Fırat Üniv. Müh. Bil. Dergisi
29(1), 1-10, 2017

Science and Eng. J of Fırat Univ.
29(1), 1-10, 2017

Üniversite Kampüsünde Farklı Mikroçevrelerde Toz Kaynaklı PAH Seviyeleri ve Maruziyet Tahmini

Mihriban Yılmaz Civan
Çevre Mühendisliği Bölümü, Kocaeli Üniversitesi, Umuttepe Kampüsü,41380 Kocaeli
e-mail: mihriban.civan@kocaeli.edu.tr

(Geliş/Received:13.10.2016; Kabul/Accepted:24.11.2016)

Özet:

Üniversite kampüsünde farklı özelliklere sahip toplam 11 mikroçevrede (Çevre ve Mekatronik Mühendisliği bölümünde bulunan laboratuar ve sınıflar, hukuk fakültesinde bulunan sınıflar ve kütüphane) iç ortam toz numuneleri toplanmıştır. Toplam PAH konsantrasyonu (Σ_{16}PAH) 397,2 (Hukuk Sınıf-2) ila 2004 ng g^{-1} (Çevre Laboratuarı 2) aralığında ölçülmüştür. Diğer sınıflara gore yüksek PAH konsantrasyonu tespit edilen Çevre Mühendisliği Sınıf-1'deki kirliliğin ayakkabıya yapışan toz ile Çevre Laboaratuarı 2'den taşındığı düşünülmektedir. Bilgisayar Laboratuarında yüksek seviyede ölçülen Chr, Bap ve DahA kaynağının bilgisayarın ısınan plastik iç aksamları kaynaklı olabileceği tahmin edilmektedir. Öğrenciler üzerinde toplam maruziyetin %99,7'lik kısmı cilde adsorblanma yoluyla olurken nefes alma yoluyla oluşacak maruziyet göz ardı edilebilir düzeydedir. PAH kirleticilerinin cilde adsorblanması ile oluşabilecek fazladan kanser riski değeri $5{,}36\times10^{-6}$ olarak tahmin edilmiştir. Sonuç olarak öğrencilerin dört yıl boyunca PAH kirleticileri barındıran tozlara maruziyeti ile oluşabilecek fazladan kanser riskinin insan sağlığı açısından tehlike boyutunun altında olduğu tahmin edilmiştir.

Anahtar Kelime: Üniversite kampüsü, toz, iç ortam, Poliaromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Levels and Exposure Assessment to PAH in Dust in Different Microenvironment of a University Campus

Abstract:

A total of 11 dust samples were collected from different microenvironments (laboratories and classes in Environmental and Mechatronics Engineering departments, classes in the Faculty of Law and library) in a university campus. The total concentrations of PAHs ($\Sigma 1_6$PAHs) ranged from 397.2 ng g^{-1} (Class-2 in the Faculty of Law) to 2,004 ng g^{-1} (in the Chemistry Laboratory 2 in Environmental Engineering Department). The relatively high concentrations observed in Class-1 in Environmental Engineering Department indicated that the contaminated dust adhered to footwear could be migrated to the class which is in the proximity of the Chemistry Laboratory 2. The high levels of Chr, Bap and DahA were measured in computer libraries, indicating these isomers could be emitted from the heated plastic materials in computers. Exposure to $\sum_{16}$PAHs through dermal contact was the dominant route for students (%99.7) while exposure by inhalation of dust contaminated with PAHs could be negligible. Considering only dermal contact, the carcinogenic risk levels of PAHs was 5.36×10^{-6} in the US EPA safe limit range (1×10^{-6} and 1×10^{-4}). Hence, it was found that PAH exposure of indoor dust is below than the exposure levels harmful to human health.

Keywords: University campus, dust, indoor, Poly Aromatic Hydrocarbon (PAHs)

1. Giriş

Modern toplumlarda özellikle kentlerde yaşayan insanlar dış ortamda sanayi tesislerinden, trafik ve evsel kaynaklardan atmosfere yayılan çeşitli kirleticilere maruz kalmaktadırlar. Bu kirleticilerin taşınımları, seviyeleri, kaynakları ve sağlık riskleri ile ilgili uzun yıllardır çeşitli çalışmalar yapılmakta ve çıkarılan yönetmeliklerle kirleticilerin salınımları sınırlandırılmaktadır. Ancak günümüzde insanlar zamanlarının %90'a yakın kısmını ev, ofis, üniversite, okul, kreş, alış-veriş merkezi, kafeler,

spor salonları ve internet kafe gibi iç ortamlarda geçirdiklerinden dolayı iç ortamda bulunan kirleticilere daha fazla süreyle maruz kalmaktadırlar [1]. Bu tür yerlerde kullanılan yalıtım ve diğer tüketim malzemeleri, mobilyalar, boyalar ve ofis ekipmanlarının üretiminde kullanılan kimyasal madde miktarı ve çeşitliliği, teknolojik gelişmelere paralel olarak artmıştır. Bu emisyonların dışında enerji tasarrufu yapabilmek için kullanılan yalıtım malzemelerinden dolayı binanın hava alması engellenmektedir. Ayrıca laboratuvarlardaki kimyasal malzemeler, ofislerdeki bilgisayar, yazıcı gibi ekipmanların varlığı iç ortam kirlilik seviyelerini daha da arttırmaktadır. Bu durumda iç ortamda geçirilen süreler de göz önüne alındığında iç ortam havasının dış ortama kıyaslan insan maruziyeti açısından daha çok etkili olduğu anlaşılmaktadır [2].

Toplu olarak bulunduğumuz iç ortamlara baktığımızda eğitim kurumları diğer yerlere göre yapı ve aynı ortamda bulunan insan sayısının fazlalığı sebebi ile ayrı bir öneme sahiptir. Özellikle üniversite öğrencileri gün içinde uzun süreli kalabalık sınıflarda yoğun bir eğitim içinde bulunmakta ayrıca laboratuvarda kullanılan malzemelerden dolayı farklı ve uzun süreli kirleticilere maruz kalmaktadırlar. Üniversite sınıflarında iç ortam hava kalitesi olumsuz sağlık riskler yanında verimlilik ve dikkat dağınıklığına da sebep olabilmektedir [3].

