenmiş bölgelerden uzaktaki bozulmamış alanlara atmosferik taşımayla Kuzey Kutbu, Kuzey Kutup Bölgesi ve Antarktika ortamları ile Tibet Platosu üzerinden taşınabileceği bildirilmiştir (Kim ve diğerleri 2015; Markham ve diğerleri 2018; McDonough ve diğerleri 2018; Morris ve diğerleri 2018; Mwangi ve diğerleri 2016). Örneğin, Çin'in Orta Tibet Platosunda bulunan Changwengluozha Buzulu'nda (5080-5217 m rakım) düşük düzeyde PBDE'ler tespit edilmiştir. Bu bölgedeki yaygın dekaBDE kullanımı göz önüne alındığında, Tibet'teki en büyük depolama sahasının çevresindeki beş toprak profilindeki toplam PBDE konsantrasyonları 128–1219 ng / kg ulaşmıştır. Yukarıdaki analize göre, PBDE'lerin üretimi, kullanımı, geri dönüşümü ve sökülmesi ile kentleşme ve insan faaliyetlerinin derecesine atfedilen, dünyanın farklı

bölgelerinde PBDE konsantrasyonları büyük ölçüde değişiklik gösterdi. Elde edilen verilerden de anlaşılacağı üzere topraktaki PBDE konsantrasyonlarının örnekleme alanındaki faaliyetlere yakından ilişkili olduğu ortaya konulmuştur. Avusturya topraklarında ise durum şu şekildedir; Kentsel olmayan topraklarda 19,4 ng/g ve kentsel topraklarda ise değerler 228 ng/g olarak bulunmuştur. Bu değerlerden de görüldüğü üzere kentsel ortamlar PBDE konsantrasyonları açısından, kentsel olmayan topraklardan yüksektir. Kentsel ortamlar gerek sanayi faaliyetleri, gerek elektronik aletlerin kullanımı, gerek atık depolama tesisleri ve gerekse PBDE içeren ürünlerin aktif olarak kullanılmasından kaynaklı olarak toprak ortamındaki yüksek konsantrasyonların fazlalığının nedeni olarak söylenebilmektedir. Çin'deki Yangtze Nehri Deltası'nda 9 yıl arayla iki farklı çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalardan ilki 2003 yılında yapılmıştır. 2003 yılında yapılan bu çalışmada Çin'deki yüzey toprağı Yangtze Nehri Deltası'nda 3,3 ng/g olarak ölçülmüştür. Yangtze Nehri Asya'ın en uzun, dünyanın Nil ve Amazon'dan sonra üçüncü en uzun nehridir. Uzunluğu 6.370 km olup Çin'in batısından Doğu Çin Denizi'ne akar. 2010 yılında yapılan çalışma da ise değerler 10 ng/g'lara kadar yükselmiştir. Bunda nehrin uzunluğunun fazla olması nehrin yol boyunca geçtiği şehirlerden yapılan deşarjlar veya atmosferik taşımadan dolayı arttığı olarak düşünülmektedir. Son olarakta Çin'de PBDE üretim tesislerinde yapılan ölçümler göstermektedir ki değerlerin dünya genelinde yapılan çalışmalar doğrultusunda en yüksek çıktığı alanlar buralardır. Topraktaki PBDE'lerin genellikle atmosferdeki kimyasalların kuru ve ıslak birikmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ek olarak, PBDE'lerin üretimi ve kullanımı, e-atık sökme, kanalizasyon sulama ve çamurlu arazi kullanımı da toprak PBDE kirliliğinin önemli kaynaklarıdır. Genel olarak yoğun nüfuslu endüstriyel şehirlerde, PBDE seviyeleri genel kentsel alanlardan çok daha yüksek olarak çıkmaktadır. Sonuçlar, PBDE ve türevlerini üreten endüstrilerin, PBDE kirliliğinin ana kaynağı olduğunu göstermektedir. Yangtze Nehri Deltası, Sarı Nehir Deltası ve Şangay'daki tarım topraklarındaki PBDE konsantrasyonları çok düşük olarak çıkmıştır ama artış eğilimindedir. Genellikle BDE209 baskın bileşendir. Nispeten daha düşük PBDE konsantrasyonları endüstriyel olmayan bölgelerde tespit edilmiştir.Uzak bölgelerdeki PBDE'ler, uzun menzilli atmosferik taşıma ile taşındığı düşünülmektedir. PBDE'ler dünyanın dört bir yanındaki topraklarda, insanın yaşamının olmadığı bilinen yerlerde dahi, tespit edilmiştir.

3.2 Sediment Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti

PBDE'lerin hidrofobiklik özelliği ve tortuların kuvvetli tutma yeteneği nedeniyle su sistemindeki sedimentler önemli bir havuz aynı zamanda önemli bir PBDE kaynağı oluşturmaktadırlar. Toprağa benzer şekilde, sedimentler çok hareketli değildir, bu da PBDE seviyelerinin bir bölgeden diğerine büyük ölçüde değiştiği anlamına gelmektedir. Bu nedenle, haliçlerdeki ve koylardaki çökeltiler, PBDE'lerin ana kaynaklarıdır. PBDE'lerin neden olduğu su kirliliği ile ilgili çalışmalar, çoğunlukla sedimentler üzerinde yoğunlaşmış durumdadır.



Şekil 3.3 : Farklı bölgelerden alınan sediment numunelerindeki PBDE konsantrasyonları (Wu ve diğ., 2019).

Şekil 3.2'de görüldüğü üzere, Güney Çin sedimanlarında yüksek PBDE seviyeleri bulunmuştur. Fransa'daki Prédecelle Nehri'nden nehir sedimentleri Güney

Afrika'daki Jukskei Nehri, Şangay Çin'deki birincil su havzaları ve Niagara Nehri sırasıyla 27.19, 23.85, 29.74 ve 23.87 ng/g ortalama PBDE konsantrasyonlarrı ölçülmüştür (P, ve diğ., 2010) (O, ve diğ., 2012) (MH, ve diğ., 2013) (LA, ve diğ., 2013). Kuzey Çin'deki Fuhe Nehri ve Baiyangdian Gölü'nden gelen yüzey çökeltilerinde, ΣPBDE konsantrasyonları 5,5 ila 300,7 ng/g değişmektedir (G, ve diğ., 2010). Yine Çin'deki Chaohu Gölü ve Taibu Gölündeki sedimentlerde yapılan ölçümlerde ΣPBDE konsantrasyonları sırasıyla 0.7138 ve 42.72 ng/g olarak ölçülmüştür. Değerlerin diğer bölgelere kıyasla olduka yüksek çıkmasında bu bölgelerdeki sanayi bölgelerinde yapılan deşarjların payının büyük olduğunu söylenebilmektedir. Uganda, Victoria Gölü Murchison Körfezinde ise beklenen ve diğer değerlerden oldukça düşük bir değer ölçülüştür. Bahsi geçen bu gölde ΣPBDE konsantrasyonu 0.115 ng/g olarak tespit edilmiştir (P, ve diğ., 2014). Birleşik Krallıkta 2002 ve 2003 yılları arasında yapılan çalışma göstermiştir ki; Clyde Haliç'inde ölçülen değerler e-atık söküm tesislerindeki değerlere yakın bulunmuştur. Bunda o bölgedeki ticari faaliyetlerin etkisi yatsınamaz bir gerçektir ve ΣPBDE konsantrasyonları 287 ng/g olarak belirlenmiştir. Avustralya, Sidney'de 2014 yılında yapılan araştırmalar ΣPBDE konsantrasyonunu 42.65 olarak ortaya koymuştur (D, ve diğ., 2015). Çin, Daliao Nehri Ağzındaki sedimentlerde ΣPBDE konsantrasyonu 0.63 ng/g olarak ölçülmüştür. Hong Kong'taki Mangrov bataklık alanında sediment numunelerinde konsantrasyonlar 80.28 ng/g arasında değişmektedir.2007 yılında Çin, Xiamen Açık Deniz Alanlarında yapılan çalışmalar da ise 16.31 ng/g konsantrasyonlar bulunmuştur. Doğu Çin Denizinde 2006 ve 2007 yılı arasında yapılan çalışmalarda ΣPBDE konsantrasyonu 8 ng/g bulunmuştur. Çin'de bulunan Bohai Denizinde ise 7.48 ng/g değer bulunmuştur. Diğer değerlerde tabloda görülmektedir. Toprağın aksine Vietnamdaki değerlere bakmak gerekirse yıllara göre toplam PBDE konsantrastonları sedimentlerde düşme eğilimindedir. Bunda PBDE'leri yüksek hidrofobiklik özelliğinin etkisi büyüktür. Ayrıca yapılan araştırmalar göstermiştir ki ıslak mevsim de, kuru mevsime kıyasla konsantrasyonlar 2-3 kat fazla olarak bulunmaktadır (Peia, ve diğ., 2018)

Sedimanlar, PBDE'lerin hidrofobikliği ve tortuların güçlü yapışması ve yeniden süspansiyonu nedeniyle su sisteminde hem önemli bir havuz, hem de önemli bir PBDE kaynağıdır. Bu nedenle, PBDE'lerin neden olduğu su kirliliği ile ilgili çalışmalar, çoğunlukla sedimanlar üzerinde yoğunlaşmıştır. Bu nedenle, haliçlerdeki ve koylardaki sedimanlar, PBDE'lerin ana sahalarıdır ve bu, sedimanlardaki

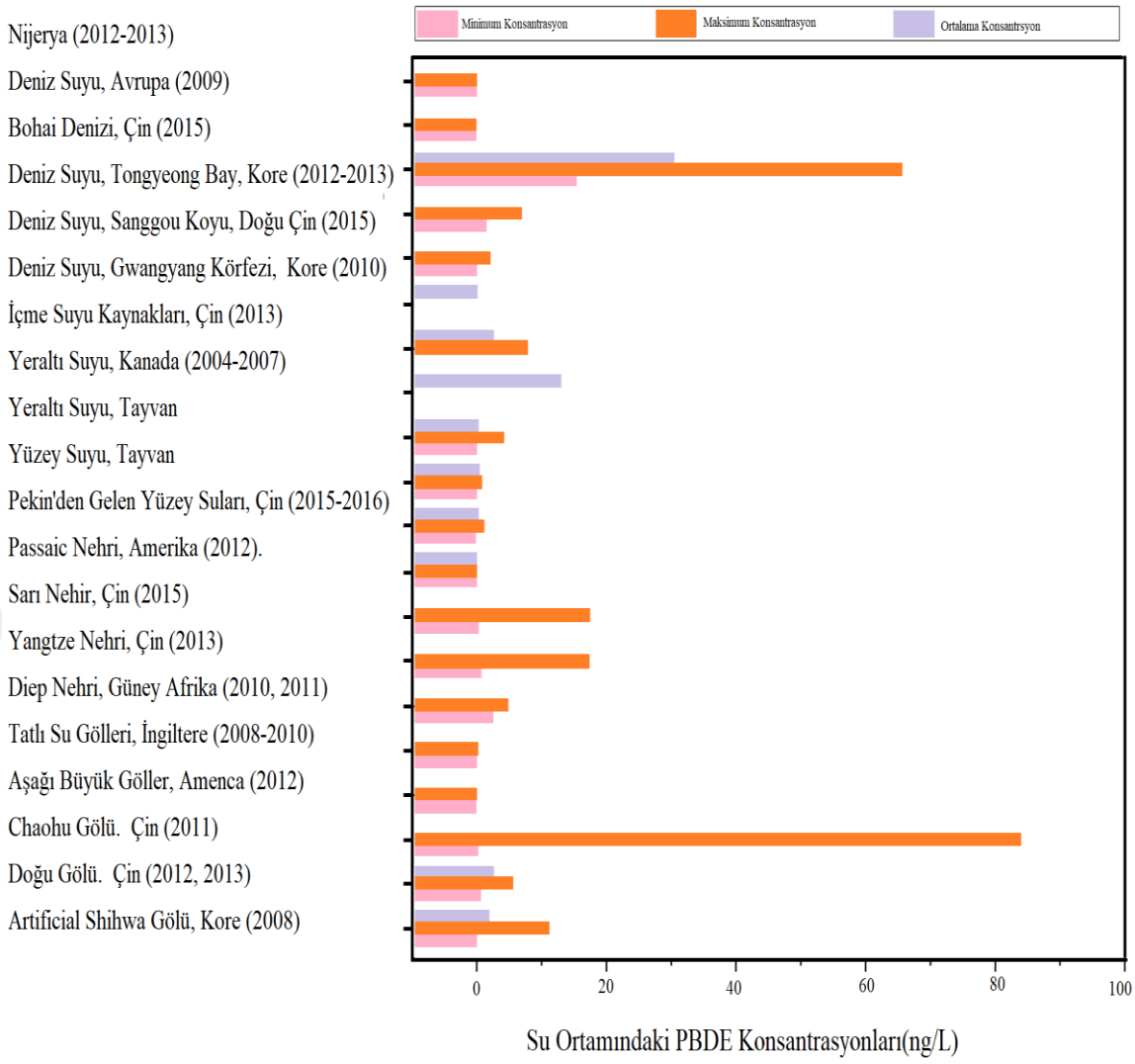
PBDE'ler için bildirilen yüksek konsantrasyonların nedenlerinden biridir. Toprağa benzer şekilde, sedimanlar çok hareketli değildir, bu da PBDE seviyelerinin bir bölgeden diğerine büyük ölçüde değiştiği anlamına gelmektedir. En yüksek PBDE konsantrasyonları elektronik atıkların söküm alanlarında gözlenmektedir.

