



Kahramanmaraş Sutcu Imam University Journal of Engineering Sciences



Geliş Tarihi : 09/07/2018
Kabul Tarihi : 19/09/2018

Received Date : 09/07/2018
Accepted Date : 19/09/2018

Ev Tozunda Bulunan Ağır Metallerin İnsan Sindirim Sisteminin Değişik Basamaklarında Biyolojik Olarak Alınabilirliği

Bioavailability of Heavy Metals in House Dust Samples in Different Stages of Human Digestion System

Hatice Kübra AKDOĞAN GÜL¹, Aşkın BİRGÜL¹, Perihan Binnur KURT-KARAKUŞ^{1*}

¹ Bursa Teknik Üniversitesi, Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, Türkiye

*Sorumlu Yazar / Corresponding Author: Perihan Binnur KURT-KARAKUŞ, perihan.kurt@btu.edu.tr

ÖZET

Bu çalışmada 2012 yılında İstanbul'un farklı bölgelerinde bulunan evlerden toplanan ev tozu örneklerinde ağır metallerin tespitine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Şubat-Mart 2012 tarihleri arasında önceden belirlenmiş olan evlerden elektrik süpürgesi vasıtasıyla toplamda 39 adet toz örneği alınmıştır. Toplanan toz örnekleri, insan sindirim sisteminin ağız, mide ve bağırsak aşamalarında devreye giren vücut sıvılarını temsil edecek şekilde hazırlanan yapay çözeltiler ile muamele edildikten sonra asitle tam yakma işlemine tabi tutulmuş ve induktif eşleşmiş plazma kütle spektrometre cihazı (ICP-MS) kullanılarak ağır metaller tayin edilmiştir. Sindirim sisteminin her bir aşamasında ağır metallerin biyolojik alınabilirlik miktarları (Bioavailability-BA) ayrı ayrı olarak tespit edilmiş, elde edilen sonuçlar doğrultusunda ağır metaller için kanserojen ve kanserojen olmayan risk değerlendirmesi yapılmıştır. Ağır metal türüne bağlı olarak ortalama konsantrasyon seviyelerinin 0,450 ila 620 µg/g arasında değiştiği tespit edilirken, biyolojik alınabilirlik değerlerinin ise %45 ile %65 arasında değiştiği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: İstanbul, İç Ortam Tozu, Ağır Metaller, Maruziyet, Biyolojik Alınabilirlik

ABSTRACT

In this study, heavy metals concentration levels were detected in house dust samples collected from houses located in different regions of Istanbul in 2012. A total of 39 dust samples were taken from the pre-determined houses between February and March 2012 via the electric vacuum cleaner. The collected dust samples were treated with artificial solubilisers prepared to represent the body fluids that were introduced into the human digestive system at the mouth, stomach and intestinal tracts, and then acid digestion was applied and heavy metal levels were determined using the inductively coupled plasma mass spectrometer (ICP-MS). The bioavailability (BA) of heavy metals was determined separately for each stage of the digestive system, and carcinogenic and non-carcinogenic risk assessments were made for heavy metals in accordance with the results obtained. It was determined that the average concentration levels were changed between 0,450 and 620 µg/g depending on the heavy metal species and the bioavailability values were changed between 45% and 65%.

Keywords: Istanbul, Indoor Dust, Heavy Metals, Exposure, Bioavailability

1. GİRİŞ

Son yıllarda hızla artış gösteren çevre kirliliğinin temelinde insanoğlunun sanayileşmeye verdiği önem yatmaktadır. Hızlı sanayileşme beraberinde çevre kirliliğini de getirmektedir. Bu kirlilik doğal çevreye ve insan sağlığına dolaylı ya da doğrudan zarar vermektedir.

İnsanlar zamanlarının çoğunluğunu (yaklaşık %90) iç ortamlarda geçirmekte olduğundan iç ortam vasıtasıyla kirleticilere maruziyet üzerine çalışmalar son yıllarda yoğunluk kazanmıştır (Nastov ve ark., 2003). İç ortamda yapılan çalışmalarda, iç ortamların dış ortamlardan daha yüksek seviyelerde kirletici içerdiği tespit edilmiştir. Amerikan Çevre Koruma Örgütü'nün (EPA) çalışmaları, iç ortamdaki kirleticilerin seviyesinin dış ortamdan yaklaşık 5-100 kat daha fazla olabileceğini göstermiştir. Dış hava kirliliğinin etkileri, 20. yüzyılın başlarından itibaren bilinirken iç hava kalitesi sadece 30 yıl önce gündeme gelmiştir (Zia ve ark., 2011).

İç ortam havası, biyolojik kaynaklı; bakteri, küf, virüs, polen ve onların parçalarından oluşan biyoaerosoller ve yemek pişirme, sigara dumanı, ısıtma ve soğutma sistemleri, bina yapı malzemeleri ve mobilyalardan kaynaklanan biyolojik olmayan toz ve diğer kirleticiler nedeniyle bozulmaktadır (Burroughs ve Hansen, 2011). İç ve dış ortam tozunda belirlenen ağır metaller gibi kirleticiler de modern yaşamın beraberinde getirdiği problemlerdir. İç ortamlarda mevcut olan tozlar iç ve dış ortam kaynaklı olabilir ve ağır metaller gibi kirleticileri biriktirebilmektedir (Darus ve ark., 2012).

Evlerdeki tozların ağır metal derişimleri; evin bulunduğu bölgenin ikliminden evin yaşına, evde yaşayan insan sayısından evde yapılan yemeğe, evde sigara içilip içilmemesinden evin temizlenme düzenine kadar çeşitli faktörlere bağlı olarak değişim göstermektedir. Bu tozlar statik elektriklenmenin etkisiyle bir araya toplanarak pamukçukları oluşturmakta ve bu pamukçuklar ev tozları gibi; saç, kıl, kumaş parçaları, ölü deri, örümcek ağları ve tüy gibi maddeler içermektedir. Ayrıca toz akarları ve diğer parazitleri de barındırmaktadırlar (Hassan, 2000). Ev ortamlarında ağır metallerin en önemli kaynakları içeriye taşınan toprak partikülleri, taşıt emisyonları ve boyaların dökülmesi olarak sıralanabilir (Hunt ve ark., 1992).

İç ortam tozu kirleticilere maruziyet açısından çift yönlü bir role sahiptir. Hava kaynaklı dış ortam kirleticilerinin iç ortamlara taşındığı bir transfer ortamı (Layton ve Beamer, 2009) ve insanlar için soluma/yutma yoluyla kirleticilere maruziyet ortamı (Roberts ve ark., 2009). Ağır metaller gibi kirleticilere besin yoluyla veya taşıt eksozlarının solunması gibi direkt maruziyet yollarının yanı sıra, iç ortam tozlarının kazara yutulmasından da önemli bir maruziyet yolu olduğu bildirilmektedir (Zia ve ark., 2011). Organik ve inorganik partiküllerin heterojen bir karışımı olan iç ortam tozunun %58'i 44-149 µm boyut aralığında iken %6-35'i 30-63 µm arasında olup (Lidia, 2004) her iki boyuttaki partiküller de soluma ve yutma yoluyla insan vücuduna girebilecek küçüklüktedir. Son dönemlerde insanların iç ortam tozu yoluyla kirleticilere maruz kalması üzerine çalışmalar artmış ve özellikle küçük çocuklar gibi hassas grupların toz yoluyla kirletici maruziyeti konusunda çalışmalar sıklıkla yapılmaktadır (Mitchell ve ark., 2007).