Çok sayıda organik ve inorganik kirleticiler iç ortamda sürekli olarak bulunmaktadırlar. Hatta yapılan çoğu çalışmada iç ortamdaki kirletici seviyeleri dış ortama göre daha yüksek bulunmuştur. İnsanlar iç ortamda bulunan gaz, PM_{10} ve daha küçük partikül boyutunda bulunan kirleticilere nefes yoluyla, tozda bulunan kirleticilere ise deriye adsorblanması, nefes alma ve yutma yoluyla maruz kalmaktadırlar [4, 5]. Tozlar ortamda bulunduğu sürece çöküp tekrar havalandığı için insanlar tozda bulunan kimyasallara daha uzun süre maruz kalmaktadırlar. Bu tozların büyük yüzey alanlarına sahip olmalarından dolayı taşıdığı metaller, uçucu, yarı uçucu ve kalıcı organik kirleticileri düşündüğümüzde insan sağlığı üzerinde ne kadar olumsuz etki yapabileceği anlaşılmaktadır. Bu kirleticilerden polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) olumsuz sağlık etkileri kanıtlanmış önemli Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK) grubu arasında yer almaktadır [6].

PAH'lar eksik yanma sonucu oluşmaktadır. PAH kirliliği daha çok egzos emisyonları, atık yakma tesisleri, ısınma amaçlı yakma, petrol rafineleri ve petrol ya da kömür kullanan diğer endüstrilerin emisyonları gibi dış kaynaklardan salındığı için bu güne kadar PAH'ların seviyeleri genelde dış ortamlarda belirlenmiştir. Bugüne kadar hem Türkiye'de hem de diğer ülkelerde atmosfer havasında, sedimentte, ve toprakta yaygın olarak ölçülmüştür. Ancak insan sağlığına olumsuz etkileri anlaşılmaya başlanması ile PAH kirliliğine iç ortamlarda ne kadar maruz kalındığı sorusu gündeme gelmiştir. Sonuçta iç ortamdaki kirlilik hem dış ortamdan gelen birikim ile hem de iç ortamda ısınma, yemek pişirme amaçlı yanma ve sigara dumanından kaynaklanmaktadır. Sigara ile ortaya çıkan PAH kirleticileri diğerlerine göre az miktarda olmasına rağmen insan sağlığı açısında en fazla tehdit oluşturan kaynaklar arasındadır [7]. PAH maruziyeti DNA mutasyonuna sebep olduğu için kansere sebep olma ihtimali, tümör başlatıcı, geliştirici ve ilerletici özellikleri olan bileşiklerdir. Ancak kanserojen ve toksik etkisinin daha fazla olduğu düşünülen 16 PAH bileşiği öncelikli kirleticiler arasında kabul edilmiştir [8]. PAH'ların bozulmadan uzun süre iç ortamda kaldıkları düşünüldüğünde, sağlık riski değerlendirme çalışmalarında maruziyet tahminin ne kadar önemli olduğu görülmektedir.

Çalışmanın amacı öğrencilerin zamanlarının büyük bir kısmını geçirdikleri sınıflarda tozdan kaynaklı 16 adet öncelikli PAH kirleticilerinin seviye ve bu seviyelerin olası sağlık riski etkilerinin tahmin edilmesidir. Kıyaslama yapabilmek için farklı özelliklere sahip bölümlerde (öğrenci sayısı, laboratuvar bulunup bulunmaması gibi) toz numuneleri toplanmıştır. Ayrıca öğrencilerin ortak vakit geçirdikleri bilgisayar laboratuvarları ve kütüphanedeki PAH seviyeleri ve maruziyeti değerlendirilmiştir.

2. Materyal ve Metot

2.1. Örnekleme

Örneklemeler laboratuvar uygulamaları yoğun olan bir bölümde (Çevre Mühendisliği; bu bölümde bulunan 2 laboratuvar ve 2 sınıf), bilgisayar ve teknik laboratuvarı bulunan bir

bölümde (Mekatronik Mühendisliği; bu bölümde bulunan 1 bilgisayar laboratuvarı ve 1 sınıf), laboratuvar uygulaması olmayan bir bölümde (Hukuk Fakültesi; bu bölümde bulunan 2 sınıf), Mühendislik Fakültesi öğrencilerinin ortak kullandığı bilgisayar laboratuvarında (1) ve tüm öğrencilerin ortak kullandığı kütüphanede (2 salon) toz numuneleri toplanarak gerçekleştirilmiştir.

İç ortam toz örneklemesi yapılan sınıflarda haftanın sadece bir günü temizlik yapıldığından temizlik görevlisi ile görüşülüp görevliye numune toplanacağı gün oktan solventi ile temizlenmiş fırça ve faraş verilmiş ve görevli ile birlikte toz numuneleri sınıf kapısının en az bir metre ilerisinde sınıfın iç kısımlarından toplanmıştır. Aynı şekilde kütüphane, laboratuvarlar ve bilgisayar laboratuvarlarında temizlik günü de numuneler toplanmıştır. Arazi şahidi için bir sınıf ve bir laboratuvarda yaklaşık 1 m^2'lik bir alan oktan solventi ile temizlenip üzerine şartlandırılmış sodyum sülfat dökülmüş ve numune toplama işlemi uygulanmıştır [9]. Toz ve sodyum sülfat numuneleri oktan solventi ile temizlenmiş amber cam kavanozlarda numunelerin ön işlem göreceği zamana kadar -20 C^0'de saklanmıştır.

2.2. Numune hazırlama ve ekstarksiyon

Toz numuneleri kıl, toprak ve taş gibi yabancı maddeler cımbızla temizlendikten sonra elek çapı 100 μm olan paslanmaz çelik eleklerden geçirilmiştir. Daha sonra toz numuneleri amber cam kavanozda buzdolabında kolon temizleme işlemine kadar bekletilmişlerdir. Ekstraksiyon ve kolon temizleme işlemleri Odabasi ve Cetin [10] tarafından önerilen yöntem kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ekstraksiyon için 1 gr tartılan numunelere geri kazanım (recovery) standardı ve 15 ml aseton:hxn karışımı ilave edilip bütün gece oda sıcaklığında bekletilmiştir. Ertesi gün numuneler 1 saat ultrasonik banyoda karıştırılmıştır. Sıvı fazı alınan örnekler hegzan ilavesi ile solvent değiştirme yapılmış ve daha sonra azot gazı altında miktarları 1-2 ml'ye kadar düşürülerek önzenginleştirme işlemi gerçekleştirilmiştir.