Birçok araştırma gösterniştir ki; e-atık geri dönüşüm alanlarında tortularda yüksek PBDE konsantrasyonları gözlemlenmiştir. Tatlı su sedimentlerinle ilgili diğer çalışmalar esas olarak Sarı, İnci, Yangtze, Haihe, Songhua Nehirleri ile Taihu, Chaohu ve Hanfeng Gölleri gibi büyük nehirlerde yapılmıştır. Deniz sedimentlerinde yapılan çalışmalar, Çin'in güneydoğu kıyılarında nispeten daha fazla çalışma olmasına rağmen, Güney Çin Denizi, Doğu Çin Denizi, Sarı Deniz, Bohai Denizi ve Laizhou Körfezi'ni kapsamaktadır. Deniz ortamındaki sedimentlerde yapılan araştırmalar; PBDE seviyeleri genel olarak beklenenden düşük çıkmıştır. Örneğin, Doğu Çin Denizi kıyısındaki sedimanlardaki PBDE konsantrasyonları 8 ng/g olarak bulunmuştur. Kuzey Çin'deki Sarı Deniz'in aynı bölgeleri ve dört koyundan (Taozi, Dalian, Sishili ve Jiaozhou Körfezi) benzer sonuçlar da rapor edildi. Güney Çin Denizi bölgesindeki tortulardaki PBDE konsantrasyonları, e-demontaj endüstrisinin ve diğer endüstriyel üretimin etkisi nedeniyle nispeten yüksekti. PBDE'nin e-atık kirliliği veya bromlu alev geciktirici üretim tesisleri ve işletmeleri gibi nokta kaynaklar tarafından girildiği alanlarda genellikle son derece yüksek PBDE konsantrasyonları gözlemlenmiştir. Küresel olarak, Avrupa'daki sedimentler PBDE'ler bakımından nispeten yüksek olarak tespit edilmiştir ve Kuzey Amerika sedimentleri nispeten düşük konsantrasyonlarda bulunmuştur.

Birçok PBDE türü, hidrofobik özelliklerinden dolayı sedimentlerde birikmektedir. Farklı göl ve nehirlerde PBDE seviyeleri, hızlı endüstriyel gelişme hızları ve Guangdong, Jiangsu ve Zhejiang gibi yüksek ekonomik seviyelerle güneydoğu bölgelerinde nispeten daha yüksek olarak bulunmuştur. Buna karşılık, Sichuan ve Yunnan gibi batı bölgelerinde ve Anhui ve Jilin gibi kuzey bölgelerinde tespit edilen konsantrasyonlar iki veya üç kat daha düşük olarak bulunmuştur.

3.3 Su Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti

PBDE'lerin sudaki çözünürlüğü, yüksek hidrofobiklikleri nedeniyle çok düşüktür. Yüzeysel sularda birçok çalışma yapılmıştır, ancak endüstriyel bölgeler ve deniz sularından yapılan çalışmalar çok azdır. Toprak ve havanın aksine, endüstriyel alanlar ve atıksularda PBDE konsantrasyonları düşüktür, bunda PBDE'lerin suda çözünürlüklerinin az olması ve su ortamından uzaklaşma eğiliminde olmasının etkisi büyüktür. Yapılan araştırmalarda PBDE'ler kar ve yağmur suyunda da tespit edilmiştir. Kardaki PBDE konsantrasyonu ilk olarak Alp bölgelerindeki bir ocakta araştırılmıştır (Kirchgeorg ve diğ., 2013). Hava ortamında sürekli taşınım halinde olan PBDE'ler bu şekilde noktasal kaynaktan uzak yerlere ulaşabilmektedir. Sonuçlar, BDE-47, BDE-99 ve BDE-100'ün, bu bölgede en sık saptanan PBDE türleri olduğunu ortaya koymuştur (Arellano ve diğ., 2011; Möller ve diğ., 2011). Sudaki PBDE çalışmaları göller, nehirler, atık su, yer altı ve yer üstü suları gibi çeşitli su ortamlarında yapılmıştır. Nehir sularındaki PBDE konsantrasyon seviyelerinin, girdi kaynağındaki seviyelerle yakından ilişkili olduğu bildirilmiştir. Örneğin, Çin'deki Yangtze Nehri'nin yüzey sularındaki PBDE kaynağının penta-BDE' üretim tesisisi girdisinden kaynaklanmakla birlikte diğer endüstrilerden yapılan deşarjların katkısınında olduğu düşünülmektedir (Ge ve diğ., 2014). Güney Afrika Diep Nehri'nde tespit edilen PBDE'lerin kaynağıysa atıksu arıtma tesisi deşarjı olduğu tespit edilmiştir (Daso ve diğ., 2013), Çin'in Chaohu Gölü'ndeki PBDE konsantrasyonları şehir merkezlerindeki insan faaliyetleri ile güçlü bir şekilde ilişkilidir (Liu ve diğ., 2018; Wang ve diğ., 2013). Aynı şekilde, Pakistan'ın Chenab Nehri'nde 14 farklı PBDE türü üstünde yapılan çalışma da değerler 0.491 ve 17 ng/g arasında değişmektedir. PBDE'lerin konsantrasyonları yeraltı sularında, yüzey sulara kıyasla daha yüksektir (Levison ve diğ., 2012). Yapılan araştırmalar, Avrupa ve Kuzey Amerika'da yer alan nehirler ve göllerdeki PBDE konsantrasyonları, diğer kıtalarda yapılan araştırmalara kıyasla daha düşük bulunmuştur. Bunda PBDE'lerin sulardan uzaklaşma eğiliminde olması gösterilebilir. İngiltere'de dokuz farklı gölde yapılan örneklemelerde PBDE konsantrasyonları 9,2 ve 171,5 pg/L arasında bulunmuştur (Yang ve diğerleri 2014). İnsanlar için yüksek toksisiteye sahip PBDE'ler içme suyu kaynaklarında sürekli kontrol edilmelidir (Şelik 2.2)(Wu ve diğ., 2019). PBDE'lerin kirlilik seviyesi Kanada'daki yüzey suyu kütlelerine göre yeraltı suyunda daha yüksektir.



Şekil 3.4 : Farklı bölgelerden alınan su numunelerindeki PBDE konsantrasyonları (Wu ve diğ., 2019).

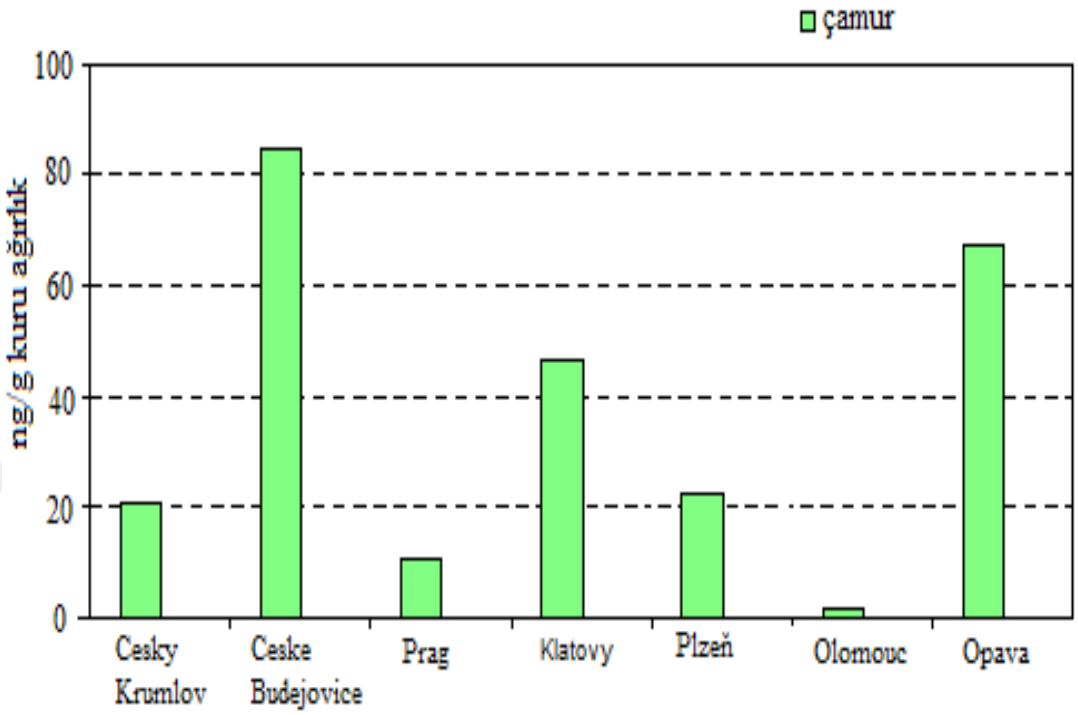
Bunda ise PBDE'lerin hidrofobik özelliğinden kaynaklı olarak yüzey sularında rahatça uzaklaşabilirken yer altı sularında bu durumun gerçekleşememesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Tayvan'da, yeraltı suyu ve yüzey suyundaki PBDE konsantrasyon seviyeleri sırasıyla 18.51-4212 ng / L ve 30.24-1021 ng / L olarak bulunmuştur. Bu değerler diğer dünya ülkeleriyle kıyaslandığı zaman yüksek konsantrasyonlar olarak değerlendirilebilirken, Çin'de yapılan diğer araştırmalara kıyasla düşük olarak bile değerlendirilebilmektedir. Ortalama PBDE konsantrasyonunun 2,59 ng / L olduğu Güney Çin genelindeki dokuz su kaynağında PBDE türleri tespit edilmiştir Mevcut standartlar, Çin'deki dokuz su kaynağındaki su kalitesinin mükemmel olduğunu belirtmektedir. Bununla birlikte, içme suyu kaynaklarındaki herhangi bir potansiyel PBDE kontaminasyonu sürekli olarak ele alınması gerektiği sonucu karşımıza çıkmaktadır. Deniz suyunda tatlı suya göre

nispeten daha düşük PBDE konsantrasyonları tespit edilmiştir. Kuzey Kutbu yüzey suyundan uzak deniz ortamlarındaki PBDE seviyeleri oldukça düşük bulunmuştur. Bu da PBDE'lerin diğer ortamlara kıyasla, su ortamlarında daha az yayılım gösterdiğinin ispatı niteliği taşımaktadır.

Çizelge 3.1 : Ülkelerin farklı numune türlerinde (ng/L) ölçülen PBDE konsantrasyonları.

Ülke	**Numune Tipi**	**∑PBDE(ng/L)**	**Referanslar**
Şangay, Çin	Atık Su	1.7-4.6	(Xiang ve diğ. 2013)
Kore	Yapay Göl	0.16–11	(Moon ve diğ. 2012)
Anhui Eyaleti, Çin	Chaohu Gölü	0.31–84	(Wang ve diğ., 2013)
Hubei Eyaleti, Çin	Doğu Gölü	0.67–5.5	(Ge ve diğ., 2014)
Amerika	Aşağı Büyük Göller	0.0006–0.018	(Mcdonough ve diğ., 2016)
İngiltere	Tatlı Su Gölleri	0.0092–0.17	(Yang ve diğ., 2014)
Güney Afrika	Diep Nehri	2.6–4.8	(Daso ve diğ., 2013)
Çin	Yangtze Nehri	0.8–17.6	(Ge ve diğ., 2014)
Çin	Sarı Nehir	0.49–17	(Pei ve diğ., 2018)
Pekin, Çin	Nehir	0.024–1.3	(Shao ve diğ., 2018)
Amerika	Passaic Nehri	0.0055–0.051	(Khairy, Lohmann 2017)
Tayvan	Yüzey Suyu	0.030–1.0	(Trinh ve diğ. 2019)
Tayvan	Yer altı Suyu	0.0099–4.2	(Trinh ve diğ., 2019)
Kanada	Yer altı Suyu	13	(Levison ve diğ., 2012)
Çin	İçme Suyu Kaynakları	2.6	(Yang ve diğ., 2015)
Kore	Deniz Suyu	0.18	(Kim ve diğ., 2012)
Çin	Deniz suyu	15-66	(Wang ve diğ.,2017)
Tongyeong Körfezi, Kore	Deniz Suyu	1.6–6.9	(Lee ve diğ., 2018)
Avrupa	**Deniz Suyu**	**0.000030–0.00064**	**(Möller ve diğ., 2011)**