İç ortamlarda bulunan ağır metal düzeylerinin incelenmesi üzerinde önemle durulması gereken hususlardan birisi olmasının temel nedeni bu kirleticilerin toksik ve biyolojik birikim potansiyeli sebebiyledir (Darus ve ark., 2012). Yapılan pek çok çalışmada da toz yutma yoluyla önemli miktarlarda toksik elementlere maruz kalılabileceği bildirilmiştir (Mielke ve ark., 1999; Raghunath ve ark., 1999; Yáñez ve ark., 2003; Chirenje ve ark., 2006; Inyang ve Bae, 2006).

Türkiye'de, iç ortam hava kalitesinin tespitine yönelik, oldukça sınırlı sayıda çalışma mevcut olup (Menteşe ve Güllü, 2006; Çetinkaya ve ark., 2005; Vaizoğlu ve ark., 2003; Tüzen, 2003; Dündar, 2006; Arslan, 2001; Dündar ve Pala, 2003; Tokaloğlu ve Kartal; 2006; Divrikli ve ark., 2003; Dündar ve Özdemir; 2005; Kurt-Karakuş, 2012), iç ortam tozunda bulunan ağır metallerin BA fraksiyonlarına dair ülkemizde herhangi bir çalışma bulunmamaktadır.

Amerikan Çevre Ajansı (USEPA)'na göre çocuklar günlük olarak 50 (düşük seviye) – 200 (yüksek seviye) mg toz yutarken, yetişkinler ise 20 (düşük seviye)-100 mg (yüksek seviye) toz yutmaktadır (US EPA, 2011). Öte yandan kirleticilere iç ortam tozu yoluyla maruziyetin değerlendirilmesinde doğrudan toz numunesinde "asitle yakma" neticesinde belirlenen ağır metal konsantrasyonu baz alındığında, maruziyet değeri gerçek değerinden daha yüksek tahmin edilebilmektedir. Bunun temel nedeni kirleticilerin "biyolojik olarak alınabilir (bioavailable, BA)" veya başka bir deyişle "ağız-mide-bağırsak sisteminde çözünebilir miktarlarının" hesaba katılmamasından kaynaklanmaktadır. İnsanların maruz kaldığı kirletici dozunun etkin bir şekilde değerlendirilebilmesi için BA fraksiyonunun hesaplanması önem arz etmektedir. BA kavramı, toz zerreciğinin yutulması durumunda toz bünyesinden salıverilen kimyasal miktarını ifade eder (Defra ve Environment Agency, 2002). Ağız yoluyla alım, solunum veya dermal yolla alımına nazaran daha önemli olduğundan dolayı, BA kavramı sadece ağız yoluyla maruziyeti kapsar (Ruby ve ark., 1993).

Bu çalışma kapsamında 2012 yılında İstanbul'un farklı bölgelerinde bulunan evlerden toplanan ev tozlarında ağır metal kirliliği ve kirliliğin biyolojik olarak alınabilirliğinin tespitine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmanın temel amacı, ev tozlarındaki ağır metallerin konsantrasyonlarını belirlemek ve biyolojik olarak alınabilirlik seviyelerini değerlendirmektir.

2. MATERYAL VE METOT

2.1. Çalışma Bölgesi ve İç Ortam Toz Örneklerinin Toplanması

Yapılan çalışma kapsamında incelenen toz örnekleri 2012 yılında gerçekleştirilen TÜBİTAK destekli (Proje No: 112Y004) bir çalışma kapsamında İstanbul'dan toplanan toz örneklerini içermektedir. Bu bağlamda İstanbul'un Bahçeşehir, Beşiktaş, Kemerburgaz, Güngören, Kadıköy, Alibeyköy ve Beylikdüzü gibi değişik semtlerdeki toplam 39 adet evden toz örnekleri toplanmıştır. Toplanan toz örnekleri 100 mesh elekten elenmiş ve analize edilene kadar -20°C'de derin dondurucuda saklanmıştır. Örnekleme noktalarına dair anayola yakınlık, ev/ofis büyüklüğü, bina yaşı, mobilya yaşı, sigara içilip içilmediği, yaşayan/çalışan sayısı, bulunduğu kat, evcil hayvan olup olmadığı, temizlenme sıklığı, havalandırma/klima mevcudiyeti, evin havalandırma sıklığı, en son ne zaman boyandığı gibi parametreler yapılan anket ile kayıt altına alınmıştır.

2.2. Toplam Metal İçeriğinin Belirlenmesi İçin Toz Örneklerinin Asitle Yakılması

Toplam ağır metal içeriğinin belirlenmesi için asitle deriştirme işlemi Milestone marka Ethos One model mikrodalga yakma sistemi kullanılarak, cihazın uygulama notlarında belirtilen HPR-EN-36 (Urban Dust) metoduna göre yapılmıştır. Yakma işlemi yaklaşık 0,2 g toz örneği için 8 mL %70'lik nitrik asit + 3 mL %96'luk sülfürik asit kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Özütleme işlemi için sıcaklık programı: 1. Aşama: 15 dakika 200 °C 5 dk 45 bar basınç, 2. Aşama: 15 dakika 200 °C 45 bar basınç olarak uygulanmıştır. Özütleme işlemi bittikten sonra numuneler soğumaya bırakılıp, 0.22 µm 13 mm Teflon (PTFE) filtreden geçirildikten sonra hacmi ultra saf su (Purelab Flex) ile 50 mL'ye tamamlanarak ICP-MS cihazında analiz edilmiştir. Kontrol amacıyla NIST (Ulusal Standartlar ve Teknoloji Enstitüsü-National Institute of Standards and Technology) sertifikalı SRM 2583

(Trace Elements in Indoor Dust) 0,2 g tartılarak analiz edilmiştir. Analiz sonucunda elde edilen veriler ile SRM 2583'ün içerdiği metal konsantrasyonları arasındaki relatif standart sapmalar Tablo 1'de gösterilmiştir.