2.3. Kolon temizleme

Temizleme kolonu için silika jel (% 5 deaktivasyon), alumina (% 6 deaktivasyon) ve susuz sodyum sülfat kullanılmıştır. Temizleme kolonu (L: 20 cm, D:1 cm) sırasıyla 1 gr cam yünü, 3 gr slika jel, 2 gr alumina ve en üstte sodyum sülfat ile hazırlamıştır. Kolonlarda 20 ml dikolorometan (DCM) ile ön yıkama yapılarak solvent akış hızı 0,1 ml/sn olarak ayarlanmıştır. Daha sonra önzenginleştirilme yapılmış örnek (2 ml) kolona verilmiştir. Örnek kolona verildikten sonra kolondan 30 ml DCM geçirilerek PAH kirleticisinin kolondan solvente geçmesi sağlanmıştır. Kolondan geçirilmiş olan DCM örneği önce rotary evaporatör ile hacmi 5 ml düşürülmüş, daha sonra azot gazı altında miktarları azaltılıp hegzan solventi ilave edilmiştir. Son olarak örnekler 250 μl'ye kadar uçurulmuş ve 250 μl kalan örnek viallerde GC analizi için buzdolabında bekletilmiştir.

2.4. GK analizi

Temizleme işlemi ile hazır hale getirilen örnekler, konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla GC-MS (Agilent Technologies 5977A-7890B) cihazında analiz edilmiştir. Cihazın kalibrayonu 16 hedef PAH bileşiği (Accustandard) ve 4 geri kazanım (recovery) stadandartı için 6 farklı konsantrasyonda hazırlanmış kalibrasyon çözelti karışımları ile yapılmıştır. Hedef kirleticiler: Nap, Ace, Flue, Acy, Phe, Ant, Flt, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, Ind, DahA ve BgP'dir. Fırın sıcaklığı 50 C^0'de 1 dakika bekleme, 25 C^0/dak'lık artışla 200 C^0 ye ve 8 C^0/dak'lık artışla 300 C^0'ye çıkıp 8 dakika beklemiştir. Enjeksiyon port sıcaklığı 295 C^0'dir. Analiz için HP-5MS kolon (15 m×250 μm×0.25 μm) kullanılmıştır.

Ortalama geri kazanım (recovery) oranları 76±14% (Asetanaftin-d10), 77±12% (Perlin-d10) and 79±17% (Krisen-d10), 76±19% (Fenantren-d10) olarak bulunmuştur .

2.5. Sağlık riski tahmini

Tozun deride adsorblanması, solunması ve sindirim (ya da yutma) yoluyla ortamda bulunan insanlar kirleticilere maruz kalırlar [11,12]. Toz mariziyetini tahmin etmek için bazı kabullerin

yapılması gerekmektedir. Bunlar:(1) İnsanlar üç ana yol aracılığıyla toza maruz kalırlar: Toz parçacıklarının kaza ile çiğnenmesi, toz parçacıklarının solunması ve toz parçacıklarının cilde teması ile olduğu kabul edilir [13,14]; (2) Ölçüm yapılan toz konsantrasyonlarına insanlar ömür boyu maruz kaldıkları kabul edilir [15]. (3) çalışmada kullanılan bazı maruziyet parametreleri referans topluluk üzerinde yapılan çalışmalardan alınmıştır. (4) Kanser riski tahmini yapılırken ayrı ayrı her bir kirleticinin risk tahminleri toplanabilir [16, 17]. (5) Toplam kanser riski tahminlerinde kirleticilerin 3 maruziyet yolu toplanabilir [17, 18]

$$D_{ing_i} = C_{dust} \times \frac{R_{ing_i} \times ET \times EF \times ED}{BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (1)$$

$$D_{inh_i} = C_{dust} \times \frac{R_{inh_i} \times ET \times EF \times ED}{PEF \times BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (2)$$

$$D_{derm_i} = C_{dust} \times \frac{SAF \times A_{skin_i} \times DAF \times ET \times EF \times ED}{BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (3)$$

Eşitlikte bahsi geçen parametrelerin tanımı ve değerleri Tablo 1'de verilmiştir. Toz maruziyetinden kaynaklanan fazladan kanser riski aşağıdaki eşitlik kullanılarak tahmin edilmiştir [19].

$$R = \sum_{i=1}^{3} D_i \times SF \quad (4)$$

Burada, R fazladan kanser riski ihtimalini, SF kirletici risk faktörünü $(\mu g/kg/d)^{-1}$, i üç farklı maruziyeti yolunu (yutma, nefes, deriye adsorblanması ile) temsil etmektedir. BaP kirletici SF değeri nefes alma yoluyla 3.85, çiğneme yoluyla 7.3 ve deriye adsorblanması ile maruziyet için 25 $(\mu g/kg/d)^{-1}$ olarak alınmıştır [19].

Tablo 1: Toz maruziyeti hesabında kullanılan parametreler ve değerleri

Parametre	Tanım	Değerler	Kaynaklar
$\mathbf{C_{dust}}$	Tozda bulunan kirletici miktarı (mg/kg)	Ölçülen değerler	Bu çalışma
$\mathbf{R_{ing}}$	Yutma oranı (mg toz/gün)	30 mg toz/gün	[12]
$\mathbf{R_{inh}}$	Nefes alma hızı (m^3/gün)	20 m^3/gün	[12]
DAF	Kirleticinin cilt içine nüfus etme sabiti (birimsiz)	0,001	[15]
SAF	Kirleticinin cilte yapışma faktörü (mg/cm^2.saat)	0,7 mg/cm^2.saat	[15]
$\mathbf{A_{skin}}$	Cilt yüzey alanı (cm^2)	3300 cm^2	[6]
ET	Gün içinde bina içinde geçirilen zaman	8/24 (0,33)	
EF	Maruziyet sıklığı (eğitim dönemi)	160 gün/yıl	Bu çalışma
ED	Maruziyet süresi (lisans eğitim yılı)	4 yıl	Bu çalışma
$\mathbf{T_{avg}}$	Ortalama ömür	70 yıl × 365 gün/yıl	[19]
BW	Vücut ağırlığı	70 kg	[19]
PEF	Partikül emisyon faktör	1.36×10^9 m^3/kg	[14]