Farklı su numune tipleri üzerinde yapılan çalışmalar tabloda… gösterilmektedir. Şangay'ın atıksu numunelerindeki toplam PBDE konsantrasyonları 1,7-4,6 ng/L arasında bulunmuştur. Arıtma tesislerinin PBDE arıtımı konusunda yetersiz kalması ve endüstri bölgelerinden yapılan deşarjlar bu değeri açıklamaya yetmektedir. Kore'de yapılan diğer bir çalışma da ise yapay gölden numuneler alınmıştır ve konsantrasyonlar 0,16-0,11 ng/L arasında değişmektedir. Amerika'nın Aşağı Büyük Göller olarak isimlendirilen göllerinden alınan numunelerde değerler oldukça düşük çıkmıştır. Bu değerlerin bu denli düşük çıkmasında bu bölgeleerin koruma altında olması ve yapılacak her türlü deşarja karşı koruma altında olmasından kaynaklanmaktadır. Bu denli korunmasına karşın, PBDE konsantrasyonlarının tespit edilmesinde atmosferik taşınım sebep olmaktadır. Güney Afirika'nın Diep Nehrinde yapılıp 2013 yılında yayınlanan çalışma da değerler aynı türdeki diğer örneklere kıyasla yüksek çıkmıştır. Bu nehrin deşarjlara karşı hiçbir koruma alınmaması, nehirdeki toplam PBDE konsantrasyonlarının açıklamaktadır. Tayvan'da hem yer altı, hem de yer üstü sularında yapılan çalışmada değerler yüzey suları için 0,030-1 ng/L çıkarken, yer altı sularında bu değerler 0,0099-4,2 ng/L arasında değişmektedir. Daha önceki araştırmalarda da görüldüğü üzere yer altı sularında PBDE konsantrasyonları yüksek çıkmaktadır. Bu da sebep olarakta PBDE'lerin yüzey sularından hidrofobik yapıları sebebiyle uzaklaşmaya yatkın olmasına karşın, yer altı sularında bu imkanı bulamamaktadır. Çin içme sularında 2015 yılında yapılan çalışma da toplam PBDE konsantrasyonları 2,6 ng/L olarak bulunmuştur. Bu değer Çin'in her ortamda toplam PBDE konsantrasyonları sıralamasında ilk sırada yer alması, PBDE üretiminin uzun yıllar devam etmesi ve son yıllardaki hızlı endüstrileşme sürecinden dolayı beklenen bir sonuçtur. Kore'de 2012 yılında deniz suyu numuneleri üzerinde yapılan çalışmalarda toplam PBDE konsantrasyonları 0,18 ng/L olarak bulunmuştur. Son olarak Avrupa kıtasında açık deniz suyu numunelerinde toplam PBDE konsantrasyonları 0,000030-0,00064 ng/L olarak bulunmuştur.



Şekil 3.5 :Çek, Vltava Nehri'nden alınan çamur numunelerindeki PBDE konsantrasyonları.

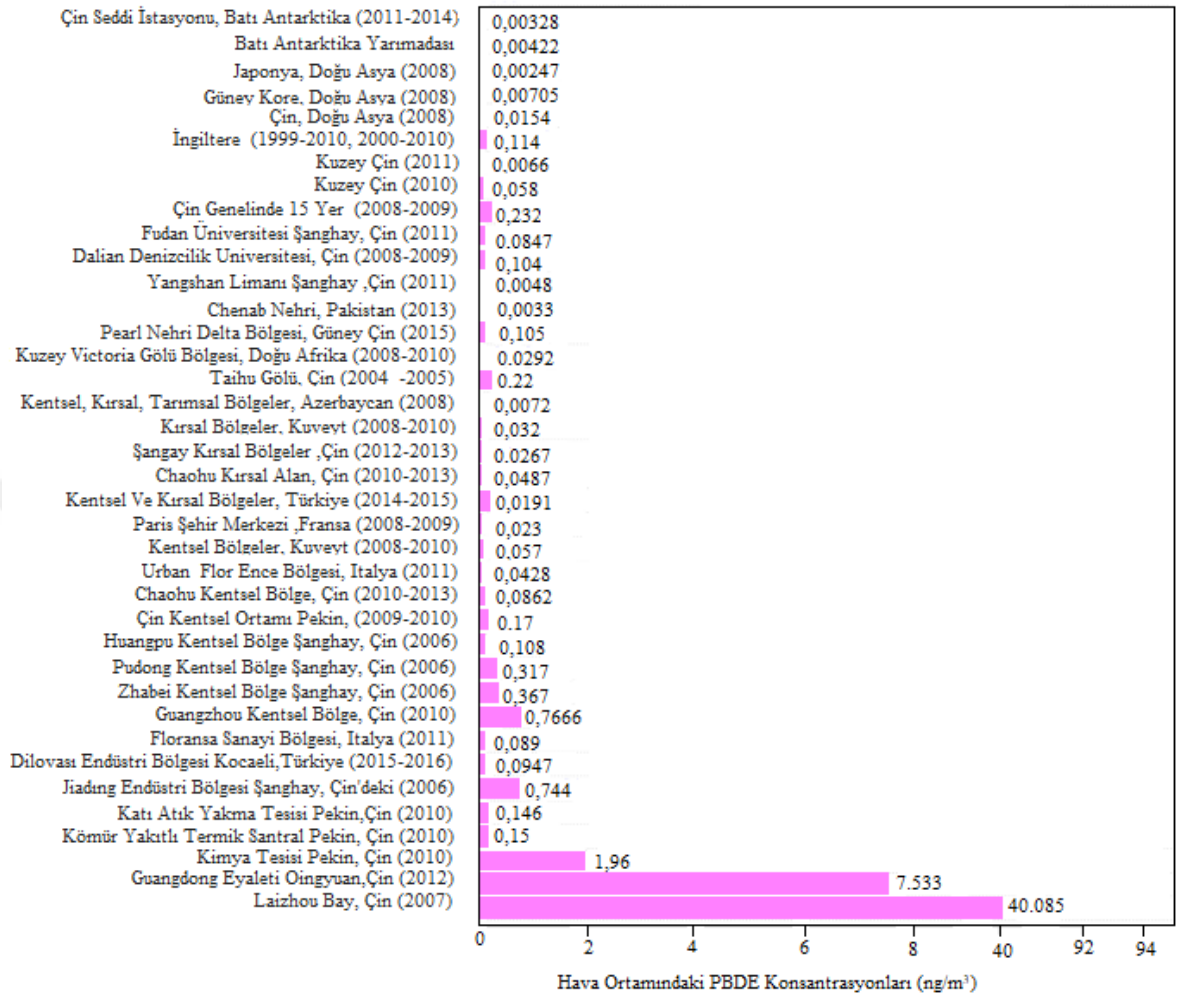
Çek, Vltava Nehri Prag'da başlamaktadır ardından Elbe Nehri'ne boşalmaktadır. Uzunluğu 430 kilometredir. Vltava Nehri'ndeki çamur numuneleri üzerinde yapılan başka bir çalışma da kirlilik kritik seviyelerdedir. Buna sebep olarak yakın zamana kadar fabrikaların Vltava Nehrine yaptığı deşarjlar ve hali hazırda işletimde olan Atıksu Arıtma Tesislerinin gerekli seyreltmeyi yapmadan atık sularını nehre deşarj etmelerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca yaşanan taşkınlar sonucunda sık sık yağmur sularıyla atıksular karışmaktadır (Prazské vodarny 2010). 2002 yılında Prag'ta Vltava Nehri'nde gerçekleşen taşkın sonucu 17 kişinin öldüğü bilinmektedir.

PBDE'lerin suda çözünürlüğü, yüksek hidrofobiliteleri nedeniyle çok düşüktür. Yüzey sularında yapılan bir çok çalışma bulunmaktadır, ancak sanayi bölgelerinde yapılan çalışmalar çok az çalışma bulunmaktadır, aynı şekilde deniz sularında yapılan çalışmalar da oldukça düşüktür. Toprak ve havadan farklı olarak, endüstriyel alanlardan veya atık sudan gelen sudaki PBDE konsantrasyonları, endüstriyel olmayan bölgelere göre az miktarda yüksek bulunmuştur.

3.4 Hava Ortamındaki PBDE Mevcudiyeti

Atmosfer PBDE'lerin dönüştürülmesinde ve dağıtılmasında hayati bir rol oynayan önemli bir çevresel ortamıdır. Atmosferde PBDE kirliliğinin araştırılması sadece PBDE'lerin göç mekanizmalarını ve uzun mesafeli taşıma kapasitesini anlamak için değil, aynı zamanda insan sağlığı açısından da büyük önem taşımaktadır. İnsanlar zamanlarının % 90'ını iç mekanlarda geçirdikleri için iç mekan havası kimyasal maruziyetin en önemli kaynağıdır. İnsanların ev tozuyla maruziyeti çoğunlukla elektrikli cihazların ve mobilyaların aşınması ardından yapısında bulunan PBDE'lerin serbest kalmasıyla gerçekleşir. Bu nedenle evlerin ve ofislerin iç mekan hava kalitesinin insan sağlığı üzerinde çok büyük etkileri vardır (Han ve diğ., 2016). Yapı malzemeleri satan marketler, elektronik mağazalar, kütüphaneler, alışveriş merkezleri, evler, ofisler ve atölyeler dahil olmak üzere halka açık yerlerin iç mekan havasında yüksek PBDE seviyeleri tespit edilmiştir (Guo ve diğ., 2015; Jin ve diğ., 2019). Son birkaç yılda, dünya çapında dış ortam havasında PBDE konsantrasyonları yaygın olarak rapor edilmiştir (Şekil 3.4). PBDE'lerin üretimi ve kullanımı atmosfere salınmasıyla neden olmaktadır bu da tüm ortamlarda PBDE konsantrasyonlarının artmasıyla sonuçlanmaktadır (Zhao ve diğ., 2013). PBDE konsantrasyonları, Laizhou Körfezi'ndeki kontrolsüz e-atık geri dönüşüm faaliyetleri PBDE üretim alanındaki gaz ve partikül fazlarında yüksekliğin sebebi olarak gösterilmektedir. Büyük miktarlarda PBDE'nin serbest bırakılmasına neden olan bu tesis yüksek konsantrasyonu açıklamaktadır (Jiang ve diğ., 2019). Toplam PBDE konsantrasyonları 40085 ng/m^3'lere kadar ulaşmaktadır. Bu da yaşam kalitesi düşürmekle beraber canlı yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Güney Çin'deki Qingyuan ve Guiyu'daki kontrolsüz e-atık işleme tesisinde, e-atık ham söküm ve açık yakma işlemleri yapılmaktadır. Bu şekilde yüksek konsantrasyonlardaki PBDE'ler çevreye salınmıştır (Chen ve diğ., 2011; Luo ve diğ., 2014). Gangdong eyaleti yüksek nüfusa sahip bir bölge olmasına ve gelişmiş bir sanayiye sahip olması, hava numunelerindeki toplam PBDE konsantrasyonlarının 7533 ng/m^3 çıkmasını açıklamaktadır. Son otuz yılda Çin, hızlı bir sanayileşme ve kentleşme sürecinden

geçmiştir. Endüstriyel ürünlerde sık kullanılan PBDE'lerde bu süreçte aktif olarak rol almış ve ülkede kirliliklere yol açmıştır (Sun ve diğ., 2013).



Şekil 3.6 : Farklı bölgelerden alınan hava numunelerindeki PBDE konsantrasyonları (Wu ve diğ., 2019).

Tayvan'da, ağır çelik sanayisinden alınan hava numunelerinde PBDE konsantrasyonlar kentsel alanlardakinin 4,7 ve 2,7 katı olarak tespit edilmiştir (Wang ve diğ., 2011). Türkiye Dilovasında nispeten yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesinin, o bölgede yer alan demir çelik sanayisi ve örneklemenin tamamının yaz döneminde - bu dönemdeki buharlaşmadaki artış - gerçekleşmesinin etkisinin olduğu düşünülmektedir (Cetin ve diğ., 2019).