Tablo 1. Relatif Standart Sapma Sonuçları

	Cd	Hg	Pb	Cr	As
RSD (%)	29	39	14	22	5

2.3. Biyolojik Olarak Alınabilirlik (BA) Fraksiyonunun Belirlenmesi

2.3.1. Sindirim sistemi sıvılarını temsil eden çözeltilerin hazırlanması

Simüle edilmiş tükürük, mide ve oniki parmak bağırsağı sıvılarının solüsyonları Kang ve Zhu'nun belirttiği şekilde hazırlanmıştır (Kang ve Zhu, 2015). Sindirim sistemi sıvılarını temsil eden çözeltilerin içerikleri Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Sindirim Sistemi Sıvılarını Temsil Eden Çözeltilerin İçerikleri (500 mL)

	Tükürük Salgısı	Mide Sıvısı	Onikiparmak Bağırsağı Sıvısı	Referans
Eklenilecek Madde	10 mL KCl 89,6 g/L	15.7 mL NaCl 175,3 g/L	40 mL NaCl 175,3 g/L	Kang ve Zhu, 2015
	10 mL KSCN 20 g/L	3 mL NaH ₂ PO ₄ 88,8 g/L	40 mL NaHCO ₃ 84,7 g/L	
	10 mL NaH ₂ PO ₄ 88,8 g/L	9,2 mL KCl 89,6 g/L	10 mL KH ₂ PO ₄ 8 g/L	
	10 mL Na ₂ SO ₄ 57 g/L	18 mL CaCl ₂ .2H ₂ O 22,2 g/L	6,3 mL KCl 89,6 g/L	
	1.7 mL NaCl 175,3 g/L	10 mL NH ₄ Cl 30,6 g/L	10 mL MgCl ₂ 5g/L	
	1.8 mL NaOH 40 g/L	8,3 mL HCl %37 g/g	180 µL HCl %37 g/g	
	8 mL urea 25g/L	10 mL glucose 65 g/L	4 mL urea 25g/L	
	500 mL'ye tamamlamak için ultra saf su	3,4 mL urea 25 g/L	1 g bovine serum albumin	
		10 mL 33 g/L glucosamine hydrochloride	3 g pancreatin	
		1 g bovine serum albumin	500 mL'ye tamamlamak için ultra saf su	
	1 g pepsin			
	500 mL'ye tamamlamak için ultra saf su			
Sıvı-Katı Oranı	100 15	100 22,5	100 45	Kang ve Zhu, 2015 Oomen ve ark., 2002
Temas Süresi	30 dakika 5 dakika	1 saat 2 saat	4 saat 2 saat	Kang ve Zhu, 2015 Oomen ve ark., 2002
Çalkalama Hızı	180 rpm 55 rpm	55 rpm 55 rpm	55 rpm 55 rpm	Kang ve Zhu, 2015 Oomen ve ark., 2002
Sıcaklık	37°C	37°C	37°C	Kang ve Zhu, 2015 Oomen ve ark., 2002
pH	7,8±0,05 6,5±0,2	1,2±0,05 1,07±0,07	7,0±0,05 7,8±0,2	Kang ve Zhu, 2015 Oomen ve ark., 2002
pH Ayarlaması		NaOH veya HCl ile yapılır		

2.3.2. BA fraksiyonunun belirlenmesi

BA fraksiyonunun belirlenmesi için RIVM (Hollanda Ulusal Halk Sağlığı ve Çevre Enstitüsü-National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands) sindirim modeli uygulanmıştır (Kang ve Zhu, 2015; Deshommes ve ark., 2012). BA fraksiyonunun hesabında Oomen ve ark. tarafından ağır metallerin topraktaki BA değerlerinin hesaplanması için önerilen yöntem kullanılmıştır (Oomen ve ark., 2002).

Sindirim işleminin ilk aşamasında 0,6 g toz örneği üzerine 9 mL tükürük sıvısı ilave edilerek 37°C'de 55 rpm'de 5 dakika çalkalamalı su banyosunda çalkalama işlemi uygulanmıştır. Daha sonra örneğin sıvı kısmından 5 mL örnek alınarak ICP-MS analizi için saklanmıştır. İkinci aşamada numunelerin üzerine 13,5 mL mide sıvısı eklenmiş ve pH değeri gerekli olan durumlarda HCl kullanılarak 1,07'ye ayarlanmış ve 2 saat süreyle 55 rpm ve 37°C'de çalkalamalı su banyosunda çalkalanmıştır. 2 saatlik çalkalama işlemi sonunda 5 mL örnek alınarak ICP-MS analizi için saklanmıştır. Son aşamada ise numune üzerine 27 mL bağırsak sıvısı ilave edilmiş olup pH değeri gerekli olan durumlarda NaOH kullanılarak 7,8'e ayarlanmış ve 2 saat süreyle 55 rpm'de çalkalamalı su banyosunda çalkalama işlemine tabi tutulmuştur. 2 saatlik çalkalama işlemi sonucunda numunedan alınan 5 mL örnek ICP-MS'te analiz edilmiştir. Örneklerin seyreltme işlemi, gerekli olan durumlarda 0,1 M HNO₃ kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

2.4. ICP-MS Analizi

Toz örneklerinde mevcudiyetleri sıklıkla rapor edilen Kadmiyum (Cd), Cıva (Hg), Kurşun (Pb), Vanadyum (V), Krom (Cr), Mangan (Mn), Kobalt (Co), Nikel (Ni), Bakır (Cu), Çinko (Zn), Arsenik (As) elementlerinin tayini yapılmıştır. Enstrümental analiz Agilent 7700 model indüktif eşleşmiş plazma kütle spektrometre (ICP-MS) cihazı kullanılarak yapılmıştır. ICP çoklu element stok çözeltisi (Agilent 5184-3566) kullanılarak 9 noktalı bir kalibrasyon grafiği oluşturulmuştur. İç standart olarak Bizmut (Bi), Germanyum (Ge), İndiyum (In), Lityum (Li), Lutedyum (Lu), Rodyum (Rh), Skandiyum (Sc) ve Terbiyum (Tb) içeren karışım kullanılmıştır (Agilent 5188-6525). ICP-MS cihazı genel işletim parametreleri şu şekilde seçilmiştir: integrasyon zamanı: 0,1 s, örnekleme zamanı: 0,31 s, veri toplama zamanı: 22,76 s; RF gücü: 1550 W, RF voltajı: 1,78 V; taşıyıcı gaz: 0,9 L/dk; make up gaz: 0,1 L/dk; nebulizer pompası: 0,1 rps, He gaz akışı: 4,5 mL/dk. Cihaz okumaları 3'er tekrarlı olacak şekilde yapılmıştır. 1-100 ppb ve 1-500 ppb konsantrasyon aralıklarında hazırlanan kalibrasyon çözeltilerinin analizi ile elde edilen kalibrasyon eğrilerinin R² değerleri Tablo 3'te gösterilmektedir.