3. Sonuç ve Değerlendirmeler

3.1. PAH seviyeleri

Üniversitede farklı mikroçevrelere ait toplam 11 numunede bütün PAH türleri gözlemlenmiştir. Her sınıfta ölçülen PAH kirleticilerin değerleri Tablo 2'de verilmiştir. Toplam PAH konsantrasyonu (Σ_{16}PAHs) 397,2 (Hukuk Sınıf-2) ila 2003,9 ng g^{-1} (Çevre Laboratuvarı 2) aralığında ölçülmüştür. Toplam PAH seviyeleri değerlendirildiğinde en yüksek değerler çevre laboratuvarlarında bulunurken daha sonra bilgisayar laboratuvarları, mühendislik fakültesi sınıfları (Çevre Mühendisliği sınıf 1 hariç), kütüphane ve en son olarak hukuk fakültesi sınıflarının sıralandığı görülmüştür. Çevre laboratuvarlarında çok sayıda kimyasal kullanarak deney yapılmaktadır. Yurdakul vd [20] yaptığı çalışmada Uçucu Organik Bileşikler (UOB) değerlerinin laboratuvar aktivitelerin arttığı yaz mevsiminde yükseldiği tespit edilmiştir. Her ne kadar kullanılan solventler UOB kaynağı olarak gösterilse de yarı uçucu aromatik grubunda olan PAH kirleticileri de bu çalışmada

laboratuvarlarda yüksek ölçülmüştür. Özellikle Phe (lab1: 695,7 ve lab 828,3 ng g^{-1}), Flt+Pyr (lab1: 185,2 ve lab 298,6 ng g^{-1}) ve Acy (lab1: 111,9 ve lab 146,1 ng g^{-1}) kirleticileri en yüksek değerlerde ölçülmüştür. Bunun yanında laboratuvar 2'de Nap (235,8 ng g^{-1}) ve Flue+Pyr (262,8 ng g^{-1}) yüksek ölçülmüştür. Her iki laboratuvar da lisans dersi deneyleri için kullanılmaktadır. Ancak laboratuvar 1'de Temel İşlemler dersi uygulamaları, Laboratuvar 2'de ise Çevre Kimyası ve Organik Kimya derslerinin deneyleri yapılmaktadır. Ayrıca Laboratuvar 2'nin arka tarafında kimyasal madde deposu bulunmaktadır.

Genelde toz numunelerinde molekül ağırlığı yüksek olan kirleticiler daha yüksek konsantrasyonda ölçülmektedir [21]. Ancak Laboratuvar 2'de bu tarz kimyasalların bulunmasından dolayı nispeten molekül ağırlığı hafif PAH kirletici seviyeleri yüksek ölçülmüştür. Deneyler sırasında Laboratuvar 1'de kullanılan kimyasal madde sayısı Laboratuvar 2'de kullanılanlar kadar çok değildir. İki laboratuvar yan yanadır ve kapıları gün boyunca açıktır. Laboratuvar 1'deki PAH seviyelerinin yüksek ölçülmesinin sebebinin Laboratuvar 2'den taşınan tozlar olduğu düşünülebilir. Hava taşınımı hakkında yorum yapabilmek için gaz fazı kirleticilerin ölçülmesi gerekmektedir. Benzer şekilde Çevre Mühendisliği bölümünde iki farklı sınıfta ölçüm yapılmıştır ve Sınıf 1'de toplam PAH konsantrasyonu 1076,3 ng g^{-1} ölçülmüşken Sınıf 2'de 743,3 ng g^{-1} olarak ölçülmüştür. Sınıf 1 öğrenci laboratuvarlarının tam karşısında Sınıf 2 ise farklı bir koridorda bulunmaktadır. Buradan da anlaşılacağı gibi ayakkabılara yapışan tozlarla taşınım odalar arasında kirlilik seviyelerini etkilemektedir. Aynı kat içinde bulunan laboratuvardan kaynaklanan kirleticiler sınıfta kirlilik seviyelerini etkilemektedir. Yakın yerlerde bulunan mikroçevreler için toz taşınımlarının da hava taşınımları kadar yüksek olduğu görülmektedir. Çalışmada iki farklı bilgisayar laboratuvarından örnek toplanmıştır. Biri sadece Mekatronik Mühendisliği bölümü öğrencilerinin kullandığı Mekatronik Bilgisayar Laboratuvarı diğeri ise Mühendislik Fakültesi öğrencilerinin kullandığı Bilgisayar Laboratuvarı'dır. Toplam PAH kirliliği fakülte bilgisayar laboratuvarında 1167 ng g^{-1} iken mekatronik bilgisayar laboratuvarında ise 818,5 ng g^{-1} olarak ölçülmüştür. Fakülte bilgisayar laboratuvarı hem bilgisayar hem de öğrenci sayısı olarak mekatronik bilgisayar laboratuvarından 2-3 kat fazladır. Kirlilik seviyelerinin yüksek ölçülmesinin sebebi öğrencilerin ayakları ile taşıdıkları toz veya bilgisayarlar kaynaklı olabilmektedir. Her iki bilgisayar laboratuvarında Chr (bilg lab: 360,2 ng g^{-1}; mekantronik bilg lab:189,7 ng g^{-1}), Bap (bilg lab: 170,1 ng g^{-1}; mekantronik bilg lab:73,4 ng g^{-1}) ve DahA (bilg lab: 125,7 ng g^{-1}; mekantronik bilg lab:92,1 ng g^{-1}) diğer kirleticilere göre yüksek seviyede ölçülmüştür. Ayrıca bu üç kirletici ölçüm yapılan diğer mikroçevrelerle kıyaslandığında en yüksek seviye bilgisayar laboratuvarlarında ölçülmüştür. Benzer bir çalışma Ren vd. [22] tarafından yapılmış ve yüksek ölçtüğü BbF (0,93 μg g^{-1}), BgP (0,85 μg g^{-1}), DahA (0,45 μg g^{-1}), Chry (0,37 μg g^{-1}) ve BaP 0,37 (μg g^{-1}) kaynağının bilgisayarın ısınan plastik iç aksamları olabileceğine değinmiştir [22]. Ayrıca bu kirleticilerin bilgisayar sayısı fazla olan fakülte bilgisayar laboratuvarında daha yüksek ölçülmesi bu tahmine destek vermektedir.