PBDE hava kirliliği üzerine çalışmalar, büyük miktarlarda elektronik, plastik, mobilya ve tekstil üreticilerinin ve e-atık geri dönüşüm sahalarının bulunduğu Çin'in doğu ve güney kıyı bölgelerine odaklanmıştır. PBDE'lerin imalatı, PBDE'lerin atmosfere salınmasıyla sonuçlanır, bu nedenle kaçınılmaz olarak çeşitli çevresel

matrislerde PBDE'lerin sürekli artışına yol açar. Laizhou Körfezi'ndeki PBDE üretim alanındaki gaz ve partikül fazlarında Σ11PBDE konsantrasyonları 0,017-1,17 ve 0,5-161,1 pg/m^3'tür. Resmi olmayan ve yerine getirilmesi gereken kurallara uymayan e-atık geri dönüşüm faaliyetleri, büyük miktarlarda PBDE salınımına neden olmaktadır. Güney Çin'deki Qingyuan ve Guiyu'daki e-atık işleme tesislerinde, PBDE'ler e-atıkların standartlara uygun olmayarak sökülmesi ve bu söküm sırasında hiçbir önlem alınmaması nedeniyle doğaya salınmıştır. Yakın zamanda yapılan bir çalışma, modern Çin e-atık sökme atölyelerindeki atmosferik PBDE konsantrasyonlarının 580-2890 pg/m^3 olduğunu göstermiştir. Geçtiğimiz otuz yılda Çin, ticari PBDE karışımları içeren endüstriyel ürünlerin büyük tüketimi göz önüne alındığında kaçınılmaz olarak PBDE kontaminasyonuna yol açan hızlı bir sanayileşme ve şehirleşme sürecinden geçmiştir. Örneğin, bir katı atık yakma tesisinde, bir kimya tesisinde ve kömürle çalışan bir termik santralde havadaki PBDE konsantrasyonları sırasıyla 60.5-216, 71.8- 7.500 ve 34.4-454 pg / m^3 olarak tespit edilmiştir. Güney Tayvan'daki atmosferik PBDE konsantrasyonları. Pekin, Şanghay ve Guangzhou gibi büyük şehirlerdeki kentsel alanlar, PBDE hava kirliliği açısından kapsamlı bir şekilde araştırılmıştır. Güneybatı Çin'deki atmosferdeki PBDE konsantrasyonlarının yanı sıra Taihu Gölü, Tibet Platosu, Yangtze Nehri Deltası ve İnci Nehri Deltası bölgesi gibi çeşitli arka plan alanları da araştırıldı. Çin'e ek olarak, atmosferde PBDE'lerin oluşumu dünya çapında diğer ülkelerde yaygın olarak rapor edilmiştir. Genel olarak, PBDE konsantrasyonları Asya ülkelerinde Avrupa ülkelerine ve uzak bölgelere göre çok daha yüksek olarak bulummuştur. Dört Hint şehrinde, Yeni Delhi, Kalküta, Mumbai ve Chennai'de yüksek seviyelerde atmosferik PBDE'ler tespit edilmiştir; ortalama Σ8PBDE konsantrasyonları sırasıyla 198, 135, 264 ve 144 pg / m^3'tür, Türkiye atmosferindeki ortalama Σ14PBDE konsantrasyonu ortalama, 191 ± 329 pg / m^3 olarak bulunmuştur. Çin seddi istasyonu, Batı Antartika'da 2011 ve 2014 yılları arasında yapılan çalışma da bu zamana kadar yapılan çalışmalar arasında en düşük konsantrasyona sahiptirler. Ancak bu bölgede insan yaşamı olmaması bilinmesine karşın ölçülen PBDE varlığı bu maddelerin sürekli taşınım halinde olmasının ispatı niteliğindedir.

Atmosferdeki PBDE kirliliğinin incelenmesi, yalnızca PBDE'lerin göç mekanizmalarını ve uzun mesafeli taşıma kapasitesi araştırmalı ve aynı zamanda PBDE'leri hava yoluyla insan maruziyeti araştırılması gerektiğinden önemli bir

hususdur. Birçok çalışma, yüksek bromlu PBDE'lerin, özellikle de deka-BDE'nin (BDE209) esas olarak yüksek partikül seviyelerinde var olduğunu, düşük bromlu türdeşlerin ise gaz fazında baskın olduğunu göstermiştir. Bununla birlikte, hem partikül hem de gaz fazlarında tetra ila hepta-BDE'ler gözlenmiştir. Yapılan çalışmalar, yazın gaz fazındaki düşük bromlu PBDE konsantrasyonlarının kışın ölçülen PBDE konsantrasyonlarından daha yüksek olduğunu göstermiştir. Bu durum da, sıcaklığın dış ortam havasındaki PBDE'ler üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğunu göstermektedir. Genel olarak, PBDE konsantrasyonları yüksek nüfus yoğunluğu ve daha yüksek sıcaklıkların olduğu alanlarda daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, kentsel alanlardaki toplam PBDE konsantrasyonları, kırsal yerleşim ve tarla alanlarına göre birkaç kat daha yüksek olarak bulunmuştur. Şu anda, atmosferik çalışmaların kapsamı, elektronik atıkların sökülmesi ve endüstriyel alanların yanı sıra yakındaki bölgelerden endüstriyel olmayan kasabalara ve hatta uzak kırsal alanlara kadar genişletilmiştir. Genel olarak, e-atık geri dönüşüm alanlarında yapılan birçok araştırma toplam PBDE konsantrasyonları, dünya çapındaki diğer bölgelerle kıyaslanığında yüksek konsantrasyolarda bulunmuştur.

3.5 PBDE'lerin Atıksu Arıtma Tesislerindeki Mevcudiyeti

Endüstriyel, evsel ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş sular, çöp sahalarından gelen sızıntı suları ve yağışlar sonucunda oluşan atık sular yitirdikleri fiziksel, kimyasal ve bakteriyolojik özelliklerini kazanmaları için Atıksu Arıtma Tesislerinde (AAT) toplanır ve arıtılırlar (Shi ve diğ., 2012). Bu tesislerde besi maddeleri ve biyolojik bozunabilir organik maddeler dâhil olmak üzere birçok kirletici uzaklaştırılabilmektedir (Palm ve diğ., 2002). PBDE'ler atıksuarıtma tesislerine üretim alanlarından, sızıntı sularından, endüstriyel ve evsel atık sulardan deşarj yoluyla ulaşmaktadır (Vogelsang ve diğ., 2006). Bu tesisler, kalıcı organik kirleticilerin (KOK'lar) arıtımına uygun olarak tasarlanmadığı için düşük arıtım verimliliklerine sahiptirler. Bu yüzden arıtım sonucunda deşarj edilen sular kalıcı organik kirleticiler konusunda potansiyel bir noktasal kaynaktır (Clarke ve diğ., 2011). PBDE'ler yüksek hidrofobik yapıları nedeniyle, atık su arıtımı sırasında tercihen katı maddelere tutulma eğilimindedir (Song ve diğ., 2006). Yapılan çalışmalar, PBDE'lerin arıtma çamurunda atık suya kıyasla daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu tespit edilmiştir (Cincinelli ve diğ., 2012; Kim ve diğ., 2013). Arıtma çamurlarının bir kısmı tarımsal topraklarda verimliliği arttırmak için kullanılmaktadır. Bu şekilde toprağa ulaşan PBDE'ler yıllarca toprakta kalabilmektedir (Vrkoslavová ve diğ., 2010). Toprak vasıtasıyla bitkiler ve hayvanlara ulaşan bu kirleticilerin besin zincirinde birikme potansiyeline sahip olduğu çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir (Stiborova ve diğ., 2015). Yapılan çalışmalar, AAT'lerde PBDE konsantrasyonlarının nüfus ve mevsimsel değişimlerden güçlü bir şekilde etkilendiğini gösterilmiştir (Clarke ve diğ., 2010; Gevao ve diğ., 2008).

Çizelge 3.2 :Ülkelerin atıksu arıtma tesislerinde çamur (ng/g kuru ağırlık) ve atıksu (ng/L) numunelerinde ölçülen PBDE konsantrasyonları.

Ülke	Numune Tipi	∑PBDE	Referans
Avustralya	Çamur	336	(Clarke ve diğ., 2010)
Avustralya	Atıksu	70	(Clarke ve diğ., 2010)
Kanada	Çamur	1626–2698	(Song ve diğ., 2006)
Kanada	Atıksu	36–265	(Song ve diğ., 2006)
Kanada	Çamur	415–5967	(Kim ve diğ., 2013)
Kanada	Atıksu	3-270	(Kim ve diğ., 2013)
Kanada	Çamur	946	(Gorgy ve diğ., 2010)
ABD	Atıksu	4280	(Anderson ve diğ., 2006)
ABD	Çamur	3381	(North, 2004)
ABD	Çamur	1496	(Andrade ve diğ., 2010)
Çin	Çamur	0,43–55	(Ran ve diğ., 2013)
Çin	Çamur	6,20-57,0	(Wang ve diğ., 2007)
Çin	Çamur	8,50–96,2	(Peng ve diğ., 2009)
Çin	Atıksu	0,267–32,9	(Peng ve diğ., 2009)
Çin	Atıksu	1,68–4,64	(Xiang ve diğ., 2013)
Kore	Çamur	3240	(Lee ve diğ., 2014)
Kore	Çamur	298-48.000	(Lee ve diğ., 2014)
Hong Kong	Çamur	9–307	(Deng ve diğ., 2015)
Hong Kong	Atıksu	1–254	(Deng ve diğ., 2015)
Almanya	Çamur	12,5–286	(Knoth ve diğ., 2007)
İspanya	Çamur	5,3–177,3	(Fabrellas ve diğ., 2004)
İspanya	Çamur	491	(De la Torre ve diğ., 2011)
İşviçre	Çamur	416	(Kupper ve diğ., 2008)
İsveç	Çamur	ND–450	(Oberg ve diğ., 2002)
İsveç	Çamur	130	(Law ve diğ., 2006)
İtalya	Çamur	2763	(Cincinelli ve diğ., 2012)
Danimarka	Çamur	216	(Christensen ve diğ., 2003)
Türkiye	Çamur	0,8–28,0	(Demirtepe & Imamoglu, 2019)
Kuveyt	Çamur	191	(Gevao ve diğ., 2011)
Kuveyt	Çamur	66.900	(Gevao ve diğ., 2011)
GüneyAfrika	Çamur	41,8–558	(Daso ve diğ., 2012)
Güney Afrika	Atıksu	59,5–9630	(Daso ve diğ., 2012)

Avustralya Perth'deki %5 endüstriyel kaynaklı, %95 evsel kaynaklı günlük yaklaşık 60×10^6 L suyu arıtan atıksu arıtma Tesisinde 29 gün boyunca çeşitli arıtma aşamalarında 4 atık su numunesi ve 3 çamur numunesinde çevreye salınan PBDE miktarı ölçülmüştür. Kimyasal olarak stabilize edilmiş kanalizasyon çamurundaki ∑PBDE'lerin ortalama konsantrasyonu 336 ng/g kuru ağırlıktır. Tüm Avustralya kanalizasyon çamuru bu konsantrasyonlarda kirlenmişse yılda en az 110 kg PBDE arıtma çamuruyla birlikte atılmaktadır. Okyanus deşarjı ve tarla sulama yoluyla ise