Tablo 3. Multi Element Kalibrasyon Standardının ICP-MS ile Okunması Sonucunda Elde Edilen R² Değerleri

Metaller	Cd	Hg	Pb	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As
1-100 ppb	0,9999	0,9986	0,9993	0,9991	0,9988	0,9999	0,9995	0,9999	0,9981	0,9998	0,9998
1-500 ppb	0,9999	0,9963	0,9976	0,9999	0,9997	0,9998	0,9998	0,9996	0,9996	0,9992	0,9998

2.5. Risk Karakterizasyonu

İç ortam tozu vasıtasıyla ağır metaller maruziyet neticesinde oluşabilecek risk durumunun karakterizasyonunda Hu ve ark. tarafından belirtilen yöntem kullanılmıştır (Hu ve ark., 2011). Bu bağlamda günlük kimyasal alımı (Chemical Daily Intake, CDI, mg/kg vücut ağırlığı/gün) aşağıdaki formülle hesaplanmıştır. Formülde belirtilen parametrelere dair açıklamalar Tablo 4'de verilmiştir.

$$CDI = C_{dust} \times \frac{EF \times ED \times IR}{BW \times AT} \times CF \quad (1)$$

Tablo 4. CDI (mg/kg vücut ağırlığı/gün) Hesaplamasında Kullanılan Parametreler

Parametre	Sembol	Birim	Değer	Referans
Toz Örneği Ağır Metal İçeriği	C _{dust}	mg/kg	Önerilen çalışma kapsamında toplam yakma ve her bir vücut sıvısı için ayrı ayrı hesaplanacaktır	
Toz Yutma Oranı	IR	mg/gün	Çocuk: 200 Yetişkin: 100	US EPA, 2002 US EPA, 2001
Maruziyet Süresi	ED	yıl	Çocuk: 6 Yetişkin: 24	US EPA, 2001
Maruziyet Sıklığı	EF	gün/yıl	Çocuk: 180 Yetişkin: 180	US EPA, 2001
Ortalama Vücut Ağırlığı	BW	kg	Çocuk: 15 Yetişkin: 70 kg	US EPA, 1989 Zheng ve ark., 2010
Ortalama Süresi	AT	gün	Kanserojen olmayan elementler: EDx365 gün Kanserojen elementler: 70x365 gün: 25500 gün	Hu ve ark., 2011
Dönüşüm Faktörü	CF	kg/mg	1x10 ⁻⁶	US EPA, 2002

Kanserojen risk hesabı aşağıdaki formül yardımıyla yapılmıştır.

$$Kanserojen Risk = CDI \times RBA \times SFO \quad (2)$$

Burada;

RBA= relatif biyokullanılabilirlik= BA analizi sonucunda (ağız+ mide+bağırsak) belirlenen konsantrasyonun tozdaki toplam konsantrasyona (toplam yakma) oranı

SFO= slope faktör (kanserojen risk oluşturan elementler için; Arsenik (As)= 1,50 (mg/kg.gün)⁻¹, Krom (Cr)=5x10⁻¹ (mg/kg.gün)⁻¹)

Kanserojen risk, herhangi bir bireyin herhangi bir kirlenici ömrü süresince maruz kalması neticesinde kanser olup olmayacağını gösteren değerdir. Yönetmelikler açısından kabul/tolere edilebilir değerler 1x10⁻⁶-1x10⁻⁴ arasındadır. 1x10⁻⁶ değerinden düşük değerler kanser riskinin ihmal edilebilir düzeyde olduğunu, 1x10⁻⁴'ten büyük değerler ise kanser riskinin

önemli olduğunu gösterir. Bu iki değer arasındaki değerler ise kanser riski açısından kabul edilebilir değerler olarak görülmektedir. Kanserojen olmayan risk ise aşağıdaki formülle hesaplanmıştır.

$$\text{Tehlike katsayısı (Hazard Quotient - HQ)} = (CDI \times RBA) / RfDo \quad (3)$$

RfDo (mg/kg. gün) değerleri Bölgesel Tarama Seviyeleri veri tabanından elde edilmiştir.

(As= 3×10^{-4} ; Cr= 3×10^{-3} ; Cd= 1×10^{-3} ; Cu= 4×10^{-2} ; Co= 3×10^{-4} ; Ni: 2×10^{-2} ; Pb= $3,5 \times 10^{-3}$; Zn= 3×10^{-1} ; Hg: 3×10^{-4} ; Mn= $1,4 \times 10^{-1}$; Fe= 7×10^{-1} ; V= 5×10^{-3})

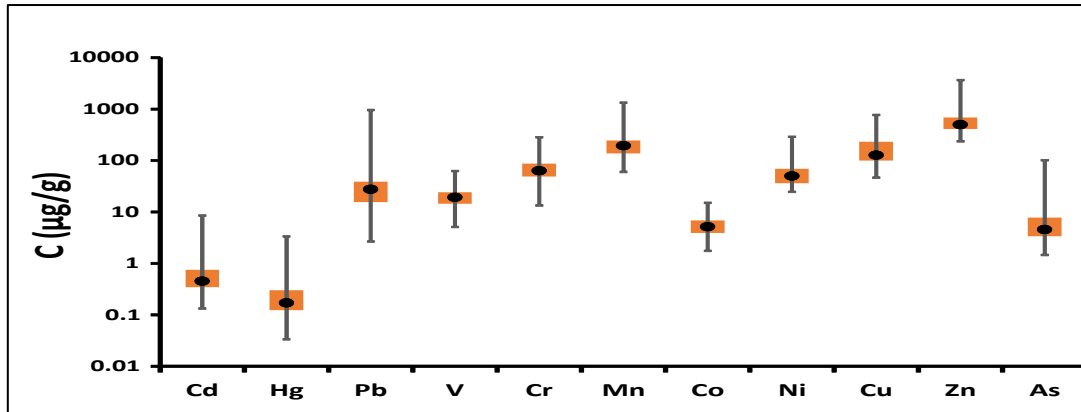
$$\text{Tehlike İndeksi (Hazard Index-HI)} = \sum HQ \quad (4)$$

HI tüm elementlerin HQ değerlerinin toplamına eşittir ve $HI < 1$ ise kanserojen olmayan riskler açısından herhangi bir tehlike olmadığını, $HI > 1$ ise kanserojen olmayan riskler açısından tehlike olduğunu ve maruziyet neticesinde kanserojen olmayan etkilerin gözlemlenebileceğini göstermektedir (US EPA, 1989).

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

3.1. Ağır Metal Konsantrasyonları

Toplanan toz numunelerinde tespit edilen ortalama konsantrasyon değerleri eser elementin türüne bağlı olarak 0.450 ila 620 $\mu\text{g/g}$ arasında değişmektedir. Toz numunelerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyon seviyeleri Şekil 1'de gösterilmektedir.



Şekil 1. Ağır Metallerin Toplam Konsantrasyon Aralıkları (orta kutu 25. ve 75. yüzdelere sınırlıdır, siyah nokta ortalama değeri, dikey siyah çizgi standart sapmayı temsil etmektedir)

Genel olarak toz örneklerinde tespit edilen konsantrasyon seviyelerinin literatürde dünyanın diğer bölgelerinde bildirilen konsantrasyon seviyelerinden daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Tablo 5). Örneklerde tespit edilen ortalama ağır metal konsantrasyon değerleri Tablo 6'da gösterilmektedir.

Tablo 5. Toz Örneklerinde Belirlenen Toplam Ağır Metal Konsantrasyonları ve Dünyanın Diğer Bölgelerinde Belirlenen Konsantrasyonlar ile Karşılaştırılması

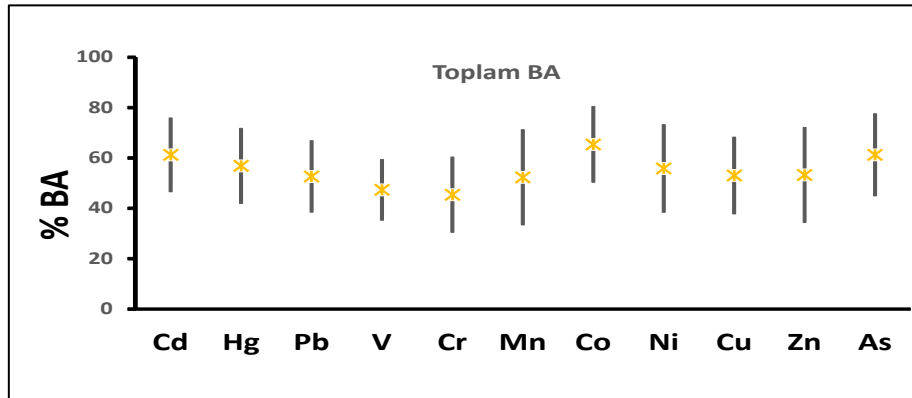
Metal ($\mu\text{g/g}$)	İstanbul	Birmingham (İngiltere)	Hong Kong	Ottawa (Kanada)	Sidney (Avustralya)	Varşova (Polonya)
Cd	0,87	1,5	4,3	4,4	1,9	-
Hg	0,45	-	-	-	-	-
Pb	52	109	157	233	85	158
V	21	-	-	-	-	-
Cr	74	-	-	-	-	-
Mn	246	493	216	260	54	-
Co	5,9	-	-	-	-	-
Ni	68	49,4	-	54	16	42
Cu	180	373	311	171	103	129
Zn	616	803	-	-	-	-
As	13	-	-	-	-	-
Referans	Bu çalışma	Turner ve Simmonds, 2006	Tong ve Lam., 2000	Rasmussen ve ark., 2001	Chattopadhyay ve ark., 2003	Lisiewicz ve ark., 2000

Tablo 6. Örneklerde Belirlenen Ortalama Eser Element Konsantrasyonları (mg/kg toz)

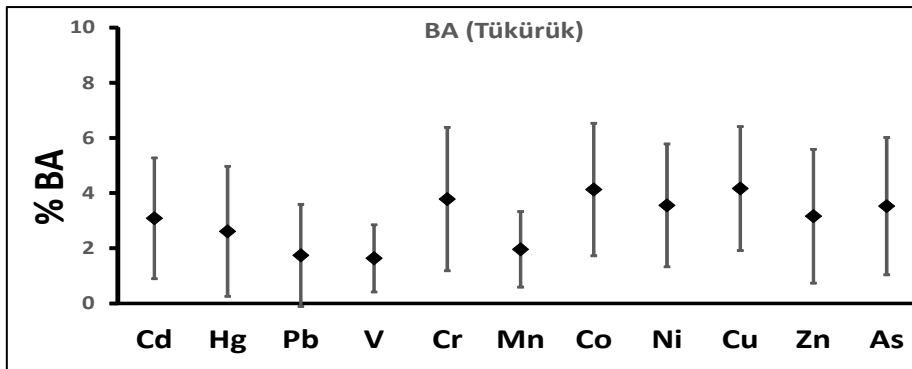
	Toplam Ortalama Konsantrasyon	Sadece Ağız Ortamında Biyolojik Olarak Alınabilen Ortalama Konsantrasyon	Sadece Mide ortamında Biyolojik Olarak Alınabilen Ortalama Konsantrasyon	Sadece Onikiparmak Bağırsağı ortamında Biyolojik Olarak Alınabilen Ortalama Konsantrasyon
Cd	0,87	0,027	0,435	0,044
Hg	0,45	0,012	0,216	0,015
Pb	51,50	0,898	24,144	0,991
V	20,93	0,342	8,616	0,649
Cr	73,73	2,791	27,630	2,144
Mn	245,54	4,819	108,967	8,514
Co	5,88	0,243	3,013	0,471
Ni	68,02	2,418	29,490	5,380
Cu	179,68	7,483	73,086	11,830
Zn	616,13	19,489	273,423	22,476
As	12,84	0,453	6,326	0,796

3.2. Toz Örneklerinde İz Elementlerin Biyolojik Alınabilirliği

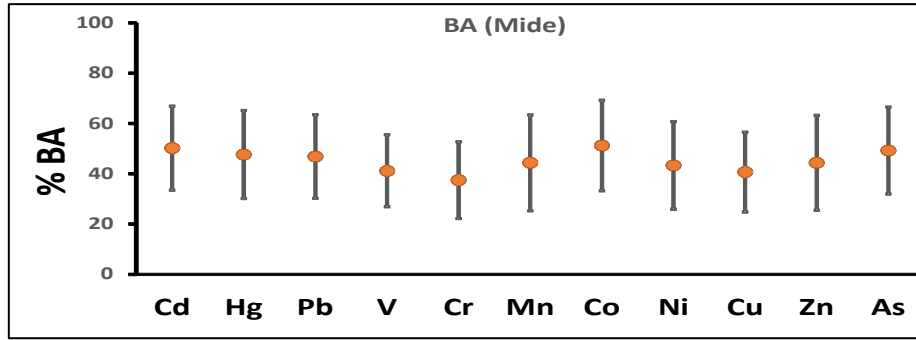
Şekil 2 ile Şekil 5 arasında verilen şekillerden de görüleceği üzere, ağır metalin adsorbe olduğu toz insanlar tarafından yutulduğunda, en büyük BA işlemi, midede oluşmakta, bunu onikiparmak bağırsak ve ağız aşamaları takip etmektedir. Toplam BA değerinin ağır metalin türüne bağlı olarak ortalama % 40 ila % 60 arasında değiştiği tespit edilmiştir.



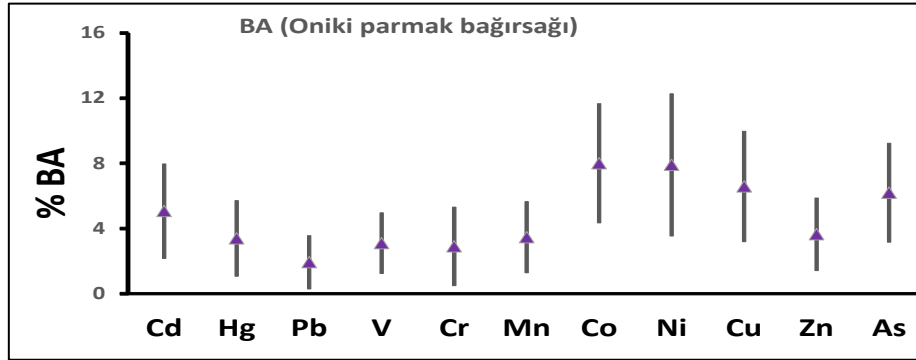
Şekil 2. İnsan Gastrointestinal Sisteminin Tamamında Ağır Metallerin Biyolojik Alınabilirliği



Şekil 3. İnsan Gastrointestinal Sisteminin Ağız Evresinde Ağır Elementlerin Biyolojik Alınabilirliği



Şekil 4. İnsan Gastrointestinal Sisteminin Mide Evresinde İz Elementlerin Biyolojik Alınabilirliği



Şekil 5. İnsan Gastrointestinal Sisteminin Onikiparmak Bağırsağı Evresinde İz Elementlerin Biyolojik Alınabilirliği

Çalışma sonucunda elde edilen BA değerleri literatürde var olan BA değerleri ile karşılaştırılmış olup elde edilen sonuçlar Tablo 7'de gösterilmektedir.

Tablo 7. Çalışma Sonucunda Elde Edilen BA Değerlerinin Diğer Çalışmalarda Belirlenen BA Değerleri ile Karşılaştırılması

Metal	BA Değeri (%)	BA Değerinin Kapsadığı Organlar	Metot	Referans
Cd	74.5	Oral BA	Simple Bioaccessibility Extraction Test (SBET)	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
	78	Oral BA	In vitro digestion (RIVM)	Oomen ve ark., 2002
	51	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
	40	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
Hg	39.1	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
	47	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Pb	76.6	Gastric BA	İn vitro method	Hamel ve ark., 1999; Ellickson ve ark., 2002
	6.7	Intestinal BA		
	66	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
	29	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
	11	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
V	11.2	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Cr	5.83	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Mn	47.6	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Co	22.1	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Ni	15.7	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Cu	29.8	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
Zn	60.1	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
As	38.8	Oral BA	SBET	US EPA, 2007b; US EPA, 2008
	95	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
	19	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002
	59	Oral BA	RIVM	Oomen ve ark., 2002

3.3. Risk Karakterizasyonu Değerlendirmesi

Tozda bulunan tüm metalin %100 biyolojik olarak alınabilir olması durumunda kronik günlük alım, kanserojen ve kanserojen olmayan risk değerlerinin özeti Tablo 8’de verilmiştir. Çocuklar için alım yollarına bağlı olarak tespit edilen kronik günlük alımlar sırasıyla; $7,86 \times 10^{-3}$, $2,37 \times 10^{-4}$, $3,45 \times 10^{-3}$, $3,33 \times 10^{-4}$, $4,01 \times 10^{-3}$ olarak bulunmuştur. Yetişkinler için ise sırasıyla $8,99 \times 10^{-4}$, $2,59 \times 10^{-5}$, $3,76 \times 10^{-4}$, $3,62 \times 10^{-5}$, $4,38 \times 10^{-4}$ sonucu elde edilmiştir. Tozlarda kurşun kontaminasyonu insan sağlığına olan etkilerinden dolayı önemlidir. Çocuklar Pb’nun nerotoksin özelliklerinden dolayı yetişkinlerden daha duyarlıdır (Grzatec ve Ghariani, 2008; Schmidt, 2010). Pb hemogloblin üretimini engeller ve beyin gelişimini etkiler. Bu yüzden kurşun kontaminasyonundan kaynaklanan potansiyel riskin azaltılması için gerekli önlemler alınmalıdır.

Çocukların (6 yaşına kadar) ortalama vücut ağırlıklarının çok daha düşük olması ve ellerini ağızlarına götürme sıklığından dolayı genellikle yetişkinlerden daha fazla toz yutarlar. Bu yüzden farklı metaller için CDI değerleri alım yollarının hepsinde çocuklar için daha yüksek bulunmuştur.

Çocuklarda yukarıda verilen alım yollarında kanserojen riskler sırasıyla; $3,17 \times 10^{-5}$, $4,33 \times 10^{-8}$, $5,56 \times 10^{-6}$, $5,94 \times 10^{-8}$, $7,85 \times 10^{-6}$ olarak bulunmuştur. Yetişkinlerde ise sırasıyla $3,96 \times 10^{-5}$, $1,8 \times 10^{-8}$, $2,38 \times 10^{-6}$, $2,54 \times 10^{-8}$, $3,36 \times 10^{-6}$ sonucu elde edilmiştir. Hesaplanan toplam kanserojenik risk değerleri, herhangi bir bireyin kanser oluşturma potansiyeli olan herhangi bir tehlikeli maddeye ömür boyu maruz kalması durumunda kanser olma ihtimalini ifade etmektedir. Bu bağlamda kabul edilebilir risk değerleri 1×10^{-6} - 1×10^{-4} arasında bildirilmektedir (US EPA, 1989). Tablo 8’de gösterilen verilere göre farklı alım yollarında çocuklar ve yetişkinlerde Cr ve As elementi için kanserojen risk değerleri bu değerlerden düşük çıkmıştır. Hem çocuklar hem de yetişkinler için toplam risk değerleri US EPA tarafından bildirilen değerlerden düşüktür (US EPA, 1989). Çocuklar için yukarıda verilen alım yollarında kanserojen olmayan riskler sırasıyla; $3,84 \times 10^{-1}$, $4,16 \times 10^{-4}$, $8,53 \times 10^{-2}$, $1,32 \times 10^{-3}$, $1,19 \times 10^{-1}$ olarak bulunmuştur. Yetişkinler için ise sırasıyla $8,45 \times 10^{-2}$, $6,06 \times 10^{-5}$, $1,17 \times 10^{-2}$, $1,75 \times 10^{-4}$, $1,63 \times 10^{-2}$ sonucu elde edilmiştir. Bu çalışma için çocukların kanserojen olmayan tehlike indeksleri yetişkinlerden daha yüksek bulunmuştur. Bunun sebebi yetişkinlerle karşılaştırıldığında çocukların kanserojen olmayan sağlık etkilerine daha duyarlı olmasıdır. Hesaplanan toplam HI değerleri herhangi bir bireyin kanser oluşturma potansiyeli olmayan herhangi bir tehlikeli maddeye ömür boyu maruz kalması durumunda kanser olma ihtimalini ifade etmektedir. Bu bağlamda kabul edilebilir risk değerlerinin 1 değerinin altında olması gerektiği bildirilmektedir (US EPA, 2001). Tablo 8’e göre tüm alım yolları için çocuklar ve yetişkinlerde hesaplanan tehlike indeksleri 1 değerinin altındadır (US EPA, 1989).

Tablo 8. İç Ortam Tozu Yutulması Sebebiyle Oluşabilecek Maruziyet Değerleri (CDI), Kanserojen (CR) ve Kanserojen Olmayan Risk (HQ), Tehlike İndeksi (HI) Değerleri

Tozda Bulunan Tüm Metalin %100 Biyolojik Olarak Alınabilir Olması Halinde				
		Yetişkin	Çocuk	
CDI	Cd	$6,10 \times 10^{-7}$	$5,69 \times 10^{-6}$	
	Hg	$3,20 \times 10^{-7}$	$2,99 \times 10^{-6}$	
	Pb	$3,63 \times 10^{-5}$	$3,39 \times 10^{-4}$	
	V	$1,47 \times 10^{-5}$	$1,38 \times 10^{-4}$	
	Cr	$5,19 \times 10^{-5}$	$4,16 \times 10^{-5}$	
	Mn	$1,73 \times 10^{-4}$	$1,61 \times 10^{-3}$	
	Co	$4,14 \times 10^{-6}$	$3,86 \times 10^{-5}$	
	Ni	$4,79 \times 10^{-5}$	$4,47 \times 10^{-4}$	
	Cu	$1,27 \times 10^{-4}$	$1,18 \times 10^{-3}$	
	Zn	$4,34 \times 10^{-4}$	$4,05 \times 10^{-3}$	
	As	$9,05 \times 10^{-6}$	$7,25 \times 10^{-6}$	
	Kanserojen Risk (CR)	Cr	$2,6 \times 10^{-5}$	$2,08 \times 10^{-5}$
		As	$1,36 \times 10^{-5}$	$1,09 \times 10^{-5}$
Kanserojen Olmayan Risk (HQ)	Cd	$6,1 \times 10^{-4}$	$5,69 \times 10^{-3}$	
	Hg	$1,07 \times 10^{-3}$	$9,95 \times 10^{-3}$	
	Pb	$1,04 \times 10^{-2}$	$9,68 \times 10^{-2}$	
	V	$2,95 \times 10^{-3}$	$2,75 \times 10^{-2}$	
	Cr	$1,73 \times 10^{-2}$	$1,39 \times 10^{-2}$	
	Mn	$1,24 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-2}$	
	Co	$1,38 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-1}$	
	Ni	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,24 \times 10^{-2}$	
	As	$3,02 \times 10^{-2}$	$2,42 \times 10^{-2}$	
Tehlike İndeksi (HI)		$8,45 \times 10^{-2}$	$3,84 \times 10^{-1}$	

4. SONUÇLAR

Elde edilen bulgulara göre, iç ortam tozundaki ağır metallerin % 100 biyolojik olarak erişilebilir olduğu varsayımı maruz kalınan konsantrasyonun olduğundan fazla tahmin edilmesine neden olabileceğini göstermektedir. Çalışma kapsamında elde edilen sonuçların, iç ortam tozlarında tespit edilen ağır metallerin biyolojik olarak alınabilirliğinin tahmin edilmesinde ve asimilasyon modellerinin geliştirilmesinde katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

Elde edilen bulgular ışığında gelecekte yapılacak benzer çalışmalar için aşağıdaki öneriler getirilebilir;

- Çalışma her ne kadar İstanbul il genelinde geniş bir alanı kapsamakta olsa da, örneklerin toplandığı illerin sayısı açısından sınırlı kalmıştır. Bu sebeple gelecekte yapılacak çalışmalarda daha fazla ilden örnek toplanması önerilebilir.
- Çocukların (6 yaşına kadar) ortalama vücut ağırlıklarının çok daha düşük olması ve ellerini ağızlarına götürme sıklığından dolayı genellikle yetişkinlerden daha fazla toz yutmaları nedeni ile elde edilen sonuçlar göstermektedir ki farklı metaller için günlük kimyasal alım (CDI) değerleri çocuklar için daha yüksektir. Bu sebeple iç ortamların ağır metal kirliliğine karşı korunması insan sağlığı açısından önem arz etmektedir.
- Tozlarda ağır metal kirliliğinin uzun vadeli ve mevsimsel değişimler bazında değerlendirilerek çocuk ve yetişkinlerin farklı mevsimlerde ve uzun vadede ağır metal maruziyetlerinin incelenmesi gerekmektedir.

5. TEŞEKKÜR

Bu çalışma finansal olarak Bursa Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) Koordinatörlüğü tarafından 2016-01-017 proje numarası altında desteklenmiştir.

6. KAYNAKLAR

- Arslan, H. (2001). Heavy Metals in Street Dust in Bursa, Turkey, *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 19, 439-445.
- Burroughs, H.E., and Hansen, S.J. (2011). Managing indoor air quality, *Fairmont Press*, Lilburn, GA.
- Cetinkaya, Z., Fidan, F., Unlu, M., Hasenekoglu, I., Tetik, L., Demirel, R. (2005). Assessment of Indoor Air Fungi in Western-Anatolia, Turkey, *Asian Pac J Allergy Immunol*, 23, 87-92.
- Chattopadhyay, G., Lin, K.C.P., Feitz, A.J. (2003). Household Dust Metal Levels in the Sydney Metropolitan Area, *Environ Res.*, 93, 301-307.
- Chirenje, T., Ma, L.Q., Lu, L. (2006). Retention of Cd, Cu, Pb and Zn By Wood Ash, Lime, And Fume Dust, *Water Air Soil Pollut.*, 171, 301-314.
- Darus, F. M., Nasir, R. A., Sumari, S. M., Ismail, Z. S., ve Omar, N. A. (2012). Heavy Metals Composition if Indoor Dust in Nursery Schools Building, *Procedia of Social Behaviour Science*, 38, 169-175.
- Defra and Environment Agency (2002). Contamination in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans, *R&D Publication CLR 9*, Cited In: EAUK, 2005b.
- Deshommes, E., Tardif, R., Edwards, M., Sauve, S., Prevost, M. (2012). Experimental Determination of the Oral Bioavailability and Bioaccessibility of Lead Particles, *Chemistry Central Journal*, 6(1), 1-31.
- Divrikli, U., Soylak, M., Elci, L., Dogan, M. (2003). Trace Heavy Metal Levels in Street Dust Samples from Yozgat City Center, Turkey, *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 21, 351-361.
- Dündar, M.S. (2006). Vanadium Concentrations in Settled Outdoor Dust Particles, *Environmental Monitoring and Assessment*, 123, 345-350.
- Dündar, M.S. and Pala M.F. (2003). Monitoring of Lead, Zinc, Cadmium, Nickel, Chromium and Copper in Street Dust Samples in Adapazari, Turkey, After Earthquake, *Trace Elements and Electrolytes*, 20, 104-107.
- Dündar, M.S., Ozdemir, F. (2005). Heavy Metal Contents of Indoor Airdust Particulate Matter from Adapazari, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14, 189-193.
- Ellickson, K. M., Schopfer, C. J., and Lioy, P. J. (2002). The Bioaccessibility of Low-Level Radionuclides from Two Savannah River Site Soils, *Health Physics*, 83, 476-484.
- Grzetic, I. and Ghariani, R.H.A. (2008). Potential Health Risk Assessment for Soil Heavy Metal Contamination in the Central Zone of Belgrade (Serbia), *J. Serb. Chem. Soc.*, 73, 923-934.

- Hamel, S. C., Ellickson, K. M., and Lioy, P. J. (1999). The Estimation of the Bioaccessibility of Heavy Metals in Soils Using Artificial Biofluids by Two Novel Methods: Mass-Balance and Soil Recapture. *Science of the Total Environment*, 243/244, 273–283.
- Hassan, S.K.M. (2000). A Study on Indoor Air Quality in Greater Cairo, M.Sc. Thesis, Faculty of Science, Cairo University.
- Hu, X., Zhang, Y., Luo, J., Wang, T., Lian, H., Ding, Z. (2011). Bioaccessibility and Health Risk of Arsenic, Mercury and Other Metals in Urban Dusts From A Mega-City, Nanjing, China, *Environmental Pollution*, 159, 1215-1221.
- Hunt, A., Johnson, D.L., Watt, J.M., Thornton, I. (1992). Characterizing the Sources of Particulate Lead in House Dust by Automated Scanning Electron Microscopy, *Environ. Sci. Technol.*, 26, 1513-1523.
- Inyang, H.I., Bae, S. (2006). Impacts of Dust on Environmental Systems and Human Health. *J. Hazard. Mater.* 132, 5-6.
- Kang, S., Zhu, J. (2015). Total Lead Content and Its Bioaccessibility in Base Materials of Low-Cost Plastic Toys Bought on The Beijing Market, *J. Mater. Cycles Manag.*, 17, 63-71.
- Kurt-Karakuş, P.B. (2012). Determination of Heavy Metals in Indoor Dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the Health Risk, *Environment International*, 50, 47–55.
- Layton, D.W., Beamer P.I. (2009). Migration of Contaminated Soil and Airborne Particulates to Indoor Dust. *Environ. Sci. Technol*, 43, 8199–205.
- Lidia, M. (2004). Indoor Particles, Combustion Products and Fibres. In: Pluschke P., Schleibinger H. (eds) *Indoor Air Pollution. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 64. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lisiewicz, M., Heimburger, R., Golimowski, J. (2000). Granulometry and The Content of Toxic and Potentially Toxic Elements in Vacuum Cleaner Collected, Indoor Dusts of the City of Warsaw, *Sci. Total Environ.*, 263, 69-78.
- Mentese, S., Gullu, G. (2006). Variations and Sources of Formaldehyde Levels in Residential Indoor Air in Ankara, Turkey, *Indoor and Built Environment*, 15, 273-281.
- Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Smith, M.K., Mielke, P.W. (1999). The Urban Environment and Children's Health: Soils as an Integrator of Lead, Zinc, and Cadmium in New Orleans, Louisiana, USA, *Environ. Res.*, A81, 117-129.
- Mitchell, C.S., Zhang, J.J., Sigsgaard, T., Jantunen, M., Lioy, P.J., Samson, R. (2007). Current State of the Science: Health Effects and Indoor Environmental Quality, *Environ Health Perspect.*, 115, 958–964.
- Nastov, J., Tan, R., Dingle, P. (2003). The use of Fibre Technology to Control Surface Dust and Bacteria Contamination, *I. Environ Sci.*, Report Series, Australia.
- Oomen, A.G., Hack, A., Minekus, M., Zeijdner, E., Cornelis, C., Schoeters, G., Verstraete, W., Van de Wiele, T., Wragg, J., Rompelberg, C.J.M., Sips, A.J.A.M., Van Wijnen, J.H. (2002). Comparison of Five In Vitro Digestion Models To Study the Bioaccessibility of Soil Contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3326-3334.
- Raghunath, R., Tripathi, R.M., Kumar, A.V., Sathe, A.P., Khandekar, R.N., Nambi, K.S.V. (1999). Assessment of Pb, Cd, Cu, and Zn Exposures of 6- to 10-Year-Old Children in Mumbai, *Environ. Res.*, 80, 215-221.
- Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., Jessiman, B. J. (2001). A Multielement Profile of House Dust in Relation to Exterior Dust and Soils in the City of Ottawa, Canada, *Sci. Total Environ.*, 267, 125-140.
- Roberts J.W., Wallace L.A., Camann D.E., Dickey P., Gilbert S.G., Lewis R.G. (2009). Monitoring and Reducing Exposure of Infants to Pollutants in House Dust, *Rev Environ Contam Toxicol.*, 201, 1-39.
- Ruby, M.V., Davis, A., Link, T.E., Schoof, R., Chaney, R.L., Freeman, G.B., Bergstrom, P.D. (1993). Development of an In Vitro Screening Test to Evaluate the In Vivo Bioaccessibility of Ingested Mine-Waste Lead. *Environmental Science and Technology*, 27, 2870-2877.
- Schmidt, C.W. (2010). Lead in Air Adjusting to a New Standard, *Environ Health Perspect*, 117, 76-79.
- Tokaloğlu, Ş., Kartal, Ş. (2006). Multivariate Analysis of the Data And Speciation of Heavy Metals in Street Dust Samples from the Organized Industrial District in Kayseri (Turkey), *Atmospheric Environment*, 40, 2797–2805.

Tong, S.T.Y., Lam, K.C. (2000). Home Sweet Home? A Case Study of Household Dust Contamination in Hong Kong, *Sci Total Environ*, 256, 115– 123.

Turner, A., Simmonds, L. (2006). Elemental Concentrations and Metal Bioaccessibility in Ukhousehold Dust, *Sci. Total Environ.*, 371, 74-81.

Tüzen, M. (2003). Investigation of Heavy Metal Levels in Street Dust Samples in Tokat, Turkey, *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 21, 513-521.

US EPA. (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. Human health evaluation Manual Part A, Inerim Final, Vol. I (EPA/540/1-89/002), US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA. (2001). Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III-Part A. Process for conducting probabilistic risk assessment (EPA 540-R-02-002), US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA. (2002). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites (OSWER 9355/4-24), US Environmental Protection Agency, Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response.

US EPA. (2007b). Estimation of Relative Bioavailability of Lead in Soil and Soil-Like Materials Using in Vivo and in Vitro Methods (OSWER 9285.7e77), US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA. (2008). Standard Operating Procedure for an in Vitro Bioaccessibility Assay for Lead in Soil (EPA 9200.1e86), US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA. (2011). Exposure Factors Handbook: 2011 Edition (Final) (EPA/600/R-09/052F), US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Vaizoğlu, S.A., Aycan, S., Deveci, M.A., Acer, T., Bulut, B., Bayraktar, U.D., Akyollu, B., Celik, M., Arslan, U., Akpınar, F., Baris, Z., Arslan, S., Deniz, E., Evci, D, Güler, C. (2003). Determining Domestic Formaldehyde Levels in Ankara, Turkey, *Indoor and Built Environment*, 12, 329-336.

Yáñez, L., Garcia-Nieto, E., Rojas, E., Carrizales, L., Mejfa, J., Calderón, J. (2003). DNA Damage in Blood Cells from Children Exposed to Arsenic and Lead in a Mining Area, *Environ. Res.*, 93, 231-240.

Zheng, N., Liu, J.H., Wang, Q.C., Liang, Z.Z. (2010). Health Risk Assessment of Heavy Metal Exposure to Street Dust in the Zinc Smelting District, Northeast of China. *Science of the Total Environment*, 408, 726-733.

Zia, M.H., Eton, Codling, E., Scheckel, K.G., Chaney, R.L. (2011). In Vitro and In Vivo Approaches for the Measurement of Oral Bioavailability of Lead (Pb) in Contaminated Soils: A Review, *Environmental Pollution*, 159, 2320-2327.