Kütüphane'de ise iki farklı salon olduğundan iki farklı numune toplanmıştır. Bu iki salon özellik açısından çok farklı olmadığından ölçülen toplam PAH seviyeleri (salon 1:535,1 ng g^{-1} ve salon2: 556,3 ng g^{-1}) birbirlerine çok yakındır. Toplam PAH seviyeleri çevre laboratuvarı ve bilgisayar laboratuvarı kadar yüksek seviyede ölçülmemesinin sebebi kütüphanede PAH kaynağı olabilecek bir emisyonun bulunmaması olarak tahmin edilmektedir. Kütüphane ölçümlerinde çevre laboratuvarlarında olduğu gibi en yüksek kirletici olarak naftalin ölçülmüştür (salon 1: 105,8 ng g^{-1} ve salon2 142,87 ng g^{-1}). Bu iki mikroçevrenin karakteristiği birbirinden çok farklı olduğundan naftalin kaynağının farklı olduğu düşünülmektedir. Kütüphanelerde lignin ve selülozun bozulması, kitaplarda kullanılan mürekkep, yapıştırıcı ortamda bulunan uçucu organik kirleticilerin kaynağı olabilmektedir [23]. Bu sebeple yarı uçucu grubunda bulunan naftalin kütüphanelerde yüksek seviyede ölçülmüştür. Laboratuvarda ise naftalin organik kimya uygulamalarında ya doğrudan emisyon ile ya da reaksiyon sonucu oluşabilmektedir.

Çalışmada üç farklı bölümün sınıflarından numune toplanmıştır. Bu sınıflarda toplam PAH seviyeleri Çevre Mühendisliği sınıf1:1076,8 ng g^{-1} ; sınıf 2: 743,3 ng g^{-1}, mekatronik mühendisliği sınıfı: 622,4 ng g^{-1}; hukuk fakültesi sınıf1: 431,7 ng g^{-1} ve sınıf2: 397,2 ng g^{-1} olarak ölçülmüştür. Toplam PAH seviyesi bakımından ölçüm yapılan bütün miktroçevrelerde hukuk fakültesi sınıfı en düşük değerlere sahiptir. Çevre mühendisliği sınıflarının daha önce tartışıldığı üzere laboratuvar kirleticlerinden doğrudan etkilendiği düşünülmektedir. Diğer sınıfların bulunduğu katta kimyasal laboatuvar bulunmamaktadır. Sadece lokasyon olarak mekatronik bölümüne çevre mühendisliği sınıf 2'nin önündeki koridordan geçerek ulaşılmaktadır. Mekatronik sınıf kirlilik seviyesinin hukuk sınıfları kirlilik seviyelerinden biraz daha yüksek olması bu geçişten veya mekatronik bilgisayar laboratuvarına giriş çıkışlar sırasında ayakkabıdan toz taşınımı ile olabileceği düşünülmektedir.

Bölüm yetkilileri ile görüşülerek ölçüm yapılan mikroçevrelerde hafta boyunca bulunan öğrenci sayısı yaklaşık olarak hesaplanmıştır. Hesaplama yapılırken her ders için sınıfta bulunan öğrenci sayısı göz önüne alınmıştır (hafta boyunca sınıfta yapılan ders×derse devam eden öğrenci sayısı). Eğer bir öğrenci hafta boyunca aynı sınıfta birden fazla derse giriyorsa bu öğrenci birden fazla sayılmıştır. Burada amaç mikroçevrenin haftalık öğrenci yoğunluğunu değerlendirmektir. Buna göre haftalık olarak çevre laboratuvarı 1: 165 öğrenci+5 araştırmacı, çevre laboratuvarı 2: 282 öğrenci+10 araştırmacı; çevre sınıf1: 3985 öğrenci, çevre sınıf 2:2450 öğrenci, mekatronik bilgisayar laboratuvarı: 485 öğrenci, mekatronik sınıf:2350 öğrenci, hukuk sınıf1:3150 öğrenci hukuk sınıf2: 2950 öğrenci, kütüphane: salon1: 4000 öğrenci, salon2: 4000 öğrenci, fakülte bilgisayar laboratuvarı: 2400 öğrenci ziyaret etmektedir.

Tablo2: Ölçülen PAH türlerinin farklı mikroçevrelerde değerleri (ng g^{-1})

	Kütüphane salon1	Kütüphane salon2	Çevre lab-1	Çevre lab-2	Çevre sınıf-1	Çevre sınıf-2	bilgisa yarlab. 1	Hukuk sınıf-1	Hukuk sınıf-2	Mekatronik lab.1	Mekatronik sınıf
Nap	105,74	142,87	88,85	235,8	63,9	45,77	45,4	30,69	32,46	9,74	31,24
Ace	31,89	32,19	19,25	16,63	8,74	3,21	21,41	9,8	7,3	19,85	23,32
Flue+Pyr	15,2	12,88	18,95	262,74	39,81	24,96	20,43	96,85	83,47	7,65	293,68
Acy	23,03	24,14	111,91	146,12	62,74	42,74	6,74	31,2	18,55	3,85	26,23
Phe	46,7	48,29	695,65	828,32	98,3	87,37	36,85	68,74	74,87	90,3	53,1
Ant	29,41	31,87	89,13	97,62	113,05	95,69	17,3	14,73	3,71	4,2	2,63
Flt+Pyr	30,56	32,19	185,16	298,85	319,48	91,53	66,21	14,68	18,08	12,73	23,28
BaA	21,7	24,14	10,9	7,99	18,74	7,82	0,28	10,84	9,27	4,58	0,67
Chr	22,15	20,92	8,1	6,41	61,44	54,09	360,17	8,46	11,59	189,69	14,72
BbF	24,98	19,31	31,44	52,96	42,61	87,37	150,02	5,3	8,2	164,4	45,96
BkF	26,58	25,75	0,48	22,83	58,71	52,01	4,43	21,44	24,3	31,62	9,19
Bap	53,15	48,29	24,63	17,58	86,01	74,89	170,09	36,82	25,5	57,94	44,05
Ind	39,86	48,74	3,82	1,65	44,24	35,21	42,83	48,37	51,74	31,62	26,85
DBA	44,29	28,97	13,26	0,26	36,86	29,12	125,65	22,09	21,89	92,12	6,71
BgP	19,85	15,74	16,39	8,15	22,12	11,54	99,57	11,65	6,24	98,21	20,8
$\sum_7$ B2 Grup	232,7	216,1	92,6	109,7	348,6	340,5	853,5	153,3	152,5	572,0	148,2
$\sum_{16}$PAH	**535,1**	**556,3**	**1317,9**	**2003,9**	**1076,8**	**743,3**	**1167,4**	**431,7**	**397,2**	**818,5**	**622,4**
Ind/ (Ind+BgP)	0,67	0,76	0,19	0,17	0,67	0,75	0,30	0,81	0,89	0,24	0,56
BaP/BgP	2,68	3,07	1,50	2,16	3,89	6,49	1,71	3,16	4,09	0,59	2,12