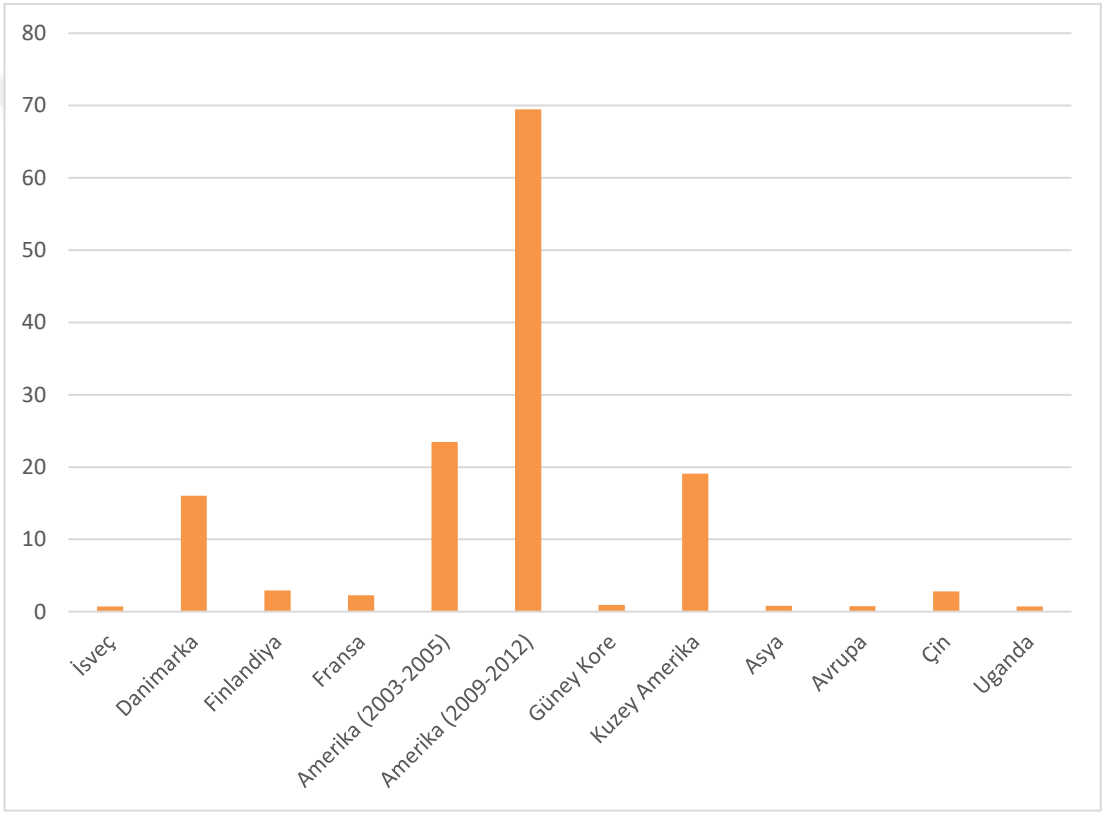
yılda 10 g'dan daha az bir miktar PBDE'nin çevreye salındığı tahmin edilmiştir. Bu kirlilik seviyesinin insanlar veya çevre için risk oluşturmadığı ifade edilmiştir (Clarke ve diğ., 2010). PBDE üretiminin durdulması ve kullanımından kaçınılmasında bu değeri her geçen yıl düşüreceği düşünülmektedir. Kanada'nın farklı coğrafi bölgelerinden, nüfusunun %15'ini temsil eden 20 AAT üzerinde yapılan diğer bir çalışmada, yaz ve kış mevsimlerinde numuneler alınmıştır. Alınan numunelerde daha yüksek konsantrasyonlar yaz aylarında görülmüştür. Bunda yaz mevsiminde buharlaşmanın fazla olması ve atıksu da yoğunluğun artması sebep olarak gösterilir. Ayrıca sızıntı suyu arıtımı ve endüstriyel atıksu arıtımı yapılan tesislerde, evsel atıksu arıtımı yapılanlara kıyasla daha yüksek değerler elde edildiği ifade edilmiştir. Elektronik cihazların üretim tesisleri ve diğer endüstriyel ürünlerde kullanılan alev geciktiricilerin etkisi yadsınamaz bir gerçektir. Nihai atık sulardaki konsantrasyon 3 ila 270 ng/L (ortalama 12 ng/L) arasında değişmektedir. Nihai atık sudaki toplam PBDE konsantrasyonunun %79'unu BDE-209'lerin oluşturduğu tespit edilmiştir (Kim ve diğ., 2013). Amerika PBDE'ler için yasak getirme konusunda diğer ülkere kıyasla geç kalmıştır. Aynı zamanda PBDE üretimine yakın zamana kadar devam etmiştir. PBDE konsantrasyonlarını diğer ülkere kıyasla yüksek çıkmasının sebebi bu şekilde açıklanabilmektedir (North, 2004). Ancak yüksek endüstrileşme ve üretim, aynı zamanda elektronik cihazların ve diğer PBDE içeren ürünlerin kullanımları da bu konsantrasyonları etkilemektedir. Çin'in Guangdong Eyaleti'ndeki 17 farklı atıksu arıtma tesisinden toplanan çamur örneklerinde ölçümler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şanghay'da bildirilene benzer şekilde, Çin'in diğer bölgelerinde araştırılanlardan daha yüksek ve ABD'de bildirilenlerden daha düşük olarak bulunmuştur (Ran ve diğ., 2013). Yine Çin'de 2013 yılında yapılan başka bir çalışma da geleneksel bir atıksu arıtma tesisinde 19 PBDE türünün konsantrasyonları araştırılmıştır. Atıksu da toplam PBDE seviyesi 1,68 ile 4,64 ng/L arasında değişmekte olup, ilk sırada oranı BDE209 gelmektedir, ardından pentaBDE ve oktaBDE bu sırayı takip etmektedir. AAT'ye giren toplam PBDE'lerin % 60'ından fazlası susuzlaştırılmış çamurda birikmiştir ve bu da Şangay'daki kanalizasyon çamuru yoluyla 43,8 kg/yıl PBDE salınmasına neden olmuştur (Xiang ve diğ., 2013). Kore'deki üç tip atıksu arıtma tesisinden toplanan çamur numunelerinde ölçümler yapılmıştır. Çamurdaki toplam PBDE konsantrasyonları (ΣPBDE) 298 ila 48.000 ng/g kuru ağırlık arasında değişmektedir. Belirlenen PBDE konsantrasyonları diğer ülkelerde bildirilenden daha yüksek bulunmuştur. Bulunan en yüksek ΣPBDE

konsantrasyonunun sebebi olarak endüstriyel faaliyetler sonucunda kirlenmiş sular olduğu tespit edilmiştir (Lee ve diğ., 2014). Muhtemel olarak bu araştırmaların yaz mevsiminde yapıldığı ve atıksudaki konsantrasyonların bu yüzden yüksek olduğu öngörülmektedir. Hong Kong'ta ki dört atıksu arıtma tesisinde çamur numunelerinde yapılan ölçümler sonucu 9-307 ng/g kuru ağırlık konsantrasyonları bulunmuştur. Bu da AAT'lerin PBDE'leri etkili bir şekilde uzaklaştırılmak için tasarlanmadığı, PBDE'lerin % 52-80'inin hala atıkta kaldığı ve % 21-45'inin çamurda çökeldiğini göstermiştir. Atık su ve çamur da kalan PBDE'ler ortamda önemli kirlenme kaynakları olarak ifade edilmiştir (Deng ve diğ., 2015). Aynı zamanda arıtımın ardından kullanım alanlarında da noktasal PBDE kaynakları olarak karşımızı çıkmaktadır. Almanya yapılan çalışma da ise atıksu arıtma tesisine, otomobil endüstrisinden atıksu deşarjı yapılmaktadır. Otomobil endüstrisi bilinen bir KOK kullanıcısıdır. Alman polimer ve tekstil endüstrileri gönüllü olarak 1986 yılında PBDE kullanımını aşamalı olarak kaldırmış olsa da, yapılan araştırma da iki AAT'te BDE-209 konsantrasyonları yüksek çıkmıştır. Buna sebep olarak düzenli depolama sahalarındaki sızıntı suları ve endüstriyel deşarjlar gösterilmiştir (Knoth ve diğ., 2007). Konsantrasyonların yüksekliği diğer bir bakış açısı olarakta üretimin gerçekleşmemesi ancak PBDE içeren ürünlerin diğer ülkelerden ithal yoluyla girişi sebebiyle tüketim zincirinde yer almış olması sebep gösterilebilmektedir. İspanya'nın 32 farklı atıksu arıtma tesislerinden örnekler analiz edilmiştir. Çamur numunelerinde ∑PBDE konsatrasyonları 5,3–177,3 ng/g arasında bulunmuştur (Fabrellas ve diğ., 2004). Diğer bölgelerde olduğu gibi iki farklı mevsimde yapılan ölçümlerde, sıcak mevsimdeki konsantrasyonlar yüksek bulunmuştur. Haziran 2009 ile Mart 2010 arasında sekiz İtalyan atıksu arıtma tesisinden alınan çamur örneklerinde PBDE'ler incelenmiştir. Toplam PBDE konsantrasyonları 158,3 ila 9427 ng/g kuru ağırlık arasında değişirken, % 77-% 99,8'ini BDE-209 oluşturmaktadır (Cincinelli ve diğ., 2012). Danimarka'da yapılan çalışmada 216 ng/g kuru ağırlık ölçülmüştür, bu değer diğer Avrupa ükeleriyle karşılaştırıldığında yüksektir, ancak Amerika'da ölçülen değerlerin altındadır (Christensen ve diğ., 2003). Danimarka'da PBDE üretimi gerçekleşmemesi ve aynı zamanda tüketiminin yıllar öncesinde bırakılmasına karşın konsantrasyonların yüksek çıkması diğer ülkelerden alınan PBDE içeren ürünler olarak gösterilebilir. Türkiye'den ilk kez evsel ve endüstriyel AAT çamur örneklerindeki PBDE incelemiştir. Dört AAT'den toplanan, sekiz numunenin PBDE konsantrasyonları ölçülmüştür. Türkiye'de hiç PBDE üretilmemesine rağmen, dünya

genelinde kanalizasyon çamurundaki en yüksek PBDE konsantrasyonlara sahip olduğu tespit edilmiştir (Demirtepe & Imamoglu, 2019). Aynı zamanda bu çalışma Türkiye'deki eksikliği gün yüzüne çıkartmıştır. Konsantrasyonlar tahmin edilenden yüksek çıkmış olması çalışmanın önemini arttırmakla birlikte bu tür çalışmaların perspektifinin genişletilmesi gerekliliğini ortaya koymaktadır. Yalnızca atıksularda değil bu atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma suları ve çamurlarınında izlenmesi gerekmektedir. Altı aylık bir süre boyunca Kuveyt'teki üç atıksu arıtma tesisinden toplanan çamur örneklerinde ölçümler yapılmıştır. BDE209, ∑PBDE'lerin % 70 ila % 99'una tekabül etmektedir. Toplam konsantrasyonlara BDE 99 (% 6), BDE 47 (% 3,3), BDE 100 (% 1) olarak katkı sağlamışlardır. Muhtemelen sıcaklık etkileriyle bağlantılı olarak, Eylül ve Kasım ayları arasında daha düşük konsantrasyonlarla mevsimsel bir eğilim gözlemlenmiş, bunu Aralık numunelerinde ani artış ve ardından Ocak ve Şubat numunelerinde kademeli bir düşüş izlemiştir. Ayrıca verilerin bu denli yüksek çıkmasında elektronik atık dönüşüm tesislerinden elde edilen geri dönüştürülmüş topraklarda yapıldığı belirtilmiştir (Gevao ve diğ., 2011). Katar hızlı endüstrileşme atakları geçirmesi, aynı zamanda alım gücünün fazlalığı sebebiyle her geçen gün PBDE kullanılan ürünler tüketim zincirinin bir parçası haline gelmektedir. Bu da elde edilen PBDE konsantrastonlarının geçen yıllarla orantılı olarak artmasıyla sonuçlanmasına neden olacağı düşünülmektedir. Güney Afrika'da 18 tesisteki çamur örneklerinde yapılan çalışmada BDE209 türü en yüksek konsantrasyon olarak bulunmuştur (Çizelge 3.1) (Daso ve diğ., 2012). Güney Afrika'da 2012 yılında yapılan bu çalışma hem atıksu, hem de çamur numunelerinde yapılmıştır. Atıksu numunelerinden elde edilen sonuçlar toplam PBDE konsantrasyonları 59,5 – 9630 ng/g arasında değişmektedir. Bu da dünyada diğer araştırmalarla kıyaslandığında oldukça yüksektir. Arıtma tesislerinin verimliliğinin KOK arıtımı açısından olabildiğince düşük olduğunun ispatı niteliği taşımaktadır.

3.6 PBDE'lerin Anne Sütündeki Mevcudiyeti

PBDE'ler ortamlarda birikme eğilimindedir. Bu ortamlara canlı vücudu örnek olarak verilebilmektedir. Bu nedenle anne sütünde PBDE konsantrasyonlarının ölçümleri hem yaygın ve hem de pratik olduğundan dolayı tercih edilmiştir. Anne sütü numuneleri sadece bebeğin maruziyetini ölçmekle kalmayıp örneklemenin yapıldığı bireyin maruziyetini ölçmektedir. 2000 ile 2015 yılları arasında toplanan anne sütü örneklerindeki PBDE konsantrasyonlarına ilişkin dünya çapında yapılan çalışmalar şu şekilde özetlenmektedir.



Şekil 3.7 : Farklı bölgelerden alınan anne sütü numunelerindeki PBDE konsantrasyonları(ng/g) (Klinčić, ve diğ., 2020)

Dünya çapında anne sütü numuneleri üzerinde yapılan çalışmalar doğrultusunda hazırlanan grafik şu şekilde özetlenebilmektedir. İsveç'te 2015 yılında yapılan çalışmada da PBDE konsantrasyonları 0.533-6.6 ng/g arasında değişmektedir. Danimarka'da 2016 yılında yapılan çalışmada ise bu değer 111.1 ng/g lere kadar ulaşmaktadır. Finlandiya'da anne sütü numunelerindeki PBDE seviyeleri 1.47-19.02

ng/g olarak seyretmektedir. 2003-2005 yılları arasında Amerika'da yapılan çalışmada PBDE konsantrasyonları 11.2-435 ng/g olarak tespit edilmiştir. Aynı araştırmacının 2009-2012 yılları arasında yaptığı diğer çalışmada değerlerin arttığı gözlemlenmiştir. Bu sebep olarak örneklemenin yapıldığı kişilerin yaşam alanları, beslenme alışkanlıkları gösterilebilmektedir. En sık belirlenen PBDE türleri BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 ve 183'tür. Toplam PBDE konsantrasyonları Kuzey Amerika'da 19.9 ila 54.5 ng / g , Avrupa'da 0.4 ila 6.3 ng / g ve Asya'da 1.5 ila 11.5 ng / g arasında değişmektedir. Bu değerleri açıklamak gerekirse, ana sürü numunelerinde PBDE konsantrasyonları Kuzey Amerika'da Avrupa veya Asya'dan yaklaşık 20 kat daha yüksek tespit edilmiştir. Bu bulgular, bu popülasyonun hala bazı PBDE kaynaklarına maruz kaldığını şiddetle göstermektedir. Ayrıca, e-atık geri dönüşüm tesislerinin yakınında 20 yıldan daha uzun süredir yaşayan kadınların anne sütünde, üç yıldan daha az süredir yaşayan kadınların anne sütüne kıyasla daha yüksek PBDE seviyeleri belirlenmiştir, bu da e-atık geri dönüşümünün bir PBDE'lerin önemli kaynağı olduğunun en önemli kanıtıdır. İnsanlar üzerinde yapılan diğer bir araştırma grubu ise çocuklardır. ABD'de yapılan iki farklı yaş grubu çocuklardaki çalışmalar göstermiştir ki BDE 47 en bol bulunan PBDE türünü oluşturmaktadır. Avustralyalı çocuklarda ticari penta ve octaBDE karışımlarının yasaklanmasının ardından kan serumununaki PBDE düzeylerinde benzer bir önemli düşüş bildirilmiştir.

Anne sütü diğer yapılan araştırmalara göre en rahat bulunan ve kolay sonuç alan bir örnekleme türüdür. Anne sütünün bulunan yüksek konsantrasyonlu PBDE'ler büyük endişe oluşturmaktadır çünkü anne sütündeki PBDE'ler doğrudan bebeklere aktarılmaktadır. Yüksek konsantrasyonlarda PBDE içeren anne sütünün düşük doğum ağırlığı ve uzunluğu, kısa baş ve göğüs çevresi neden olduğunu belirtilmiştir.

4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

PBDE'ler bromlu alev geciktirici BFR'ler olup, biyobirikime, zehirliliğe ve çevresel problemlere yol açmaktadır. Diğer bromlu alev geciktiricilerin aksine hidrofobik yapıya sahip olan PBDE'ler, partikül maddelere bağlanma eğilimindedir. Bu tez çalışmasında, PBDE'ler toprak,su,hava,AAT ve anne sütü numuneleri üzerinde yapılan çalışmalar incelenmiştir. Hem insan sağlığına, hem de doğaya zararlarına değinilmiştir. Son yıllarda bildirilen PBDE konsantrasyonları, bu kirleticilerin kullanımını en aza indirmek için alınan önlemlerin, çevrede daha düşük PBDE seviyelerine neden olmadığını göstermektedir. Araştırmalar ayrıca, PBDE konsantrasyonlarının her zaman üretim veya atıksu arıtma tesisleri, çöplükler ve / veya e-atık geri dönüşüm tesisleri gibi bir kirlilik kaynaklarının yakınlığını etkilendiğini göstermektedir. Mevcut veriler tartışmasız bir şekilde Çin'deki e-atıkların sökülmesinin gerçekleştiği bölgeler için (örneğin Guiyu, Taizhou) PBDE'ler için ana nokta kaynağı oluşturduğunu göstermektedir. E-atık bertaraf faaliyetleri olmayan bölgelerde ise, yüksek PBDE konsantrasyonları her zaman hızlı endüstriyel gelişmeye ve yüksek ekonomik seviyelere sahip şehirlerde görülmüştür. Su ortamındaki yapılan çalışmalar PBDE'lerin hidrofobik yapısından kaynaklı olarak sınırlı olarak bulunmuştur. Elde edilen veriler göstermektedir ki konsantrasyonlar kaynak türleri, ekonomik durum, iklim koşulları, toprak katmanlarıyla çok yakındandan ilişkilidir. İnsanlarda yapılan çalışmalarda, elde edilen anne sütü numunelerinde ise yine diğer ortamlarda olduğu gibi e-atık söküm tesislerinden etkilenmektedir. 20 yıldan fazla bu tesislerin yakınlarında yaşayan insanların numunelerinde seviyelerden beklenenin çok üstünde bulunmuştur. Yapılan tüm bu araştırmalardan görüldüğü üzere PBDE üretimi durdurulmuş ve kullanımına kısıtlamalar getirilmesine karşın her ortamda yüksek konsantrasyonlarda bulunmaktadır ve durum göstermektedir ki uzun bir süre daha konsantrasyonlar bu seviyelerde kalacaktır.

5. ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında PBDE'lerin neler olduğu, ortama ve canlılara etkileri, ortamdaki konsantrasyonları incelenmiştir. Bu yapılan araştırmalar doğrultusunda, dünya için büyük bir kirlilik kaynağı olan ve neredeyse her maddenin yapısında var olan PBDE'ler konusundaki eksiklikler göze çarpmıştır. Özellikle Çin başta olmak üzere diğer ülkeler bu konuda her ortamdaki araştırmalarını düzenli olarak yaparken, ülkemiz bu konuda eksik kalmıştır. Hava ortamlarında, anne sütü numunelerinde yapılan çalışmalar mevcut olsa da, atıksu arıtma tesislerindeki araştırmalar 2019 yılına kadar yapılmamıştır. Ancak 2019 yılında atıksu arıtma tesislerindeki hava ve çamur numuneleri konulu iki çalışma yayınlanmıştır ve yayınlanan çalışma göstermiştir ki ülkemizde üretimi hiç olmamış olan PBDE'lerin konsantrasyonu diğer ülkelerden önemli derecede fazladır. Bu aslen ülkemiz için bir teşvik niteliği taşımalıdır. Mevcut konsantrasyonları düşürme adına önerilerde bulunulmalıdır. Ülkemizde genelde yakılarak bertaraf edilen arıtma çamurları için belirli limitler getirilmelidir. Diğer bir kullanım yöntemi olan gübrelerin yapısına katılması içinde kısıtlamalar getirilmelidir. Tüm bu bulgular, PBDE'leri çevreden uzaklaştırmak ve insanlar üzerindeki olumsuz etkilerini azaltmak için şimdiye kadar yapılan çabaların yeterli olmadığını ve PBDE'lerin önümüzdeki yıllar için önemli bir küresel çevre sorunu olarak kalacağını göstermektedir. Bu nedenle yeni önlemlerin alınması gerekmektedir. En büyük kirlilik kaynağını oluşturan e-atıkların ortadan kaldırmak için yeni yöntemlerin bulunması gerekmektedir. Gelişmekte olan ülkelerde atık yönetiminin en önemli sorunlarından biri olan resmi olmayan geri dönüşümün resmi atık yönetimi sektörüne entegre edilmesi gerekmektedir. Bu, geri dönüşüme dahil olan insanların sağlığı için, aynı zamanda çevre için çok önemlidir. Çünkü bu şekilde gıda zincirlerine PBDE'ler kolayca girebilmektedir. Bu önerilerin dikkate alınması durumunda PBDE'lerle olan mücadelemizin başarıya ulaşacağını belirtmek isterim.

KAYNAKLAR

Abbasi, G., Buser, A. M., Soehl, A., Murray, M., & Diamond, M. L. (2015). Stocks And Flows Of PBDEs In Products From Use To Waste In U.S. And Canada From 1970 To 2020. *Environmental Science & Technology*, 1521–1528.

Agrell, C., ter Schure, A. F., Sveder, J., Bokenstrand, A., Larsson, P., & Zegers, B. N. (2004). Polybrominated diphenyl ethers (PBDES) at a solid waste incineration plant I: Atmospheric concentrations. *Atmospheric Environment 38*, 5139–5148.

Aigars, J., Suhareva, N., & Poikane, R. (2017). Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sewage Sludge, Sediments, and Fish from Latvia. *Environments*.

Akortia, E., Okonkwo, J., Lupankwa, M., Osae, S. D., Daso, A. P., Olukunlu, O. I. ve diğ. (2016). A review of sources, levels, and toxicity of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their transformation and transport in various environmental compartments. *Environmental Reviews 24*, 253-273.

Ali, I., Damdimopoulou, P., Stenius, U., Adamsson, A., Makela, S. I., Akesson, A. ve diğ. (2012). Cadmium-Induced Effects on Cellular Signaling Pathways in the Liver of Transgenic Estrogen Reporter Mice. *Toıicological Sciences 127(1)*, 66–75.

Allen, J. G., McClean, M. D., Stapleton, H. M., & Webster, T. F. (2008). Linking PBDEs in House Dust to Consumer Products using X-ray Fluorescence. *Environmental Science & Technology 42*, 4222–4228.

Anderson, d. T., & MacRae, J. D. (2006). Polybrominated diphenyl ethers in fish and wastewater samples from an area of the Penobscot River in Central Maine. *Chemosphere 62*, 1153–1160.

Andersson, Ö., & Blomkvist, G. (1981). Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden. *Chemosphere 10*, 1051-1060.

Andrade, N. A., MCConnel, L. L., Torrents, A., & Ramirez, M. (2010). Persistence of Polybrominated Diphenyl Ethers in Agricultural Soils after Biosolids Applications. *Journal of Agricultural and Food Chemistry 58*, 3077–3084.

Anh, H. Q., Nam, V. D., Tri, T. M., Ha, N. M., Ngoc, N. T., Ngoc, P. T. ve diğ. (2017). Polybrominated diphenyl ethers in plastic products, indoor dust, sediment and fish from informal e-waste recycling sites in Vietnam: a comprehensive assessment of contamination, accumulation pattern, emissions, and human exposure. *Environmental Geochemistry and Health*, 935–954.

Arellano, L., Fernandez, P., Tatosova, J., Stuchlik, E., & Grimalt, J. O. (2011). Long-Range Transported Atmospheric Pollutants in Snowpacks Accumulated at Different Altitudes in the Tatra Mountains (Slovakia). *Environmental Science & Technology 45*, 9268–9275.

Barraj, L., van den Berg, M., Darnerud, P. O., Feeley, M., Lilienthal, H., Papke, O. ve diğ. (2006). Poly brominated Diphenyl Ethers. Safety evaluation of certain contaminants in food. *Geneva: World Health Organization*, 353-560.

Bu, Q., Wu, D., Xia, J., Wu, M., Liu, X., Cao, Z. ve diğ. (2019). Polybrominated diphenyl ethers and novel brominated flame retardants in indoor dust of different microenvironments in Beijing, China. *Environment International 122*, 159-167.

Cetin, B. (2014). Soil concentrations and source apportionment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and trace elements around a heavily industrialized area in Kocaeli, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 8284–8293.

Cetin, B., Yurdakul, S., & Odabasi, M. (2019). Spatio-temporal variations of atmospheric and soil polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in highly industrialized region of Dilovasi. *Science of the Total Environment 646*, 1164–1171.

Chakraborty, P., Zhang, G., Li, J., Sampathkumar, P., Balasubramanian, T., Kathiresan, K. ve diğ. (2019). Seasonal variation of atmospheric organochlorine pesticides and polybrominated diphenyl ethers in Parangipettai, Tamil Nadu, India: Implication for atmospheric transport. *Science of the Total Environment 649*, 1653–1660.

Chen, D., Bi, X., Liu, M., Huang, B., Sheng, G., & Fu, J. (2011). Phase partitioning, concentration variation and risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the atmosphere of an e-waste recycling site. *Chemosphere 82*, 1246–1252.

Chen, Y., Li, J., Liu, L., & Zhao, N. (2012). Polybrominated diphenyl ethers fate in China: A review with an emphasis on environmental contamination levels, human exposure and regulation. *Journal of Environmental Management 113*, 22-30.

Christensen, J. H., Groth, B. S., Vikelsøe, J., & Vorkamp, K. (2003). *Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater.* NERI Technical Report, No. 481.

Cincinelli, A., Martellini, T., Misuri, L., Lanciotti, E., Sweetman, A., Laschi, S. ve diğ. (2012). PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. *Environmental Pollution 161*, 229-234.

Clarke, B. O., & Smith, S. R. (2011). Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International 37*, 226–247.

Clarke, B. O., Porter, N. A., Symons, R. K., Marriott, P. J., Stevenson, G. J., & Blackbeard, J. R. (2010). Investigating the distribution of polybrominated diphenyl ethers through an Australian wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment 408*, 1604–1611.

Darnerud, P. O., Eriksen, G. S., Jóhannesson, T., Larsen, P. B., & Viluksela, M. (2001). Polybrominated Diphenyl Ethers: Occurrence, Dietary

Exposure, and Toxicology. *Environmental Health Perspectives 109*, 49-68.

Daso, A. P., Fatoki, O. S., & Odendaal, J. P. (2013). Occurrence of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphenyl (BB-153) in water samples from the Diep River, Cape Town, South Africa. *Environmental Science and Pollution Research 20*, 5168–5176.

Daso, A. P., Fatoki, O. S., Odendaal, J. P., & Olujimi, O. O. (2012). Occurrence of Selected Polybrominated Diphenyl Ethers and 2,20,4,40,5,50 - Hexabromobiphenyl (BB-153) in Sewage Sludge and Effluent Samples of a Wastewater-Treatment Plant in Cape Town, South Africa. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology 62*, 391–402.

De la Torre, A., Alonso, E., Concejero, M., Sanz, P., & Martínez, M. (2011). Sources and behaviour of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in Spanish sewage sludge. *Waste Management 31*, 1277-1284.

Degrendele, C., Wilson, J., Kukucka, P., Klánová, J., & Lammel, G. (2018). Are atmospheric PBDE levels declining in central Europe? Examination of the seasonal and semi-long-term variations, gas–particle partitioning and implications for long-range atmospheric transport. *Atmospheric Chemistry and Physic*, 12877–1289.

Demirtepe, H., & Imamoglu, I. (2019). Levels of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in treatment plant sludge: Implications on sludge management. *Chemosphere 221*, 606-615.

Deng, D., Chen, H., & Tam, N. F. (2015). Temporal and spatial contamination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in wastewater treatment plants in Hong Kong. *Science of the Total Environment 502*, 133-142.

Die, Q., Nie, Z., Huang, Q., Yang, Y., Fang, Y., Yang, J. ve diğ. (2019). Concentrations and occupational exposure assessment of polybrominated diphenyl ethers in modern Chinese e-waste dismantling workshops. *Chemosphere 214*, 379-388.