[a] Naftalin (Nap), Asenaftelen (ACY), Asenaften (ACT), Floren (FLN), Fenantren (PHE), Antrasen (ANT), Floranten (FL), Piren (PY), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (CHR), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), İndehayır[1,2,3-cd]piren(IcdP), Benzo[g,h,i]perilen (BghiP)

En az öğrenci yoğunluğu olan çevre laboratuvarlarında en yüksek seviyelerin ölçülmesi mevcut kimyasalların ortamda bulunan PAH kirleticilerine katkısının yüksek olduğunu göstermektedir. Öğrenci sayısının en yüksek olduğu fakat toplam PAH seviyelerinin en düşük ölçüldüğü mikroçevreler ise sınıflardır. Öğrenci varlığının sınıflardaki PAH seviyelerine katkısı sigara kullanımı ile artabilmektedir. Sigara katkısını değerlendirmek için PAH tanımlama oranı (diagnostic ratio) değerleri hesaplanmıştır (Tablo 2). PAH kirleticilerinin birbiri ile oranı (diagnostic ratio) dış veya iç ortamda bu kirleticilerin kaynaklarını tahmin etmek için sıkça kullanılan bir yöntemdir [6,24]. Örneğin Ind/(Ind+BgP) oranı 0.5'den küçük ise sıvı yakıt yanması büyük ise biyoyakıt ya da kömür yanmasının PAH kaynağı olduğu tahmin edilebilir [6, 25]. Ind/(Ind+BgP) oranı sınıflarda 0,56 ila 0,89, laboratuvarlarda 0,17 ve 0,19, kütüphanede 0,67 ve 0,76, bilgisayar laboratuvarlarında 0,14 ila 0,30 arasında hesaplanmıştır. Daha önce yapılan başka bir çalışmamızda sigara içilen evlerde yüksek Ind/(Ind+BgP) oranı (0.71-0.90) belirlenmiştir [26]. Bina içlerinde sigara içilmesi yasaktır ancak öğrenciler ders aralarında bina önünde sigara içmektedirler. Sigara dumanından çıkan PAH kirleticileri toza adsorblanmakta buradan da öğrencilerin üzerinde ve ayakkabıllara yapışarak taşınmaktadır. Çalışmada öğrenci sayıları fazla olan sınıflarda Ind/(Ind+BgP) oranının yüksek olması, öğreci sayısının az olduğu laboratuvarda bu oranın düşük olması sigara içiminin sınıf içi PAH kirliliğine katkısı olduğunu göstermektedir Benzer şekilde BaP/BgP oranının 1,25'den yüksek olması PAH kaynağının trafikten çok yanma olduğunu göstermektedir [27]. Kampüs, doğal gaz ile merkezi ısınma sistemine sahip olduğu ve yerleşim yerlerine uzak olduğundan sigara yanması olası yüksek BaP/BgP oranlarının sebebi olarak gösterilebilir. Sınıflarda BaP/BgP oranının 2,12 ila 6,49 aralığında değişmesi yine PAH kirliliğine sigara katkısını göstermektedir

3.2. PAH maruziyeti ve sağlık riski

Tablo 2'de verilen PAH konsantrasyon değerleri ve eşitlik 1, 2 ve 3 kullanılarak öğrencilerin tozdan kaynaklı PAH kirleticilerine yutma, nefes alma ve deriye adsorblanması ile maruz kalacakları değerler tahmin edilmiş ve Tablo 3'te sunulmuştur. Burada her mikroçevre için maruziyet değerleri ayrı ayrı hesaplanmış ve bütün mikroçevreler için ortalaması alınmıştır. Ortalama günlük $\sum_{16}$PAH maruziyeti, yutma ($3{,}27\times10^{-5}$ ng $kg^{-1}gün^{-1}$), nefes alma (0,07 ng $kg^{-1}gün^{-1}$) ve deriye adsorblanması (28,5 ng $kg^{-1}gün^{-1}$) değerleridir.

Tablo 3: PAH maruziyet değerleri (ng kg^{-1} day^{-1})

	D_{inh} ng $kg^{-1}day^{-1}$	D_{ing} ng $kg^{-1}day^{-1}$	D_{dermal} ng $kg^{-1}day^{-1}$
Nap	$2{,}3\times10^{-6}$	$4{,}61\times10^{-3}$	1,91
Acy	$1{,}06\times10^{-6}$	$2{,}45\times10^{-3}$	0,84
Flue+Pyr	$4{,}68\times10^{-6}$	$1{,}10\times10^{-2}$	4,38
Acy	$1{,}31\times10^{-6}$	$3{,}16\times10^{-3}$	1,10
Phe	$5{,}19\times10^{-6}$	$1{,}16\times10^{-2}$	4,72
Ant	$1{,}42\times10^{-6}$	$3{,}30\times10^{-3}$	1,13
Flt+Pyr	$3{,}24\times10^{-6}$	$7{,}09\times10^{-3}$	2,97
BaA	$9{,}20\times10^{-7}$	$2{,}14\times10^{-3}$	0,73
Chr	$2{,}94\times10^{-6}$	$6{,}18\times10^{-3}$	2,50
BbF	$2{,}07\times10^{-6}$	$5{,}67\times10^{-3}$	1,91
BkF	$9{,}06\times10^{-7}$	$1{,}95\times10^{-3}$	0,68
Bap	$2{,}27\times10^{-6}$	$4{,}86\times10^{-3}$	1,72
ınd	$1{,}23\times10^{-6}$	$2{,}75\times10^{-3}$	1,05
DBA	$1{,}59\times10^{-6}$	$3{,}52\times10^{-3}$	1,50
BgP	$1{,}53\times10^{-6}$	$3{,}25\times10^{-3}$	1,39
B2 group	$\mathbf{1{,}19\times10^{-5}}$	$\mathbf{2{,}71\times10^{-2}}$	**10,1**
$\sum_{16}$**PAHs**	$\mathbf{3{,}27E\times10^{-5}}$	**0,074**	**28,5**

Toplam maruziyetin %99,7'lik kısmı deriye adsorblanma ile geri kalan yaklaşık %3'lük kısmı ise tozların yutulması ile olmaktadır. Nefes alma yoluyla oluşacak maruziyet göz ardı edilebilir düzeydedir. Tozlar, PM_{10} (partikül madde, çapı<10μm) kadar havada askıda kalmadıklarından temas süresi daha kısa ve PM_{10} kirleticileri kadar ciğerlere nüfuz etmedikleri için sağlık riski daha azdır [28]. Bu sebeple maruziyet değerlendirilmelerinde tozdan kaynaklı nefes yoluyla maruziyet göz ardı edilmektedir. Yetişkin bir insana günde yaklaşık 51 mg iç ortam tozu adsorblanmaktadır [18, 29]. Bu durum PAH kirleticileri barındıran tozun deriye adsorblanması ile oluşan maruziyeti en baskın yol yapmaktadır. Yutma maruziyeti ise konuşma, ağızdan nefes alma veya yemek yeme sırasında tozların insan vücüduna alınması ile olur. PAH kirleticileri barındıran iç ortam tozlarında yutma ile maruziyet az da olsa gerçekleşmektedir.