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

Dougherty, C. P., Holtz, S. H., Reinert, J. C., Panyacosit, L., Axelrad, D. A., & Woodruf, T. J. (2000). Dietary Exposures to Food Contaminants across the United States. *Environmental Research Section A*, 170-185.

Duan, Y.-P., Meng, X.-Z., Yang, C., Pan, Z.-Y., Chen, L., Yu, R. ve diğ. (2010). Polybrominated diphenyl ethers in background surface soils from the Yangtze River Delta (YRD), China: occurrence, sources, and inventory. *Environmental Science and Pollution Research*, 948–956.

EPA. (2010). *An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers.* Washington: U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

Escobar, G. M., Obregon, M. J., & Rey, F. E. (2000). Is Neuropsychological Development Related to Maternal Hypothyroidism or to Maternal Hypothyroxinemia. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 3975–3987.

Fabrellas, B., Larrazabal, D., Martinez, M. A., Eljarrat, E., & Barcelo, D. (2004). Presence of polybrominated diphenyl ethers in Spanish sewage sludges. Important contribution of deca-BDE. *Conference: Dioxin 2004: 24. international symposium on halogenated environmental organic pollutants and POPs, Berlin,* Almanya.

Farrar, N. J., Smith, K. E., Lee, R. G., Sweetman, A. J., & Jones, K. C. (2014). Atmospheric Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers and Other Persistent Organic Pollutants during a Major Anthropogenic Combustion Even. *Environmental Science & Technology*, 1681-1685.

Fischer, D., Hooper, K., Athanasiadou, M., Athanass, I., & Bergman, Å. (2006). Children Show Highest Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers in a California Family of Four: A Case Study. *Environ Health Perspect 114*, 1581-1584.

Ge, J., Liu, M., Yun, X., Yang, Y., Zhang, M., Li, Q. X. ve diğ. (2014). Occurrence, distribution and seasonal variations of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in surface waters of the East Lake, China. *Chemosphere 103*, 256-262.

Ge, J., Yun, X., Liu, M., Yang, Y., Zhang, M., & Wang, J. (2014). Distribution, potential source and ecotoxicological risk of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the surface water of the Three Gorges Dam region of the Yangtze River, China. *Ecotoxicology 23*, 978-987.

Ge, W., Mou , Y., Chai, C., Zhang , Y., Wang, J., Ju , T., . . . Xia, B. (2018). Polybrominated diphenyl ethers in the dissolved and suspended phases of seawater from Sanggou Bay,east China. *Chemosphere 203*, 253-262.

Gevao, B., Ghadban, A. N., Uddin, S., Jaward, F. M., Bahloul, M., & Zafar, J. (2011). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in soils along a rural-urban-rural transect: Sources, concentration gradients, and profiles. *Environmental Pollution 159*, 3666-3672.

Gevao, B., Muzaini, S., & Helaleh, M. (2008). Occurrence and concentrations of polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge from three wastewater treatment plants in Kuwait. *Chemosphere 71*, 242-247.

Gill, R., Hurley, S., Brown, R., Tarrant, D., Dhaliwal, J., Sarala, R. ve diğ. (2020). Polybrominated Diphenyl Ether and Organophosphate Flame Retardants in Canadian Fire Station Dust. *Chemosphere*.

Gong, Y., Wen, S., Zheng, C., Peng, X., Li, Y., Hu, D. ve diğ. (2015). Potential risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) by consuming animal-derived foods collected from interior areas of China. *Environmental Science and Pollution Research 22*, 8349-8358.

Gorgy, T., Y. Li, L., Grace, J. R., & Ikonomou, M. G. (2010). Polybrominated Diphenyl Ether Leachability from Biosolids and Their Partitioning Characteristics in the Leachate. *Water, Air, & Soil Pollution*, 109-121.

Guo, J., Zhang, R., & Xu, Z. (2015). PBDEs Emission from Waste Printed Wiring Boards during Thermal Process. *Environmental Science & Technology 49*, 2716-2723.

Hale, R. C., Guardia, M. J., Harvey, E. P., Gaylor, M. O., Mainor, T. M., & Duff, W. H. (2001). Flame retardants: persistent pollutants in land applied sludges. *Nature 412*, 140-141.

Han, R., Wang, H., Hu, Z.-Z., Kumar, A., Lı, W., Long, L. N. ve diğ. (2016). An Assessment of Multimodel Simulations for the Variability of Western North Pacific Tropical Cyclones and Its Association with ENSO. *Journal Of Climate*, 6401-6423.

Huo, X., Peng, L., Zheng, L., Qiu, B., Zhang, B., Han, D. ve diğ. (2007). Elevated Blood Lead Levels of Children in Guiyu, an Electronic Waste Recycling Town in China. *Environmental Health Perspectives 115*, 1113-1117.

Hwang, I.-K., Kang, H.-H., Lee, I.-S., & Oh, J.-E. (2012). Assessment of characteristic distribution of PCDD/Fs and BFRs in sludge generated at municipal and industrial wastewater treatment plants. *Chemosphere 88*, 888-894.

Hyoëtylaëinen, T., & Hartonen, K. (2002). Determination of brominated £ame retardants in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry*.

Ji, H., Liang, H., Wang, Z., Miao, M., Wang, X., Zhang, X. ve diğ. (2019). Associations of prenatal exposures to low levels of Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) with thyroid hormones in cord plasma and neurobehavioral development in children at 2 and 4 years. *Environment International 131*.

Jiang, Y., Wang, X., Zhu, K., Wu, M., Sheng, G., & Fu, J. (2010). Occurrence, compositional profiles and possible sources of polybrominated diphenyl ethers in urban soils of Shanghai, China. *Chemosphere 80*, 131-136.

Jiang, Y., Yuan, L., Lin, Q., Ma, S., & Yu, Y. (2019). Polybrominated diphenyl ethers in the environment and human external and internal exposure in China: A review. *Science of the Total Environment 696*.

Jin, M. T., Li, L. J., Zheng, Y. X., Shen, X. Y., & Wang, D. R. (2019). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in dust in typical indoor public places in Hangzhou: Levels and an assessment of human exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety 169*, 325–334.

Khairy, M. A., Luek, J. L., Dick, R., & Lohmann, R. (2016). Levels, sources and chemical fate of persistent organic pollutants in the atmosphere and snow along the western Antarctic Peninsula . *Environmental Pollution 216*, 304-313.

Khairy, M. A., & Lohmann R, R. (2017). Using polyethylene passive samplers to study the partitioning and fluxes of PBDEs in an urban river. *Environmental Pollution 216*, 304-313.

Kim , Y., Kim, H., Choi , H., Cho, H., & Moon, H. (2012). Contamination and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Gwangyang Bay, Korea. Toxicology and Environmental Health Sciences 4, 42–49.

Kim, M., Guerra, P., Theocharides, M., Barclay, K., Smyth, S., & Alaee, M. (2013). Parameters affecting the occurrence and removal of polybrominated diphenyl ethers in twenty Canadian wastewater treatment plants. *Water Research 47*, 2213-2221.

Kim, M., Guerra, P., Theocharides, M., Barclay, K., Smyth, S., & Alaee, M. (2013). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: Effect factors and mass balance. *Water Research 47* , 6496-6505.

Kim, T. H., Lee, Y. J., Lee, E., Patra, N., Lee, J., Kwack, S. J. ve diğ. (2009). Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) in Umbilical Cord Blood of Korean Infants. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 1318-1326.

Kirchgeorg, T., Dreyer, A., Gabrieli, J., Kehrwald, N., Sigl, M., Schwikowski, M. ve diğ. (2013). Temporal variations of perfluoroalkyl substances and polybrominated diphenyl ethers in alpine snow. *Environmental Pollution 178*, 367-374.

Knoth, W., Mann, W., Meyer, R., & Nebhuth, J. (2007). Polybrominated diphenyl ether in sewage sludge in Germany. *Chemosphere 67*, 1831–1837.

Kuo, L.-J., Cade, S. E., Cullinan, V., & Schultz, I. R. (2019). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in plasma from E-waste recyclers, outdoor and indoor workers in the Puget Sound, WA region. *Chemosphere 219* , 209-216.

Kupper, T., Alencastro, L. F., Gatsigazi, R., Furrer, R., Grandjean, D., & Tarradellas, J. (2008). Concentrations and specific loads of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere 71*, 1173-1180.

Kuriyama, S. N., Talsness, C. E., Grote, K., & Chahoud, I. (2005). Developmental Exposure to Low-Dose PBDE-99: Effects on Male Fertility and Neurobehavior in Rat Offspring. *Environ Health Perspect 113*, 149-154.

Law, R. J., Allchin, C. R., Boer, J. d., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P. ve diğ. (2006). Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere 64*, 187-208.

Law, R. J., Covaci, A., Harrad, S., Herzke, D., Abdallah, M. A.-E., Fernie, K. ve diğ. (2014). Levels and trends of PBDEs and HBCDs in the global environment: Status at the end of 2012. *Environment International 65*, 147-158.

Lee, S., Song, G.-J., Kannan, K., & Moon, H.-B. (2014). Occurrence of PBDEs and other alternative brominated flame retardants in sludge from waste water treatment plants in Korea. *Science of the Total Environment*, 1422-1429.

Lee, H., Jeong, H., Jang, Y., & Kim, G. (2018). Lee HJ, Jeong HJ, Jang YL, Kim GB (2018) Distribution, accumulation, and potential risk of polybrominated diphenyl ethers in the marine environment receiving effluents from a sewage treatment plant. *Marine Pollution Bulletin 129*, 364–369.

Leung, A. O., Luksemburg, W. J., Wong, A. S., & Wong, M. H. (2007). Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soil and combusted residue at Guiyu, an electronic waste recycling site in southeast China. *Environmental Science & Technology*, 2730-2737.

Levison, J., Novakowski, K., Reiner, E. J., & Kolic, T. (2012). Potential of groundwater contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a sensitive bedrock aquifer (Canada). *Hydrogeology Journal 20*, 401-412.

Li, C., Zhao, Z., Lei, B., An, J., Zhang, X., & Yu, Y. (2015). Polybrominated diphenyl ethers in the air and comparison of the daily intake and uptake through inhalation by Shanghai residents with those through other matrices and routes. *Environmental Science & Technology*, 1750-1759.

Li, H., Feng, J., Sheng, G., Fu, J., Peng, P., & Man, R. (2008). The PCDD/F and PBDD/F pollution in the ambient atmosphere of Shanghai, China. *Chemosphere 70*, 576-583.

Li, K.-Y. M., Lam, K.-H., & Yu, H. (2006). Development of Molecularly Imprinted Sol-Gel Spme Devices For The Determination of Polybrominated Dipheny Ethers. *Science of the Total Environment.* Xiamen, China: APEC.

Liagkouridis, I., Cousins, I. T., & Cousins, A. P. (2014). Emissions and fate of brominated flame retardants in the indoor environment: A critical review of modelling approaches. *Science of the Total Environment*, 87-99.

Liu, J., Lu, G., Zhang, F., Nkoom, M., Yan, Z., & Wu, D. (2018). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in a Large, Highly Polluted Freshwater Lake, China: Occurrence, Fate, and Risk Assessment. *Environmental Research and Public Health 20*, 1529-1545.

Liu, X.-c., Wu, W.-c., Zhang, Y.-b., Wang, T., Zhao, J.-g., & Chen, Z.-h. (2017). Occurrence, profiles, and ecological risks of polybrominated diphenyl ethers in mangrove sediments of Shantou, China. *Environmental Science and Pollution Research 24*, 3608–3617.

Luo, P., Ni, H.-G., Bao, L.-J., Li, S.-M., & Zeng, E. Y. (2014). Size Distribution of Airborne Particle-Bound Polybrominated Diphenyl Ethers and Its Implications for Dry and Wet Deposition. *Environmental Science & Technology*, 13793-13799.

Luo, P., Ni, H.-G., Bao, L.-J., Li, S.-M., & Zeng, E. Y. (2014). Size Distribution of Airborne Particle-Bound Polybrominated Diphenyl Ethers and Its Implications for Dry and Wet Deposition. *Environmental Science & Technology*, 13793-13799.

Ma, X., Wang, Z., Yu, L., Yao, W., Xia, L., Yao, Z. ve diğ. (2019). Mirror image between gas–particle partitioning and soil–moss distribution of polybrominated diphenyl ethers in the polar regions. *Science of the Total Environment 656*, 1199-1206.

MacGillivray, B. H., Alcock, R., & Busby, J. (2010). Is Risk-Based Regulation Feasible? The Case of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). *Risk Analysis*, 266-281.

Markham, E., Brault, E. K., Khairy, M., Robuck, A. R., Goebel, M. E., Cantwel, M. G. ve diğ. (2018). Time Trends of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Antarctic Biota. *ACS Omega*, 6595-6604.

Marsan, E. S., & Bayse, C. A. (2020). A Halogen Bonding Perspective on Iodothyronine Deiodinase Activity. *Molecules*.

Mc Donald, T. A. (2002). A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere 46*, 745-755.

McGrath, T. J., Morrison, P. D., Ball, A. S., & Clarke, B. O. (2018). Concentrations of legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust in Melbourne, Australia: An assessment of human exposure. *Environment International 113*, 191-201.