PAH kirleticileri barındıran iç ortam tozlarının maruziyetinden kaynaklı oluşabilecek

fazladan kanser riski ihtimalini (R) hesaplamak için kullanılan kirletici risk faktörü (SF) değeri Amerikan Çevre Bakanlığı IRIS veri tabanından elde edilmiştir [30]. Genellikle PAH kirleticilerine maruz kalınması ile oluşan fazladan kanser riski ihtimali çalışmalarında BaP izomeri gösterge olarak kullanılır. Yapılan sağlık riski çalışmalarında bütün PAH'lar içinde BaP izomerinin toplam kansere sebep olma ihtimalinin %50'sini oluşturduğu gösterilmiştir [27, 31]. BaP dışında diğer yedi PAH kirleticisi için risk tahmini BaP izomerine göre toksisite eşdeğerlik faktörü (toxicity equivalence, TEF) kullanılarak yapılmaktadır. Bu izomerlerin TEF değerleri: BaP (1), BaA (0.1), BbF (0.1), BkF (0.01), Chr (0.001), DahA (1) and Ind (0.1) olarak alınmıştır [32]. Ölçüm yapılan mikroçevrelerde öğrencilerin 4 yıl boyunca PAH kirleticileri barındıran toza maruz kaldıkları kabul edildiğinde oluşabilecek fazladan kanser risk değerleri Tablo 4'te verilmiştir.

Tablo 4: Seçili PAH türleri için risk değerleri

	R_{inh}	R_{ing}	R_{dermal}
Bap	$5{,}10\times10^{-13}$	$2{,}13\times10^{-9}$	$2{,}45\times10^{-6}$
B2 group	$9{,}7\times10^{-13}$	$4{,}25\times10^{-9}$	$5{,}26\times10^{-6}$

Oluşabilecek fazladan kanser riski eğer 10^{-6}-10^{-4} aralığında ise maruziyetin tehlikeli olacağı düşünülmektedir [32]. Oluşabilecek fazladan kanser riskinde tozların cilde adsorblanması ile oluşan risk diğer iki maruziyet yoluna göre yüksektir. BaP kirleticisi barındıran tozların cilde adsorblanması ile sebep olacağı fazladan kanser riski $2{,}45\times10^{-6}$ iken toplam 7 PAH izomerinin riski $5{,}26\times10^{-6}$'dır. Bu değerler EPA'ın önerdiği tehlike sınırının altında kalmaktadır ve literatürde yapılan çalışmaların sonuçları ile benzerlik göstermektedir [33-35].

Tartışma

Üniversite kampüsünde bulunan farklı özelliklere sahip toplam 11 mikroçevrede iç ortam toz numuneleri toplanmış ve 16 öncelikli PAH kirleticisi için analizi yapılmıştır. Toplam PAH konsantrasyonu (Σ_{16}PAHs) 397,2 (hukuk sınıf-2) ila 2003,9 ng g^{-1} (çevre laboratuvarı 2) aralığında ölçülmüştür. Çevre laboratuvarında yüksek kirliliğinin karşı sınıfı da etkilemesi yakın mesafelerde kirliliğin ayakkabıya yapışarak taşındığını göstermektedir. Bilgisayar laboratuvarında ölçülen PAH kirliliğinin kaynağının bilgisayarın ısınan plastik iç aksamları olabileceği düşünülmektedir. İç ortamlarda bulunan malzemelerin PAH konsantrasyonu seviyelerine etkisi öğrenci yoğunluğuna göre daha fazladır. Sigara içimi dışarıda da olsa sınıflarda sigara içiminden kaynaklı PAH kirliliği oluşmaktadır.

Öğrenciler üzerinde toplam maruziyetin %99,7'lik kısmı deriye adsorblanma ile geri kalan yaklaşık %0,3'lük kısmı ise tozların yutulması ile olmaktadır. Nefes alma yoluyla oluşacak maruziyet göz ardı edilebilir derecede düşüktür. 7 PAH kirleticisinin deriye adsorblanması ile oluşabilecek fazladan kanser riski değer 5.36×10^{-6} olarak tahmin edilmiştir. Sonuç olarak öğrencilerin dört yıl boyunca PAH kirleticileri barındıran tozlara maruziyeti ile oluşabilecek fazladan kanser riski insan sağlığı açısından tehlike boyutunun altındadır.

Teşekkür

Yapılan çalışma KOU-BAP-14/89 nolu proje desteği ile temin edilen GC MS cihazı ve KOU-BAP 2015/067 nolu projesi desteği ile alınan malzemelerle gerçekleştirilmiştir. Kocaeli Üniversitesi BAP birimine alt yapı ve maddi desteğinden dolayı teşekkür ederiz. Ayrıca örneklerin toplanması sırasında yardımcı olan Onur Şahin ve Tuğba Ayaz'a örneklerin ektsraksiyon ve kolon temizleme sırasında destek olan Bilgehan Başaran, Gizem Nur Soylu ve Hepsen Bahar Akyıldız'a teşekkür ederiz.

4. Kaynaklar

1. DellaValle, C.T., Wheeler, D.C., Deziel, N.C., De Roos, A.J., Cerhan, J.R., Cozen, W., Severson, R.K., vd. (2013). Environmental Determinants of polychlorinated biphenyl concentrations in residential carpet dust, *Environmental Science and Technology*, **47**, 10405−10414.

2. Mitchell, C.S., Zhang, J., Sigsgaard, T., Junteen, M., Lioy, P.J., Somson, R., vd (2007). 'Current state of science: health effects and indoor environmental quality. *Environmental Health Perspect* **,82**,115-863.

3. Zhong, J.N.M., Latifi M.T., Mohamadi N., Wahid, N.B.A., Dominick, D., Juahir, H. (2014). Source Apportionment of Particulate Matter (PM_{10}) and Indoor Dust in a University Building. *Environmental Forensics*, **15**, 8–16.

4. Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., and Jessiman, B. J. (2001). A multielement profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* **267**(1–3), 125–140.

5. Kong, S., Lu, B., Bai, Z., Zhao, X., Chen, L., Han, B. vd. (2011). Potential threat of heavy metals in re-suspended dusts on building surfaces in oilfield city. *Atmospheric Environment*, **45,** 4192–4204.

6. Kamal, A., Malik, R.N., Martellini, T., Cincinelli, A. (2015). Source, profile, and carcinogenic risk assessment for cohorts occupationally exposed to dust-bound PAHs in Lahore and Rawalpindi cities (Punjab province, Pakistan). *Environmenta Science Pollution Research*, **22,** 10580–10591.

7. Vardar, N., Taşdemir, Y., Odabaşı, M., Noll, K.E. (2004.) Characterization of atmospheric concentrations and partitioning of PAHs in the Chicago atmosphere. *Science of the Total Environment*, **327**, 163-174.

8. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) (2016). Technology Transfer Network https://www3.epa.gov/airtoxics/hlthef/polycycl.html

9. Abdallah, M.A., Drage, D., Harrad, S. (2013). A one-step extraction/clean-up method for determination of PCBs, PBDEs and HBCDs in environmental solid matrices. *Environmental Science Processes Impacts* **15,** 2279-2287.

10. Odabasi, M., Cetin, B. (2012). Determination of octanol–air partition coefficients of organochlorine pesticides (OCPs) as a function of temperature: Application to air–soil exchange, *Journal of Environmental Management*, **113**, 432-439.

11. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) (2006). A framework for assessing health risks of environmental exposures to children. EPA/600/R-05/093A. http://cfpub.epa.gov/ncea/ risk/recordisplay.cfm?deid=15836

12. Liu, X., Zhai, Y., Zhu Y., Liu, Y., Chen, H., Li, P., Peng, C., Xu, B., Li, C.,Zeng, G. (2015). Mass concentration and health risk assessment of heavy metals in size-segregated airborne particulate matter in Changsha, *Science of The Total Environment*, **517,** 215–221.

13. Deng, J., Guo, J., Zhou, X., Zhou, P., Fu, X., Zhang, W., Lin, K. (2014). Hazardous substances in indoor dust emitted from waste TV recycling facility.*Environmental Science and Pollution Resarch*, **21**, 7656–7667.

14. Kurt-Karakus, P. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk" *Environment International*, **50**, 47–55.

15. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) (2001). Risk assessment guidance for superfund: volume III — part A, process for conducting probabilistic risk assessment. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf

16. Man, Y.B., Kang, Y., Wang, H.S., Lau, W., Li, H., Sun, X.L., Giesy, J.P., Chow, K.L., Wong, M.H. (2013). Cancer risk assessments of Hong Kong soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons, *Journal of Hazardous Materials*, **261**,770–776.

17. Lim, Y.W., Kim, H., Lee, C., Shin, D., Chang, Y., Yang, J. (2014). Exposure assessment and health risk of poly-brominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the indoor environment of elementary school students in Korea, *Science of the Total Environment*, **470–471,** 1376–1389.

18. Kang, Y, Wang, H.S., Cheung, K.C., Wong, M.H. (2011). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor dust and human hair. *Atmospheric Environment,* **45,**2386-239.

19. US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1997). Exposure Factors Handbook, EPA/600/P-95/002F, DC.

20. Yurdakul, S., Civan, M., Özden, Ö., Gaga, E., Döğeroğlu, T., Tuncel, G. (2016). Spatial Variation of VOCs and Inorganic Polluatnts in a University Building. *Atmospheric Pollution Research*, basım için kabul edildi

21. Shoeib, M., Harner, T., Ikonomou, M., Kannan, K. (2004) Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoroalkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers, *Environmental Science and Technology*, **38,** 1313-1320.

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

23. Kumar, A., Singh, B.P., Punia, M., Singh, D., Kumar, K. and Jain, V.K. (2013). Assessment of indoor air concentrations of VOCs and their associated health risks in the library of Jawaharlal Nehru University, New Delhi. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, 2240–2248.

24. Katsoyiannis, A., Breivik, K. (2014). Model-based evaluation of the use of polycyclic aromatic hydrocarbons molecular diagnostic ratios as a source identification tool. *Environmental Pollution*, **184**, 488–94.

25. Yamei, K., Minghui, Z., Zhengtao, L., Lirong, G. (2009). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Yellow River Estuary and Yangtze River Estuary, China. *Journal of Environmental Science*, **21,** 1625–1633.

26. Civan, M.Y., Kara, U.M. (2016). Risk Assessment of PBDEs and PAHs in House Dust in Kocaeli, Turkey: Levels and Sources. *Environmental Science and Pollution Research*, **23,** 23369–23384.

27. Hanedar, A., Alp, K., Kaynak, B, Avşar, E. (2014). Toxicity evaluation and source apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) at three stations in Istanbul, Turkey. *Science of Total Environment*, **488–489,** 437–446.

28. U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) (1999). Integrated sampling of suspended particulate matter (SPM) in ambient air, Overvıew, EPA/625/R-96/010a, https://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/inorganic/overvw2.pdf

29. Hawley, J.K. (1985). Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, **5,** 289–302.

30. U.S. EPA IRIS (United States Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System) (2016). Benzo[a]pyrene (BaP); CASRN 50-32-8, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0136_summary.pdf

31. Petry, T., Schmid, P., Schlatter, C. (1996). The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of PAHs. *Chemosphere*, **32**, 639–648.

32. US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1993). Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. EPA/600/R-93/089, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC.

33. Kang, Y, Cheung, K.C., Wong, M.H. (2011). Mutagenicity, genotoxicity and carcinogenic risk assessment of indoor dust from three major cities around the Pearl River Delta. *Environmental Internation*, **37**, 637–643.

34. Wang, W., Huang, M., Kang, Y., Wang, H., Leung, A.O.W., Cheung, K.C., Wong, M.H. (2011). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of Total Environment*, **409**, 4519–4527.

35. Maertens, R.M., Yang, X., Zhu, J., Gagne, R.W., Douglas, G.R., White, P.A. (2008). Mutagenic and Carcinogenic Hazards of Settled House Dust I :Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Content and Excess Lifetime Cancer Risk from Preschool Exposure, *Environmental Science and Technology*, **42,** 1747–1753.