McGrath, T. J., Morrison, P. D., Sandiford, C. J., Ball, A. S., & Clarke, B. O. (2016). Widespread polybrominated diphenyl ether (PBDE) contamination of urban soils in Melbourne, Australia. *Chemosphere 164*, 225-232.

Meng, X.-Z., Pan, Z.-Y., Wu, J.-J., Qiu, Y.-L., Chen, L., & Li, G.-M. (2011). Occurrence of polybrominated diphenyl ethers in soil from the central Loess Plateau, China: Role of regional range atmospheric transport. *Chemosphere 83*, 1391–1397.

Moon, H., Choi , M., Yu , j., Jung , R., & Choi , H. (2012). Contamination and potential sources of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in water and sediment from the artificial Lake Shihwa, Korea. *Chemosphere 88*, 837-843.

Möller, A., Xie, Z., Sturm, R., & Ebin, R. (2011). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative brominated flame retardants in air and seawater of the European Arctic. *Environmental Pollution 159*, 1577-1583.

North, K. D. (2004). Tracking Polybrominated Diphenyl Ether Releases in a Wastewater Treatment Plant Effluent, Palo Alto, California. *Environmental Science & Technology*.

Oberg, K., Warman, K., & Oberg, T. (2002). Distribution and levels of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere 48*, 805–809.

Olutona, G., Oyekunle , J., Ogunfowokan , A., & Fatoki , O. (2017). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in water from Asunle Stream, Ile-Ife, *Nigeria. Toxics 5*, 13.

Palm, A., Cousins, I. T., Mackay, D., Tysklind, M., Metcalfe, C., & Alaee, M. (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution 117*, 195–213.

Park, J.-s., She, J., Holden, A., Sharp, M., Gephart, R., Souders-Mason, G. ve diğ. (2011). High Postnatal Exposures to Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) via Breast Milk in California: Does BDE-209 Transfer to Breast Milk? *Environmental Science & Technology*, 4579-4585.

Pei, J., Yao, H., Wang, H., Li, H., Lu, S., Zhang, X. ve diğ. (2018). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in water, surface sediment, and suspended particulate matter from the Yellow River, China: Levels, spatial and seasonal distribution, and source contribution. *Marine Pollution Bulletin 129*, 106–113.

Peng, X., Tang, C., Yu, Y., Huang, Q., Wu, J., Chen, S. ve diğ. (2009). Concentrations, transport, fate, and releases of polybrominated diphenyl ethers in sewage treatment plants in the Pearl River Delta, South China. *Environment International 35*, 303–309.

Pozo, K., Palmeri, M., Palmeri, V., Estellano, V. H., Mulder, M. D., Efstathiou, C. I. ve diğ. (2016). Assessing persistent organic pollutants (POPs) in the Sicily Island atmosphere, Mediterranean, using PUF disk passive air samplers. *Environmental Science and Pollution Research*, 20796-20804.

Prazské vodarny. (2010). *Waste Water*. Prag: Prazské vodarny.

Rahman, F., Langford, K. H., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2001). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *The Science of the Total Environment 275*, 1-17.

Ran, Y., Yang, J., Liu, Y., Zeng, X., Gui, H., & Zeng, E. Y. (2013). Levels, compositions, and inventory of polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge of Guangdong Province, South China. *Environmental Science and Pollution Research 20*, 8780-8789.

Rauert, C., Lazarov, B., Harrad, S., Covaci, A., & Stranger, M. (2014). A review of chamber experiments for determining specific emission rates and investigating migration pathways of flame retardants. *Atmospheric Environment 82*, 44-55.

Shao, Y., Han, S., Ma, L., Luo, M., Yang, G., Liu, W., & Xu, D. (2018). Polybrominated diphenyl ethers in surface waters around Beijing: occurrence, distribution and sources. *Applied Geochemistry 98*, 58-64.

Shen, H., Ding, G., Wu, Y., Pan, G., Zhou, X., Han, J. ve diğ. (2012). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in

breast milk from Zhejiang, China. *Environment International 42*, 84-90.

Shi, H., Cheng, X., Wu, Q., Mu, R., & Ma, Y. (2012). Assessment and Removal of Emerging Water Contaminants. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*.

Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Kronholm-Diab, K., Jakobsson, E., & Bergman, A. (1999). Flame Retardant Exposure: Polybrominated Diphenyl Ethers in Blood from Swedish Workers. *Environmental Health Perspectives 107*, 643-648.

Sjödin, A., Jones, R. S., Focant, J.-F., Lapeza, C., Wang, R. Y., McGahee III, E. E. ve diğ. (2004). Retrospective Time-Trend Study of Polybrominated Diphenyl Ether and Polybrominated and Polychlorinated Biphenyl Levels in Human Serum from the United States. *Environmental Health Perspectives 112*, 654–658.

Song, M., Chu, S., Letcher, R. J., & Seth, R. (2006). Fate, Partitioning, and Mass Loading of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) during the Treatment Processing of Municipal Sewage. *Environmental Science & Technology*, 6241-6246.

Stiborova, H., Vrkoslavova, J., Lovecka, P., Pulkrabova, J., Hradkova, P., Hajslova, J. ve diğ. (2015). Aerobic biodegradation of selected polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in wastewater sewage sludge. *Chemosphere 118*, 315-321.

Su, P.-h., Tomy, G. T., Hou, C.-y., Yin, F., Feng, D.-l., Ding, Y.-s. ve diğ. (2018). Gas/particle partitioning, particle-size distribution of atmospheric polybrominated diphenyl ethers in southeast Shanghai rural area and size-resolved predicting model. *Chemosphere 191*, 251-261.

Sun, J.-L., Chen, Z.-X., Ni, H.-G., & Zeng, H. (2013). PBDEs as indicator chemicals of urbanization along an urban/rural gradient in South China. *Chemosphere 92*, 471-476.

Talsness, C. E., Shakibaei, M., Kuriyam, S. N., Grande, S. W., Sterner-Kock, A., Schnitker, P. ve diğ. (2005). Ultrastructural changes observed in rat ovaries following in utero and lactational exposure to low doses of a polybrominated flame retardant. *Toxicology Letters 15*7, 189-202.

Terlaak, T. L., Vaneijkeren, A. H., Busser, F. J., Leeuwen, H. P., & Hermens, J. M. (2009). Facilitated Transport of Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers by Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 1379–1385.

Thuresson, K., Bergman, A., & Jakobsson, K. (2005). Occupational Exposure to Commercial Decabromodiphenyl Ether in Workers Manufacturing or Handling Flame-Retarded Rubber. *Environmental Science & Technology 39*.

Tiwari, M., Sahu, S. K., Bhang, R. C., Ajmal, P. Y., & Pandit, G. G. (2018). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in core sediments from creek ecosystem: occurrence, geochronology, and source contribution. *Environmental Geochemistry and Health*.

Trinh, M., Tsai, C., & Chang, M. (2019). Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in various aqueous samples in Taiwan. *Science of the Total Environment 649*, 388–395.

Tombesi, N., Pozo, K., Álvarez, M., Přibylová, P., Kukučka, P., Audy, O. ve diğ. (2016). Tracking polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediments and soils from the southwest of Buenos Aires Province, Argentina (South eastern part of the GRULAC region). *Science of the Total Environment.*

Tue, N. M., Takahashi, S., Suzuki, G., Isobe, T., Viet, P. H., Kobara, Y. ve diğ. (2013). Contamination of indoor dust and air by polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants and relevance of non-dietary exposure in Vietnamese informal e-waste recycling sites. *Environment International 51*, 160-167.

UNEP. (11-15 Ekim 2010). *Technical review of the implications of recycling commercial Penta and.* Geneva: Stockholm Convention document for 6th POP Reviewing Committee meeting.

Vecchiato, M., Zambon, S., Argiriadis, E., Barbante, C., Gambaro, A., & Piazza, R. (2015). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Antarctic ice-free areas: Influence of local sources on lakes and soils. *Microchemical Journal*, 26-33.

Viberg, H., Fredriksson, A., & Erikss, P. (2003). Neonatal exposure to polybrominated diphenyl ether (PBDE 153) disrupts spontaneous behaviour, impairs learning and memory, and decreases hippocampal cholinergic receptors in adult mice. *Toxicology and Applied Pharmacology 192*, 95–106.

Vogelsang, C., Grung, M., Jantsch, T. G., Tollefsen, K. E., & Liltved, H. (2006). Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical, chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water Research 40*, 3559 – 3570.

Vrkoslavová, J., Demnerová, K., Macková, M., Zemanová, T., Macek, T., Stiborová, H. ve diğ. (2010). Absorption and translocation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) by plants from contaminated sewage. *Chemosphere 81*, 381–386.

Vuong, A. M., Yolton, K., Braun, J. M., Sjodin, A., Calafat, A. M., Xu, Y. ve diğ. (2020). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) and poly- and perfluoroal substance (PFAS) exposures during pregnancy and maternal depression. *Environment International 139*.

Wang, X., Xi, B., Huo, S., Deng, L., Pan, H., Xia, X., & Zhang, J. (2013). Polybrominated diphenyl ethers occurrence in majör inflowing rivers of Lake Chaohu (China): characteristics, potential sources and inputs to lake. *Chemosphere 93*, 1624–1631.

Wang, J., Jia, X., Zeng, X., Gao, S., Zhou, Z., Li, H. ve diğ. (2016). Levels and distributions of polybrominated diphenyl ethers, hexabromocyclododecane, and tetrabromobisphenol A in sediments

from Taihu Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 10361-10370.

Wang, J., Wang, Y., Shi, Z., Zhou, X., & Sun, Z. (2018). Legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust from Beijing, China: Occurrence, human exposure assessment and evidence for PBDEs replacement. *Science of the Total Environment 618*, 48-59.

Wang, L.-C., Lee, W.-J., Lee, W.-S., & Chang-Chien, G.-P. (2011). Polybrominated diphenyl ethers in various atmospheric environments of Taiwan: Their levels, source identification and influence of combustion sources. *Chemosphere 84*, 936-942.

Wang, X., Xi, B., Huo, S., Deng, L., Pan, H., Xia, X. ve diğ. (2013). Polybrominated diphenyl ethers occurrence in major inflowing rivers of Lake Chaohu (China): Characteristics, potential sources and inputs to lake. *Chemosphere 93*, 1624-1631.

Wang, Y., Zhang, Q., Lv, J., Li, A., Liu, H., Li, G. ve diğ. (2007). Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in sewage sludge of wastewater treatment plants in China. *Chemosphere 68*, 1683-1691.

Weber, R., Watson, A., Forter, M., & Oliaei, F. (2010). Persistent organic pollutants and landfills – a review of past experiences and future challenges. *Waste Management & Research 29*, 107-121.

Wu, Z., Han, W., Yang, X., Li, Y., & Wang, Y. (2019). The occurrence of polybrominated diphenyl ether (PBDE) contamination in soil, water/sediment, and air. *Environmental Science and Pollution Research*, 23219-23241.

Xiang, N., Zhao, X., Meng, X.-Z., & Chen, L. (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: Implication for input source and mass loading. *Science of the Total Environment 461-462*, 391-396.

Yang, Y., Xie, Q., Liu, X., & Wang, J. (2015). Occurrence, distribution and risk assessment of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in nine water sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety 115*, 55-61.

Yang, C., Harrad, S., Abdallah, M., Deshorough, J., Rose, N., Turner, S., Goldsmith, B. (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in English freshwater lakes, 2008-2012. *Chemosphere 110*, 41–47.

Yang, C.-Y., Wu, S. C., Lee, C.-C., & Shih, Y.-h. (2018). Translocation of polybrominated diphenyl ethers from field-contaminated soils to an edible plant. *Journal of Hazardous Materials 351*, 215-223.

Yu, G., Bu, Q., Cao, Z., Du, X., Xia, J., Wu, M. ve diğ. (2016). Brominated flame retardants (BFRs): A review on environmental contamination in China. *Chemosphere 150*, 479-490.

Zhang, J., Qi, S., Xing, X., Tan, L., Gong, X., Zhang, Y. ve diğ. (2011). Organochlorine pesticides (OCPs) in soils and sediments, southeast

China: A case study in Xinghua Bay. *Marine Pollution Bulletin 62*, 1270-1275.

Zhao, Y., Ma, J., Qiu, X., Lin, Y., Yang, Q., & Zhu, T. (2013). Gridded Field Observations of Polybrominated Diphenyl Ethers and Decabromodiphenyl Ethane in the Atmosphere of North China. *Environmental Science & Technology 47*, 8123−8129.

Zou, M. Y., Jıangong, Y. R., Maı, B. -X., & Zeng, E. (2007). Polybrominated Diphenyl Ethers in Watershed Soils of the Pearl River Delta, China: Occurrence, Inventory, and Fate. *Environmental Science & Technology*, 8262-8267.

ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad **:** Sümeyye YALINDAĞ

Doğum Tarihi ve Yeri **:** 28. 06. 1996 /Osmangazi-BURSA

E-posta **:** syalindag@gmail.com

ÖĞRENİM DURUMU:

Lisans **:** 2018, İstanbul Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği