

Çocuk parklarından toplanan yüzey tozlarında element seviyelerinin ve sağlık risklerinin değerlendirilmesi

Assessment of element levels and health risks in playgrounds surface dust

Ayçacan KAYA¹ , Melik KARA*¹ 

¹Dokuz Eylül Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Tinaztepe Yerleşkesi, Buca, İzmir

• Geliş tarihi / Received: 20.09.2023

• Kabul tarihi / Accepted: 27.12.2023

Öz

Çocuk parkları, çocukların zamanlarının önemli bir kısmını geçirdiği, oyun oynadığı ve sosyalleştiği alanlar olarak karşımıza çıkmaktadır. Ancak kent merkezlerinde yer alan oyun parkları hem kentteki kirletici kaynaklardan hem de yapılarında kullanılan malzemelerden salınan emisyonlardan etkilenmektedirler. Bu çalışma çocuk parklarında maruz kalınan element seviyelerinin belirlenmesi ve bu elementlerin oluşturduğu potansiyel sağlık risklerinin hesaplanması için gerçekleştirilmiştir. Çalışmada İzmir'in Buca ilçesindeki çocuk parklarından 28 park seçilerek yüzey tozu örnekleri toplanmıştır. Toplanan örneklerde 25 elementin enstrümantal analizleri gerçekleştirilerek konsantrasyonları belirlenmiş ve parkların taban kaplamasına (kauçuk, beton ve kum) göre değerlendirilmiştir. En yüksek element konsantrasyonları kauçuk kaplamalı parklarda ve özellikle Zn, Ba, Cu, Pb, Co ve Sb elementleri için belirlenmiştir. Diğer taraftan çocuk parklarından toplanan yüzey tozundaki toksik özelliklere sahip elementlere maruziyet sonucunda oluşabilecek sağlık etkileri (kanserojen olmayan riskler ve kanser riskleri) ABD Çevre koruma ajansının (EPA) yayınladığı model kullanılarak belirlenmiştir. Buna göre Co ve As elementleri için kanserojen olmayan sağlık risklerini temsil eden tehlike indeksi değeri sınır değere çok yakın hesaplanırken toplam tehlike indeksi değeri ise sınır değeri aşmıştır.

Anahtar kelimeler: Elementler, İzmir, Oyun parkları, Sağlık risk değerlendirilmesi

Abstract

Playgrounds are the areas where children spend a significant part of their time, play games and socialize each other. However, playgrounds located in city centers are affected by the emissions released from both the materials used in their structures and pollutant sources in the city. This study was carried out to determine exposed element concentrations and to figure out the potential health risks posed by toxic elements. In the study, surface dust samples were collected from 28 playgrounds in Buca, Izmir. The concentrations of 25 elements were determined and evaluated according to the floor covering (rubber, concrete and sand) of the playgrounds. The highest element concentrations were measured in rubber coated playgrounds and especially for Zn, Ba, Cu, Pb, Co and Sb elements. On the other hand, the health risks (non-carcinogenic risks and cancer risks) were determined using the model published by the US Environmental protection agency (EPA). The non-carcinogenic risks of Co and As were found close to limit value but total Hazard index (HI) of elements was calculated higher than safe limit for children.

Keywords: Elements, Izmir, Playgrounds, Health risk assessment

* Melik KARA; melik.kara@deu.edu.tr

1. Giriş

1. Introduction

Çevre kirliliği, özellikle gelişmekte olan ülkeler başta olmak üzere bugünün dünyasında fiziksel ve biyolojik ortamları dolayısıyla canlı yaşamını etkileyen en dikkate alınması gereken konulardan biri olarak karşımıza çıkmaktadır. Son yıllarda ortaya çıkan hızlı nüfus artışı, kentleşme oranındaki artış, bireysel ulaşımın artması, sanayileşme ve toplumsal mobilizasyona bağlı olarak özellikle kentsel ortamlarda hava, su ve toprak kirliliği ciddi boyutlara ulaşmaktadır (Onder & Dursun, 2006; Lu vd., 2014; Shi & Lu, 2018; Font vd. 2019; Güzel & Canlı, 2023; Naimoglu & Akal, 2023). Çevre kirliliğine neden olan birçok kirletici madde farklı faaliyetler sonucunda çevresel ortamlara karışmakta ve bu ortamlar arasında geçiş yaparak kirletici miktarlarının ve etkilerinin artmasına neden olmaktadır (Kabata-Pendias, 2000).

Kent merkezlerinde organik ve inorganik kirleticiler özellikle yüzey tozlarında birikim gösterebilmektedir. Yüzey tozları veya cadde tozları olarak adlandırılan bu tozlar, dış mekânlarda ve geçirimsiz malzemelerin yüzeyinde biriken katı, sıvı ve gaz halindeki bileşenlerin etkileşiminden kaynaklanan katı parçacıklardır (Asampson vd., 2011). Kentsel yüzey tozları, yaşam alanlarındaki endüstriyel faaliyetlerden (fosil yakıt yakımı, madencilik faaliyetleri ve sanayi prosesleri), ulaşım ve trafikle ilgili faaliyetlerden (egzoz, yol aşınması, lastik ve fren emisyonları), belediye aktivitelerinden (sosyal etkinlikler, çevre düzenlemesi, çöplerin toplanması ve bertarafı), inşaat faaliyetlerinden (yıkım ve yeniden inşaat çalışmaları) ve günlük evsel faaliyetlerden (ilaçlama, boyama, eşya kullanımı) kaynaklanabilmektedir (Schwarz vd., 2016; Wang vd., 2016; Nezat vd., 2017).

Yüzey tozlarında bulunan toksik ve kalıcı kirleticiler arasında elementler ve ağır metaller de önemli bir yer teşkil etmektedir (Li vd., 2004). Kentlerde yaşayan yerleşimciler yüzey tozları yoluyla sıklıkla elementlere ve ağır metallere maruz kalmakta ve bunun sonucunda sağlıkları olumsuz olarak etkilenmektedir. Yüzey tozundaki elementler insan vücuduna doğrudan soluma, yutma ve cilt teması yolları ile girmektedir (EPA, 2002; RAIS, 2017). Biyolojik, fizyolojik ve sosyal koşullara bağlı olarak toplum içindeki farklı yaş grupları, bireysel olarak element kirliliğinden farklı şekillerde etkilenebilmektedir. Özellikle erken çocukluk, insan organizmasının beyin ve vücut gelişimi en hızlı olduğu dönemdir ve bağışıklık sistemi bu dönemde gelişmeye devam etmektedir (do Nascimento vd., 2014). Buna bağlı olarak oksijen ve besin ihtiyacı daha yüksek olmakta, bu da çocukların yetişkinlerden daha yoğun bir şekilde yediği, içtiği ve nefes aldığı anlamına gelmektedir (WHO, 2006; Mielke vd., 2011).

Çocukların yaşam ve hareket alanları küçük ve kısıtlı alanlar olduğu için sürekli olarak aynı kirlilik seviyelerine maruz kalmaktadırlar (Kumpiemi vd., 2011). Ev dışındaki zamanlarının büyük bölümünü okullarda (ilkokul, anaokulu, kreş) veya bu alanlara yakın çocuk parklarında geçiren çocukların kirli yüzeylerle ve yüzey tozlarıyla temas etme riski daha yüksektir (Tepanosyan vd., 2017). Boylarının kısa olmasından dolayı zemine daha yakın olmaları, oyunları esnasında yüzey toprağını ve tozu sık sık el-ağız hareketleri ile yutmaları ve/veya yerle temas eden yiyecekleri yedikleri için önemli miktarda günlük element alımına maruz kalmaktadırlar (Staneek III & Calabrese, 1995; Ottesen vd., 2008).

Biyolojik olarak parçalanmayan ve toksik etkisi olan Pb, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd gibi elementler insan sağlığı üzerinde etkili olabilmektedir (EPA, 1996). Bu elementler insan vücudundaki yağ dokularında birikerek merkezi sinir sistemini etkileyebilir ya da dolaşım sistemine girerek iç organlarımızda işlevsiz bozukluklarına sebep olabilmektedirler (Knasmüller vd., 1998; Denier vd., 2009). Ayrıca bu elementler DNA hasarına neden olarak, özellikle As, Cd, Cr elementleri, mutajenik ve kanserojen etkiler oluşturabilmektedirler (Valko vd., 2006; Yang vd., 2022; Florez-Garcia vd., 2023).

Toksiklik potansiyeli bulunan elementlerin kimyasal türlerine ve ortamdaki seviyelerine bağlı olarak kirlilik ve ekolojik risk değerlendirmeleri için farklı yaklaşımlar birçok çalışmada kullanılmaktadır (Liu vd., 2019). Zenginleştirme faktörü (EF), kirlilik indeksi (Zc) (Demetriades, 2011), jeobirikim indeksi (Igeo) (Ma & Singhirunnusorn, 2012; Pan vd., 2017) ve ekolojik risk indeksi (Er) elementlerin kirlilik ve ekolojik risk değerlendirmeleri için yaygın olarak kullanılan yöntemlerdir. Diğer taraftan toksik maddelere maruziyet sonucunda oluşan sağlık etkilerinin belirlenmesine yönelik ABD Çevre koruma ajansı tarafından geliştirilen Risk Değerlendirme Bilgi Sistemi (RAIS) modeli de yaygın olarak kullanılmaktadır. Model sonucunda elementlerin toksikolojik profillerine göre insanlar üzerinde oluşturabilecekleri hem kanserojen olmayan hem de kanserojen riskler belirlenmektedir (WHO, 2011; RAIS, 2017).

Elementlerin olumsuz sağlık risklerinden etkilenmeyi azaltmak ve maruz kalmayı önlemek için kirlilik etkisinde kalan alanlarda seviyelerin izlenmesi ve potansiyel risklerin değerlendirilerek iyileştirme programlarının uygulanması gerekmektedir. Bu amaçla bu çalışmada sağlık açısından daha hassas olan çocukların sıklıkla vakit geçirdiği çocuk parklarından toplanan yüzey tozlarındaki element seviyeleri incelenmiş, farklı özelliklere sahip parklardaki değişimler değerlendirilmiştir. Ayrıca elementlerin oluşturduğu çevresel birikim ve risk değerlendirmesi analizleri yapılmıştır.

2. Materyal ve metod

2. Material and method

2.1. Çalışma alanı

2.1. Study area

Çalışma Türkiye'nin üçüncü büyük kenti olan İzmir ilinin en yoğun merkez ilçelerinden Buca ilçesi kent merkezinde gerçekleştirilmiştir. Buca ilçesi İzmir'in en hızlı gelişen ilçeleri arasında olup son yıllardaki yoğun göçler nedeniyle nüfusu 517963 kişiye ulaşarak en kalabalık ilçe konumuna ulaşmıştır. Gerek kırsal gerekse kentsel yaşamın iç içe geçtiği bölge aldığı göçler nedeniyle birçok farklı bölgesel kültürü bünyesinde barındırmaktadır. Ayrıca ilçe İzmir'in en büyük üniversitelerinden birinin birçok kampüsünü de içermektedir. İzmir'in güneydoğusunda Nif dağı eteklerinde yer alan ilçe 221 km² yüzölçümüne ve 38 m rakıma sahiptir. Hafif engebeli bir bölgede yer alan ilçede tipik Akdeniz iklimi etkisini göstermektedir (Buca, 2023).

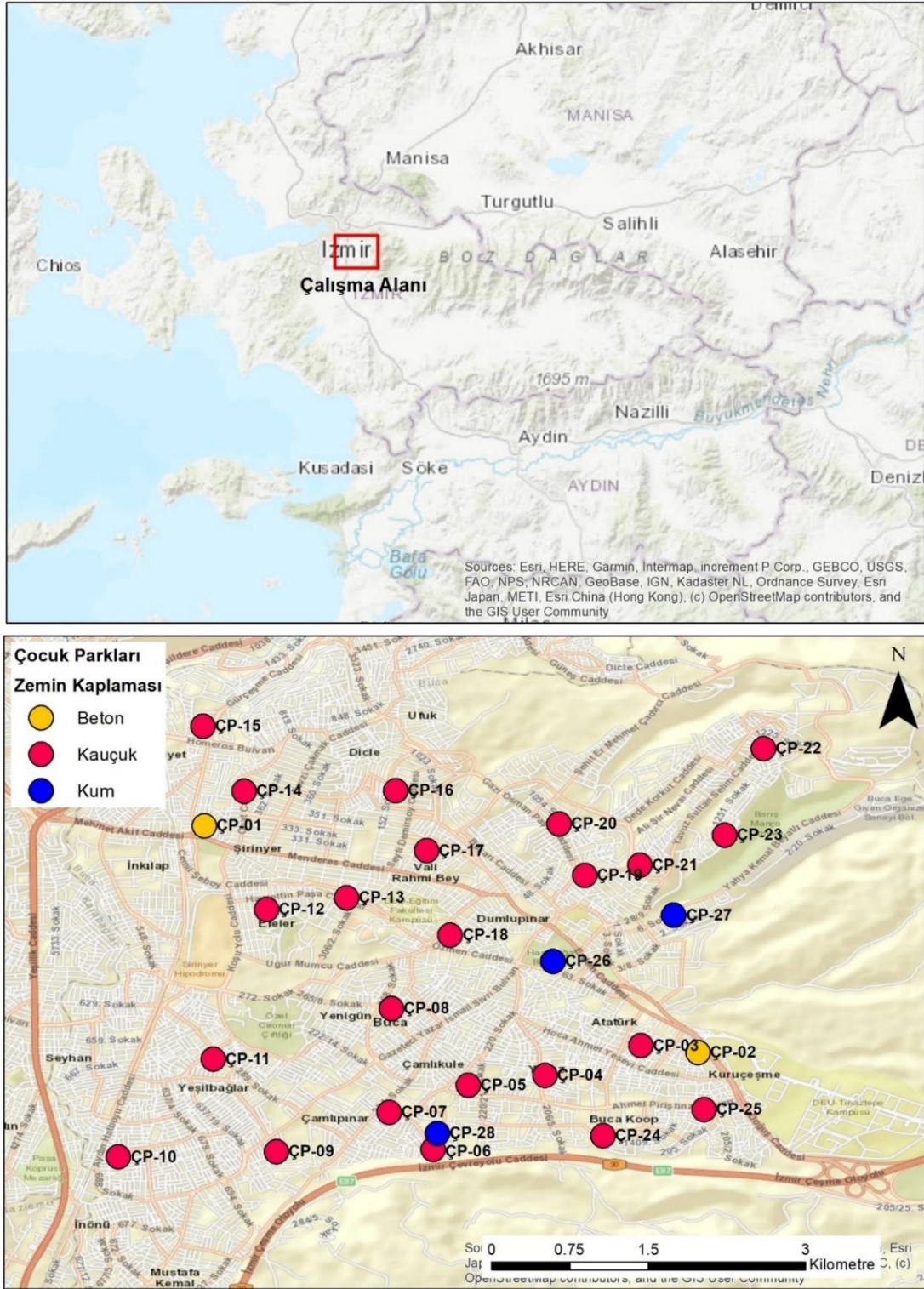
2.2. Örnekleme ve element analizleri

2.2. Sampling and analysis

Çalışmada Buca ilçesinde yer alan yaklaşık 90 çocuk parkı arasından yerel dağılımları, büyüklükleri ve kullanım yoğunlukları dikkate alınarak 28 park seçilmiş olup bu parklar kaplamalı ve kaplamasız zemin olarak iki kategoriye ayrılmıştır. Örnekleme yapılan parklardan 3 park kum zemine, 2 park beton zemine ve kalan 23 park ise sentetik kauçuk kaplamalı zemine sahiptir.

Türkiye genelinde yaygın olarak kullanıldığı gibi örnekleme yapılan çocuk parklarında da kullanılan kaplama malzemesi SBR (Stiren Bütadien Rubber) modüler veya dökme sentetik kauçuk malzemedir. Darbe emici ve esneklik özelliğinin yanı sıra travmatik yaralanmaların etkisini de azalttığı için çocuk oyun alanlarında, spor alanlarında, bisiklet yollarında, koşu ve yürüyüş parkurlarında sıklıkla kullanılmaktadır. SBR kauçuk genellikle kauçuk ürünlerin (otomobil lastiği, araç kaplamaları, konveyör bantları, ayakkabı tabanları vb.) geri dönüşümden elde edilen hammaddeler kullanılarak üretilmektedir. Gerek dökme gerekse modüler olarak üretimi esnasında SBR yapıştırıcı maddeler kullanılmaktadır. SBR kauçuk aşınmaya, ışığa ve ısıya karşı daha düşük dirence sahip olduğu için bazı uygulamalarda yüzeyi diğer bir sentetik kauçuk olan EPDM (Ethylene Propylene Diene Monomer) kauçuk ile kaplanarak hem renklendirilmekte hem de dış etkilere karşı direnci artırılmaktadır (Martin-Martinez, 2002). SBR üretiminde fiziksel ve kimyasal özelliklerini düzenlemek için bazı ilave katkı maddeleri ve yapıştırıcılar kullanılmaktadır. Bu amaçla yoğunluk artırıcı olarak barit (BaSO₄), renk oluşturmak için titanyum dioksit, demir oksitler, antimon, selenyum ve kadmiyum bileşikler, dolgu maddesi olarak kalsiyum karbonat, alüminyum florit ve silisyum, viskozite düzenleyici ve aşınmalara karşı direnç artırıcı olarak çinko oksit (ZnO), sabitleyici olarak fosfor bazlı bileşikler ve kürlenmeyi hızlandırmak için çinko, kurşun, magnezyum, kalsiyum, kadmiyum, bizmut veya bunların oksitleri kullanılmaktadır (Zou vd., 2016; Li vd., 2019; Sun vd., 2019).

Çalışmada element seviyelerinin belirlenmesi için toplanan yüzey tozu örnekleri uzun dönem birikimin sağlanması için henüz yağışların başlamadığı Ekim 2022 tarihinde toplanmıştır. Şekil 1'de çalışma alanı ve örnekleme yapılan parkların yerleşimi, Şekil 2 de ise örnekleme yapılan bazı parklara ait görseller verilmektedir.



Şekil 1. Çalışma alanı ve örnekleme yapılan çocuk parkları
Figure 1. Study area and the playgrounds which in collecting samples



Şekil 2. Örneklemeye yapılan bazı parklara ait görseller
Figure 2. The images from some playgrounds

Yüze tozu örnekleri park alanının büyük bir kısmını kapsayacak şekilde yaklaşık 100-250 gr toz park tabanından ve park oyuncaklarının yüzeylerinden plastik fırça ve kürek yardımıyla süpürülerek kompozit olarak toplanmıştır. Sahada örnek içinde bulunan bitki kökleri, dallar ve taşlar gibi maddeler ayıklanarak polipropilen poşetler içine konulup laboratuvara taşınmıştır. Alınan örnekler içeriklerinin bozulmaması için buzdolabında 4 °C'de analiz edilinceye kadar muhafaza edilmiştir. Toz örnekleri nem içeriklerinin uzaklaştırılması için etüvde 48 saat boyunca 40 °C'de kurutulmuş ve ardından 0.5 mm çapında plastik elekten geçirilmiştir. Elenmiş örnekten analiz için 0.5 gr numune 0.1 mg hassasiyetle hassas terazi (GEC Avery, Model VA-304) kullanılarak tartılmıştır. Tartılan örnekler teflon kaplara alınıp üzerine 9 ml nitrik asit, 3 ml hidroklorik asit, 0.5 ml hidroflorik asit eklenerek kapalı sistem mikrodalga çözünürleştirme ünitesi kullanılarak parçalanmıştır (EPA, 2007; Kara vd., 2014). Parçalanmış örnekler deiyonize su (18,2 MΩ/cm) ile 50 ml'ye seyreltilmiştir. Örnekler analiz öncesi 0,45 µm PTFE filtreden süzölmüştür. 30 adet elementin enstrümental analizleri Agilent 7700x (HMI, High Matrix Introduction modüllü) model ICP-MS (İndüktif Eşleşmiş Plazma – Kütle Spektrometresi) cihazında gerçekleştirilmiştir.

Analizler öncesinde cihazın optimum ayarlamalarının sağlanması için ayarlama çözeltisi (Tune solution) kullanılarak yüksek hassasiyet değerlerinin oluşması sağlanmıştır. Her bir element için en az 7 noktalı kalibrasyon eğrileri çizilmiştir; kalibrasyon eğrisinin doğruluğunu ve analizler sırasında herhangi bir kirlilik bulaşmasını kontrol etmek amacıyla da kalibrasyon sonrası ve her on örnekte bir Sürekli Kontrol Doğrulama (Continuing Check Verification (CCV), High Purity Standarts) standardı cihazda okunmuştur. Bunun yanı sıra analizlerin güvenilirliğini ve doğruluğunu sağlamak amacıyla sertifikalı referans malzeme de (CRM030-50G Trace Metal-Sandy Loam Sigma-Aldrich RTC, Inc.) analizlerin hazırlanmasında kullanılan prosedür ile parçalanarak okumaları yapılmıştır. Tablo 1'de sertifikalı referans malzeme analiz sonuçları ve geri kazanım oranları verilmiştir. Eş zamanlı olarak kör numuneler de hazırlanmış ve elementlerin hem reaktiflerdeki değerlerini belirlemek için hem de her bir elementin gözlenebilirlik (LOD) ve tayin sınırını (LOQ) hesaplamak

için kör numunelerin analizleri gerçekleştirilmiştir. [Wenzl vd. \(2016\)](#) ya göre hesaplanmış her bir elementin gözlenebilme ve tayin sınırı değerleri Tablo 2’de verilmektedir.

Tablo 1. Sertifikalı referans malzeme analiz sonuçları (mg/kg) ve geri kazanım oranları
Table 1. The analysis results of certificated reference material (mg/kg) and recovery values

Element	Sertifika değeri	Analiz değeri	Geri kazanım oranı	Element	Sertifika değeri	Analiz değeri	Geri kazanım oranı
Al	4810	4151.2 ± 96.2	%86.3 ± 2.0	Mg	2470	2616 ± 126	%105.9 ± 5.1
As	13.1	13.4 ± 0.2	%102.3 ± 1.8	Mn	127	133.7 ± 1.5	%105.3 ± 1.2
Ba	56.1	61.9 ± 3.6	%110.3 ± 6.4	Mo	8.78	9.3 ± 0.2	%105.6 ± 1.9
Ca	14200	13379 ± 179	%94.2 ± 1.3	Na	997	896.7 ± 32.1	%89.9 ± 3.2
Cd	58.4	53.6 ± 0.2	%91.8 ± 0.4	Ni	6.63	6.6 ± 0.2	%100.1 ± 3.1
Cr	43.8	49.1 ± 1.2	%112.2 ± 2.8	Pb	7.13	8.0 ± 0.3	%112.1 ± 4.8
Cu	5.68	5.8 ± 0.2	%102.0 ± 2.8	Se	18.5	18.5 ± 0.4	%99.7 ± 1.9
Fe	8320	9337 ± 434	%112.2 ± 5.2	V	29	32.1 ± 1.6	%110.8 ± 5.5
K	1480	1373.3 ± 50.3	%92.8 ± 3.4	Zn	74.8	72.1 ± 1.7	%96.4 ± 2.3

Tablo 2. Her bir element için hesaplanan gözlenebilme (LOD) ve tayin sınırı (LOQ) değerleri (mg/kg)
Table 2. The limit of detection (LOD) and limit of quantification (LOQ) for the analyzed elements (mg/kg)

Element	LOD	LOQ	Element	LOD	LOQ	Element	LOD	LOQ
Al	7.37	24.32	K	1.89	6.25	Sb	0.02	0.07
As	0.31	1.02	Mg	1.90	6.28	Se	0.07	0.22
Ba	0.53	1.74	Mn	2.75	9.08	Si	530.5	1750.6
Ca	24.5	81.0	Mo	0.05	0.17	Sn	0.05	0.18
Cd	0.02	0.06	Na	7.92	26.13	Sr	0.72	2.37
Co	0.14	0.45	Ni	0.34	1.12	Tl	0.06	0.19
Cr	0.47	1.56	P	2.80	9.25	V	0.38	1.25
Cu	0.42	1.40	Pb	0.42	1.38	Zn	0.80	2.64
Fe	20.2	66.8						

2.3. İstatiksel analizler, kirlilik ve sağlık riskleri değerlendirme yöntemleri

2.3. Statistical analysis, methods of pollution and health risk assessments

Örnekleme ve analizler sonucunda elde edilen analitik verilerin işlenmesi için istatistiksel yöntemler kullanılarak veriler değerlendirilmiştir. Ortalama, medyan, standart sapma gibi standart istatistiksel parametreler hesaplanmıştır. Toz örneklerindeki element konsantrasyonlarının istatistiksel analizleri için IBM SPSS v25 yazılımı kullanılmıştır.

Farklı ortamlarda belirlenen elementlerin doğal (yer kabuksal) veya antropojenik kökenlerini tanımlamak ve antropojenik etkilerin derecesini değerlendirmek için Zenginleşme Faktörü (EF) kullanılmaktadır ([Sakan vd., 2009](#); [Malvandi, 2017](#); [Vlasov vd., 2021](#)). Zenginleşme faktörü, ölçümü yapılan element seviyelerinin doğal olarak yer kabuğunda bulunan seviyeleri ile Al ve Fe gibi ([Karbassi vd., 2008](#); [Amin vd., 2009](#)) referans elementlere oranlanmasıyla belirlenir.

$$EF = \frac{(C_{\text{element}}/C_{\text{Referans}})_{\text{numune}}}{(C_{\text{element}}/C_{\text{Referans}})_{\text{kabuk}}} \quad (1)$$

Denklem 1’de $(C_{\text{element}}/C_{\text{Referans}})_{\text{numune}}$, ölçülen element konsantrasyonunun, toz örneğindeki referans elementin konsantrasyonuna oranıdır. $(C_{\text{element}}/C_{\text{Referans}})_{\text{kabuk}}$ ise aynı elementin doğal olarak yer kabuğundaki referans elementin konsantrasyonuna oranıdır. Yer kabuğunun üst kabuk değerleri ([Taylor & McLennan, 1995](#)) referans değerler olarak kullanılıp toz örnekleri için EF değerleri hesaplanmıştır. Yaygın olarak kullanıldığı için zenginleştirme faktörü hesaplarında Alüminyum referans element olarak seçilmiştir. Toz örneklerine antropojenik katkıların derecesini değerlendirmek için beş kategori kullanılmaktadır. Bu kategoriler; minimum zenginleşme ($EF < 2$), orta zenginleşme ($2 < EF \leq 5$), şiddetli zenginleşme ($5 < EF \leq 20$), çok yüksek zenginleşme ($20 < EF \leq 40$) ve son derece yüksek zenginleşme ($40 < EF$)’dir ([Kara vd., 2014](#)).

Çocuk parklarından toplanan yüzey tozundaki toksik özelliklere sahip elementlere maruziyet sonucunda oluşabilecek sağlık etkilerinin (kanserojen olmayan riskler ve kanser riskleri) belirlenmesi için ABD Çevre koruma ajansının (EPA) Maruz Kalma Faktörleri El Kitabı'ndan verilen model kullanılmıştır (EPA, 2011). Model sonucunda elementlerin toksikolojik profillerine göre çocuklar üzerinde oluşturabilecekleri hem kanserojen olmayan hem de kanserojen riskler belirlenmektedir (WHO, 2011; RAIS, 2017). Bu modele göre elementlere maruziyet potansiyel olarak üç yolla gerçekleşebilmektedir. Bu yollar; toz parçacıklarının doğrudan yutulması, havada süspansiyon haline gelmiş parçacıkların ağız ve burun yoluyla solunması ve açıkta kalan cilt yüzeylerine yapışan parçacıklardan elementlerin dermal yolla emilmesidir.

Kümülatif kanserojen olmayan riskler için, olası maruz kalma yollarındaki maruziyet dozunun hesaplanmasına dayalı olarak her bir maruz kalma yolu (yutma, soluma ve deri teması) için tehlike katsayısı (HQ) hesaplanmaktadır. Tehlike indeksi (HI), birden fazla madde ve/veya çoklu maruz kalma yolları için tehlike katsayılarının (HQ) toplamıdır (EPA, 1989). HI değerinin 1'den küçük olması kanserojen olmayan etki riskinin olmadığını gösterirken, HI değerinin 1'den büyük olması kanserojen olmayan risk etkilerinin ortaya çıkabileceğini gösterir. Kanserojen riskler ise bireyin yaşamı boyunca kanserojen tehlikelere maruz kalması sonucu herhangi bir kanser türünün gelişme olasılığıdır. IARC (Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı) tarafından tanımlanan sınıflandırma gruplarına göre arsenik (As), nikel (Ni), kadmiyum (Cd), krom (Cr) ve bunların bileşikler sınıf I kanserojen elementlerdir (IARC, 2011). Bu nedenle bu çalışmada bu elementler dikkate alınarak kanserojen riskler hesaplanmıştır. Genel olarak EPA risk yönetimi için hesaplanan kanser risk değeri 10^{-6} 'nın altında ise kanserojen riskin önemsiz olarak değerlendirilebileceğini ve 10^{-4} 'ün üzerinde ise kanserojen riskin insanlar üzerinde etkili olabileceğini öngörmektedir (EPA, 1989, 2004, 2009).

Çalışmada çocuklar için kanserojen olmayan riskler ve kanserojen risklerin hesaplanmasında kullanılan parametreler Tablo 3'te verilmektedir. Parametreler için literatür değerleri kullanılırken, maruziyet ile ilgili değerler için ise bölgesel olarak 2-12 yaş arası çocukların ortalama yılın 9 ayı ve maksimum günlük 6 saat zaman geçirdiği kabul edilmiştir. Sağlık risklerinin hesaplanmasında elementlerin maruziyet konsantrasyonu, "makul maksimum maruz kalmanın" bir tahmini olarak kabul edilmektedir (EPA, 1989, 2002) ve ortalamanın %95 güven aralığının üst sınırınıdır. Bu çalışmada bu konsantrasyonlar USEPA (EPA, 2015) tarafından desteklenen ProUCL 5.2 yazılımı kullanılarak her element için %95 üst güven sınırı (UCL) olarak hesaplandı (Barnett vd., 2022).

Bu çalışmada Zn, As, Pb, Co, Mn, Ni, Mo, Cu, Sn, Sb, Se ve Cd insan sağlığı açısından potansiyel tehlikeli maddeler olarak belirlenmiştir. Bu elementlerin toksikolojik profillerine göre (US DOE, 2011; EPA, 2011a), hepsinin insanlar üzerinde toksikolojik sağlık etkileri vardır ve bazıları kanserojendir (Cd, Cr, Ni, As ve Pb hem kanserojen olmayan hem de kanserojen risklere neden olur) (EPA, 2002, 2011b; WHO, 2011).

Tablo 3. Toksik elementlerin potansiyel sağlık risklerini tahmin etmek için kullanılan parametreler
Table 3. The parameters using to estimate the potential health risks of elements

Parametre	Açıklama	Değer	Referans
Konsantrasyon	C (concentration of elements)	95%UCL	Bölgesel Değer
Yutma Oranı	IngR (ingestion rate)	200 mg/gün	EPA (2002)
Soluma Oranı	InhR (inhalation rate)	7.6 m ³ /gün	Van den Berg (1995)
Maruziyet Sıklığı	EF (exposure frequency)	270 gün/yıl	Bölgesel Değer
Maruziyet Süresi	ED (exposure duration)	10 yıl	Bölgesel Değer
Oyun zamanı	ET (event time)	6 saat	Bölgesel Değer
Maruz kalan cilt alanı	SA (exposure skin area)	2800 cm ²	EPA (2001)
Cilt yapışma faktörü	SL (skin adherence factor)	0.2 mg/cm ² gün	EPA (2001)
Dermal absorpsiyon faktörü	ABS (dermal absorption factor)	0.001 0.03 (arsenik için)	RAIS (2017)
Partikül emisyon faktörü	PEF particle emission factor	1.36 x 10 ⁹ m ³ /kg	EPA (2001)
Ortalama vücut ağırlığı	BW average body weight,	15 kg	EPA (1989)
Ortalama zaman	AT average time	ED x 365	RAIS (2017)

3. Bulgular

3. Results

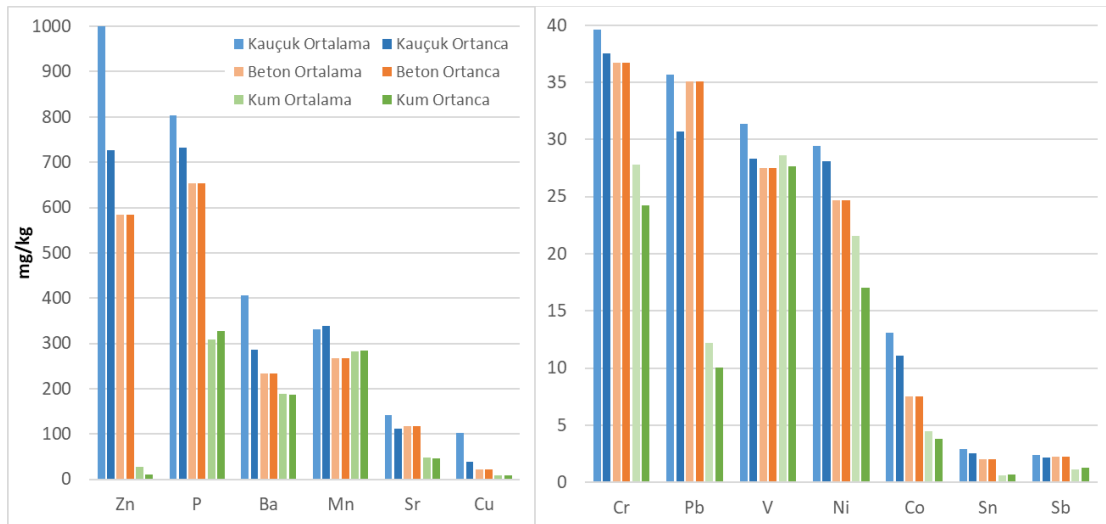
3.1. Yüzey tozu örneklerinde element konsantrasyonları

3.1. Element concentrations in surface dust samples

Çocuk oyun alanlarından toplanan yüzey toz örneklerinde element konsantrasyonlarına ilişkin tanımlayıcı istatistik bilgileri (ortalama, standart sapma, minimum ve maksimum) parkların kaplama durumuna göre ayrı ayrı olarak Tablo 4’te verilmiştir. Ca, Si, Fe, Al, K, Mg ve Na gibi doğal olarak toprakta yüksek miktarlarda bulunan elementler en yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüş ve tabanın kaplama durumuna göre büyük farklılıklar göstermemiştir. Bu elementleri yüksek konsantrasyonlar açısından sırasıyla yüksek seviyeden daha düşük seviyeye Zn, P, Ba, Mn, Sr, Cu, Cr ve Pb izlemiştir. Bu elementler arasında P ve Sr gibi doğal kaynaklı elementlerin yanı sıra Zn, Ba ve Mn gibi antropojenik kaynaklardan gelen elementler de yer almaktadır.

Yüzey tozlarında ölçülen Ca, Si, Fe, Al, K, Mg ve Na konsantrasyonları tabanın kaplamalı veya kaplamasız olmasına bağlı olarak herhangi bir değişiklik göstermezken; Zn, Ba, Cu, Pb, Co, Sb, Mo ve Cd elementlerine ait konsantrasyonlar kaplamalı oyun parklarından toplanan toz örneklerinde beton kaplamalı ve kaplamasız kum oyun parklarından alınan örneklerden daha yüksek ölçülmüştür. Tablo 4’te toprak kirlenmesinin canlılar üzerine etkisi ve ekotoksikolojik etkileri üzerine yapılan çalışmalara dayanan Hollanda toprak kılavuzlarında belirtilen hedef değerler de (VROM, 2000) verilmektedir. Bu hedef değerler toprağın insanlar, bitkiler ve hayvanlar için işlevsel özelliklerinin bozulmadığı ve kirlenmenin başladığı sınır değerler olarak değerlendirilmektedir. Buna göre Zn için kauçuk kaplamalı parkların tamamında hedef değer aşılrken, Ba, Cu, V, Ni, Co, Sb, Tl, Se ve Cd elementleri için bazı kauçuk kaplamalı parklarda hedef değerler aşılmıştır. Diğer taraftan, kaplamasız kum tabanlı oyun parklarında ise sadece Ba ve Se hedef değerleri aşılmıştır.

Taban kaplamasında kullanılan SBR kauçuk malzeme özellikle ömrünü tamamlamış araç lastiklerinin geri kazanımından elde edilen ürünlerin katkısı ile üretilmektedir. Bu nedenle bu kaplamadan açığa çıkan element emisyonları, trafikten oluşan element emisyonlarının önemli bir kısmını oluşturan yol ve lastik partikülleri ile benzer özellik göstermektedir (Baensch-Baltruschat vd., 2020). Literatürde özellikle Zn, Ba, Cd, Cu, Pb, Ti, Sb ve Sn elementleri trafik kaynaklı emisyonlar olarak belirtilmektedir (Wang vd., 2016; Shi & Lu, 2018; Liu vd., 2019; Vlasov vd., 2021). Parklardan toplanan yüzey tozu örneklerinde ölçülen element konsantrasyonlarının ortalama ve ortanca değerleri farklı yüzey özelliklerine göre Şekil 3’te verilmektedir. Örnekleme yapılan parkların tamamı kent merkezinde olduğu için büyük oranda kent trafiğinden benzer olarak etkilenmesine rağmen oyun parklarının taban özelliklerine göre trafik kaynaklı element konsantrasyonları büyük farklılıklar göstermektedir. Ayrıca örnekleme sırasında gözlemlenen eskimiş ve bozulmaya başlamış kauçuk kaplamaların olduğu parklarda bu değerler daha da artmaktadır.



Şekil 3. Yüzey tozu örneklerinde ölçülen element konsantrasyonlarının farklı yüzey özellikleri için ortalama ve ortanca değerleri

Figure 3. The median and average values of concentrations in surface dust samples for different surface coatings

Tablo 4. Kaplama durumuna göre parklarda ölçülen yüzey tozunda element konsantrasyonları (mg/kg; *g/kg)
Table 4. Element concentrations in surface dust samples from playgrounds according to coating type

Element	Kauçuk kaplama		Beton		Kum		¹ Hedef değer
	Ort ± SS	Min - Mak	Ort ± SS	Min - Mak	Ort ± SS	Min - Mak	
Ca*	66.5 ± 19.0	26.7 – 106.0	57.6 ± 8.0	51.8 – 63.0	30.3 ± 14.0	14.3 – 42.0	-
Si*	30.0 ± 7.4	18.3 - 42.9	27.4 ± 1.0	26.8 – 28.0	21.6 ± 2.6	18.6 - 23.5	-
Fe*	14.8 ± 4.9	9.6 - 31.8	12.0 ± 3.0	10.3 - 13.8	11.2 ± 1.5	9.5 - 12.2	-
Al*	14.5 ± 3.6	9.0 - 25.3	13.0 ± 1.0	12.2 - 13.9	12.4 ± 2.1	10.0 - 14.1	-
K*	6.0 ± 1.3	3.9 – 9.2	5.3 ± 0.1	5.0 - 5.5	5.0 ± 0.8	4.1 - 5.7	-
Mg*	5.0 ± 1.1	3.5 - 7.1	5.8 ± 1.0	4.8 - 6.8	2.9 ± 1.2	2.0 - 4.2	-
Na*	3.1 ± 1.2	1.5 - 7.6	3.2 ± 1.0	2.8 - 3.6	2.0 ± 0.1	1.9 - 2.1	-
Zn	1005.0 ± 884.5	152.4 – 4047.9	584.2 ± 303.3	369.7 – 798.7	26.8 ± 31.5	6.5 - 63.2	140
P	802.6 ± 209.7	502.5 – 1261.7	653.9 ± 48.9	619.4 – 688.5	308.5 ± 38.2	264.5 – 333.7	-
Ba	405.5 ± 296.9	160.2 – 1329.9	232.9 ± 28.4	212.8 – 253.0	188.6 ± 14.7	175.0 – 204.2	160
Mn	331.0 ± 81.6	216.2 – 535.0	268.3 ± 94.7	201.3 – 335.2	281.7 ± 23.7	256.5 – 303.7	-
Sr	141.7 ± 138.0	62.1 - 768.5	117.0 ± 16.0	106.0 – 128.0	48.6 ± 13	37.0 - 62.7	-
Cu	42.7 ± 20.1	15.3 – 85.4	22.2 ± 6.4	15.8 - 28.5	9.0 ± 1.9	7.0 - 11.6	36
Cr	39.6 ± 8.8	28.5 - 60.7	36.7 ± 4.0	33.6 - 39.8	27.8 ± 7.0	23.3 - 35.8	100
Pb	35.7 ± 14.9	20.3 – 82.0	35.1 ± 14.0	25.3 - 44.9	12.2 ± 4.9	8.8 - 17.8	85
V	31.4 ± 6.2	20.9 - 45.2	27.5 ± 6.0	23.6 - 31.4	28.6 ± 4.1	25.1 - 33.2	42
Ni	29.5 ± 7.2	18.5 - 44.2	24.7 ± 4.0	22.2 - 27.2	21.6 ± 9.7	15.0 - 32.6	35
As	18.4 ± 4.7	12.0 - 29.6	16.5 ± 7.0	11.3 - 21.8	21.5 ± 7.2	13.3 - 26.9	29
Co	13.1 ± 6.0	6.8 - 34.2	7.5 ± 1.0	6.6 - 8.4	4.5 ± 1.4	3.5 - 6.1	9
Sn	2.91 ± 1.36	1.32 - 7.22	2.00 ± 0.24	1.83 - 2.18	0.65 ± 0.16	0.46 - 0.76	-
Sb	2.40 ± 1.02	0.91 - 4.95	2.28 ± 0.41	1.99 - 2.57	1.11 ± 0.46	0.59 - 1.43	3
Tl	1.84 ± 1.00	0.44 - 5.26	1.12 ± 0.55	0.73 - 1.51	0.60 ± 0.37	0.23 - 0.97	1
Mo	1.02 ± 0.36	0.49 – 2.00	1.21 ± 0.23	1.05 - 1.38	0.29 ± 0.09	0.19 - 0.36	3
Se	0.96 ± 0.22	0.57 - 1.63	0.87 ± 0.13	0.78 - 0.96	0.80 ± 0.13	0.65 - 0.91	0.7
Cd	0.43 ± 0.32	0.17 - 1.78	0.59 ± 0.34	0.34 - 0.83	0.12 ± 0.01	0.11 - 0.14	0.8

¹ Hollanda toprak kılavuzlarında belirtilen hedef değerler

3.2. Kirlilik değerlendirilmesi

3.2. Pollution assessments

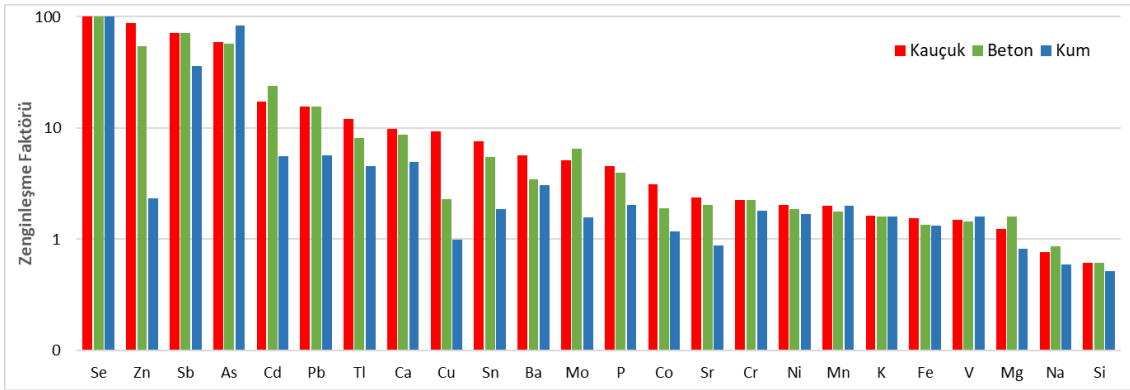
Çocuk parklarında ölçülen elementlerin farklı yüzey özellikleri için belirlenen zenginleşme faktörü oranları Şekil 4'te verilmektedir. Buna göre son derece yüksek zenginleşme oranına sahip elementler Se, Zn, Sb, As, Cd, Pb ve Tl olarak sıralanmıştır. Bu elementler arasında Se, Sb ve As tüm parklarda yakın değerlere sahip iken Zn, Cd, Pb, Tl özellikle kauçuk kaplanmış yüzeylerde daha yüksek belirlenmiştir. Diğer taraftan Cu, Sn, Ba, Mo elementleri ise yüksek zenginleşme oranına sahip hesaplanmıştır. Bu elementler arasında da Cu, Sn ve Mo yine kauçuk kaplamalı yüzeylerde diğer yüzeylere göre daha yüksek bir orana sahiptir. K, Fe, Mg, Na ve Si gibi elementler ise minimum ve orta zenginleşme oranına sahiptir. Bu sonuçlar Se, Zn, Sb, Cd, Pb, Tl, Cu, Sn, Mo ve Co gibi elementlerin doğal olarak tozun yapısında bulunmadığını parkların yüzey kaplamasından veya trafikle ilgili ve endüstriyel kaynaklardan geldiğini ortaya koymaktadır.

3.3. Sağlık riskleri değerlendirilmesi

3.3. Health risk assessment

Oyun çağındaki çocukların parklardan toplanan yüzey tozundaki elemental toksisiteye maruz kalma düzeyini belirlemek için EPA tarafından geliştirilen yaklaşıma göre hem kanserojen olmayan riskler hem de kanser riskleri hesaplanmıştır. Çalışma bölgesinde her bir element ve maruziyet yolu için belirlenen risk değerleri Tablo 5'te verilmektedir. Öncelikle kanserojen olmayan riskler göz önüne alındığında çocuklar için elementlere temel maruz kalma yolu olarak sindirim sistemine girme yani yutma ortaya çıkmaktadır. Bu durum

daha önce yapılan çalışmalarda bildirilen sonuçlarla benzerlik göstermektedir (Olatunde vd., 2018; Safiur Rahman vd., 2019; İpek & Ünlü, 2020; Yeşilkanat & Kobyay, 2021; Ivaneev vd., 2023).



Şekil 4. Elementlerin farklı yüzey özellikleri için belirlenen zenginleşme faktörü oranları
Figure 4. Enrichment factor values of elements for different surface coatings

Tablo 5. Çocuklar için hesaplanan kanserojen olmayan riskler ve kanser risk değerleri
Table 5. The non-carcinogenic and carcinogenic health risk assessments for children

Element	Konsantrasyon 95% UCL (mg/kg)	Kanserojen olmayan riskler				Kanser riskleri
		HQ _{Yutma}	HQ _{Dermal}	HQ _{Soluna}	HI	
As	20.1	5.1×10^{-01}	6.1×10^{-02}	9.4×10^{-04}	5.7×10^{-01}	2.97×10^{-05}
Cd	0.54	6.9×10^{-02}	6.5×10^{-03}	3.8×10^{-05}	7.5×10^{-02}	2.55×10^{-10}
Co	15.2	6.4×10^{-01}	1.5×10^{-03}	1.7×10^{-03}	6.5×10^{-01}	3.59×10^{-08}
Cu	48.9	1.5×10^{-02}	3.7×10^{-05}	-	1.5×10^{-02}	-
Mo	1.15	2.9×10^{-03}	6.9×10^{-06}	4.0×10^{-07}	2.9×10^{-03}	-
Ni	32	2.0×10^{-02}	1.2×10^{-03}	2.5×10^{-04}	2.2×10^{-02}	2.18×10^{-09}
Pb	41	1.5×10^{-01}	3.5×10^{-04}	-	1.5×10^{-01}	5.03×10^{-07}
Sb	2.7	8.6×10^{-02}	1.3×10^{-03}	6.3×10^{-06}	8.7×10^{-02}	-
Se	1.04	2.6×10^{-03}	6.3×10^{-06}	3.6×10^{-08}	2.6×10^{-03}	-
Sn	3.4	7.2×10^{-05}	1.7×10^{-07}	-	7.2×10^{-05}	-
Zn	1322	5.6×10^{-02}	1.3×10^{-04}	-	5.6×10^{-02}	-
Toplam Risk/HI	-	$1.5 \times 10^{+00}$	7.2×10^{-02}	3.0×10^{-03}	$1.6 \times 10^{+00}$	3.02×10^{-05}

*Risk değerinin üzerindeki değerler koyu yazılmıştır.

Çocuklarda en yüksek yutma tehlike katsayısı (HQ_{yutma}) değeri Co için 6.4×10^{-01} olarak hesaplanırken As ve Pb'nin HQ_{yutma} değerleri de yüksek hesaplanmıştır. Sb, Cd, Zn, Ni ve Cu elementlerine ait değerler ise risk değerini aşmasa da nispeten yüksek belirlenmiştir. En düşük değer ise Sn için 7.2×10^{-05} olarak bulunmuştur. Diğer taraftan elementlerin HQ_{yutma} değerleri parklardaki yüzey tozunun solunmasından ve dermal temasından 100 ila 1000 kat daha yüksek olarak belirlenmiştir. Elementlerin tehlike indeksi (HI) değerleri sırasıyla Co > As > Pb > Sb > Cd > Zn > Ni > Cu > Mo > Se > Sn olarak hesaplanmıştır. Her bir element için ayrı ayrı tehlike indeksi (HI) değerleri güvenli sınır olan 1 değerini aşmamasına rağmen As ve Co için HI değerleri güvenli sınıra yakın olarak hesaplandı ve toplam HI değeri $1.6 \times 10^{+00}$ ile sınır değeri aştı.

Toplanan yüzey tozu örneklerinde belirlenen kanserojen olmayan riskler çoğunlukla As ve Co düzeyi ile yüksek belirlendi. Çocuklarda yetişkinlere göre daha fazla sağlık riski oluşturması söz konusu olan Arsenik, solunum yolu tahribatına, mide bulantısına, kardiyovasküler rahatsızlıklara, ishale, cilt üzerinde olumsuz etkilere, hematopoetik ve gastrointestinal sistem hastalıklarına neden olmaktadır (Hjortenkrans vd., 2006). Diğer taraftan kobalt ise, ciltte tahriş ve alerjiye, solunum yolu rahatsızlıklarına ve astıma sebep olabileceği gibi kalp, tiroit bezi, karaciğer ve böbrek gibi organları etkilemektedir (Lauwerys & Lison, 1994; Yoshihisa & Shimizu, 2012).

4. Tartışma

4. Discussion

Çocuk parklarında zaman geçiren çocukların maruz kaldığı element seviyelerinin ve bu elementlerin çocuklar üzerinde oluşturduğu sağlık risklerinin belirlenmesi amacıyla İzmir'in Buca ilçesinde yer alan çocuk parklarının 28'inden yüzey tozu toplanmıştır. Örnek alınan parklar taban kaplamasına göre gruplandırılarak değerlendirilmiştir. En yüksek element konsantrasyonları özellikle Zn, Ba, Cu, Pb, Co ve Sb için yapay kauçuk malzeme olan SBR kauçuk ile kaplı parklarda en yüksek seviyelerde ölçülmüştür. Bu elementlere ait en düşük değerler ise kaplamasız kum tabana sahip parklarda belirlenmiştir. Kauçuk kaplamalı parklarda yüzey malzemesinin deforme olmasına bağlı olarak konsantrasyonların artış gösterdiği de tespit edilmiştir.

Çalışmada elde edilen sonuçların dünyanın çeşitli ülkelerindeki çocuk parklarında ve kamusal park alanlarında ölçülen değerler ile kıyaslaması Tablo 6'da verilmektedir. Çalışma yapılan parkların özelliklerinin ve kullanım amaçlarının farklılık göstermesinin yanı sıra etkilendikleri kirletici kaynakların çeşitliliği nedeniyle birebir kıyaslama yapmak zor olsa da merteye olarak değerlendirmek mümkün olmaktadır. Buna göre bu çalışmada ölçülen değerler genel olarak Avrupa kentleri ile benzerlik gösterirken, Çin gibi endüstriyel faaliyetlerin ve nüfus yoğunluğunun çok yüksek olduğu ülkelerden daha düşük ölçülmüştür. Diğer taraftan, ağırlıklı olarak bu çalışmada kauçuk kaplamalı parklardan örnek toplandığı için Zn ve Ba kauçuğun özelliğinden dolayı neredeyse diğer tüm bölgelerden daha yüksek belirlenmiştir. Bir diğer yüksek ölçülen element ise As olmuştur. As tüm bölgelerde ölçülen seviyelerden daha yüksek ölçülmüş ve çalışma alanındaki parklar arasından da değişim göstermemiştir. Bu durum İzmir genelinde yüzey tozunda arsenik düzeylerinin yüksek olması ile ilişkilendirilmiştir (Kara, 2020). Ayrıca bölgede yapılan diğer çevresel ortamlardaki çalışmalarda da arsenik konsantrasyonlarının yüksek olduğu ve bölgenin jeolojik yapısı ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Kucuksezgin vd., 2014; Anton-Culver vd., 2016; Baba vd., 2021; Tarhan vd., 2023)

Tablo 6. Parklardan toplanan yüzey tozu örneklerindeki element konsantrasyonlarının (mg/kg) diğer bölgelerdeki parklardaki konsantrasyonlar ile karşılaştırılması

Table 6. Comparison of concentrations in playgrounds with in parks in other regions

Çalışma Alanı	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ba	Pb	Referans
İzmir, Türkiye	30.8	38.1	321.2	11.8	28.3	36.6	870.2	18.6	0.4	370.0	33.1	Bu çalışma
İstanbul, Türkiye		51.7			18.3	73.7	66.9	8.1			14.3	Guney vd. (2010)
Washington, ABD		25.8				12.5	54.0	8.3	0.1	99.0	19.0	Nezat vd. (2017)
Fransa	10.0	14.0	99.0			49.0		2.2	<0.8		32.0	Glorennec vd. (2012)
Barselona, İspanya	40.0	19.0	887.0	3.7	9.3	26.0	166.0	12.0	1.0	561.0	62.0	Valido vd. (2018)
Kuzeydoğu İngiltere								14.1			298.0	Elom vd. (2013)
São Paulo, Brezilya		49.0					81.5	9.6		683.3		Figueiredo vd. (2011)
Rio Grande, Brezilya					14.5	88.4	392.4				223.6	Penteado vd. (2021)
Erivan, Ermenistan	98.7	66.4	830.0	15.2	31.4	57.9	195.0	0.7	0.6	430.0	2.4	Tepanosyan vd. (2017)
Maha Sarakham, Tayland						12.0	43.8		0.1		6.4	Ma ve Singhirunnusorn (2012)
Xi'an, Çin	60.3	178.6	343.8	10.0	30.3	42.8	161.1			350.0	110.5	Shi ve Lu (2018)
Pekin, Çin	48.6	78.9	521.7	8.8	22.3	52.1		10.0			80.3	Jin vd. (2019)
Nanjing, Çin	43.3	133.0	602.0	11.5	115.0	141.0	585.0	17.3	1.9		119.0	Wang vd. (2016)

Çalışmada parklardan toplanan yüzey tozlarında ölçülen element konsantrasyonlarının ortalamasının %95 güven aralığının üst sınırı dikkate alınarak yüzey tozunun potansiyel sağlık riskleri için belirlenmiştir. Tüm elementler dikkate alınarak hesaplanan toplam HI değeri sınır değerinin üzerinde belirlenirken, her bir element tekil olarak sınır değeri aşmasa da en yüksek HI değerleri Co ve As için hesapladı. Diğer taraftan As için kanser riski seviyesi eşik değeri aralığında belirlendi.

5. Sonuçlar

5. Conclusions

Bu çalışma hayatımızı kolaylaştıran bazı uygulamaların sağlık etkilerinin araştırılmasının ve özellikle küçük yaşta çocukların sağlık açısından daha fazla etkilendiği spesifik kirletici emisyonlarının azaltılması yönünde önlemler alınmasının gerekliliğini de ortaya koymaktadır. Çocukların uzun saatler geçirdiği ve oyun oynadığı çocuk parklarında kullanılan kaplama malzemelerinin doğal malzemelerle değiştirilmesi veya daha az emisyon yayan kaliteli malzemeler kullanılması oluşabilecek sağlık risklerini azaltacaktır.

Diğer taraftan hızlı şehirleşme, nüfus artışı ve ekonomik gelişmelerden kaynaklanan elementler ve kalıcı organik kirleticiler gibi spesifik ve öncelikli kirleticilere yönelik sağlık risk değerlendirme çalışmaları halk sağlığının korunması amacıyla gerçekleştirilmelidir. Risk değerlendirme çalışmalarının sonuçlarına göre maruziyetin azaltılması için ihtiyati tedbirlerin ve kontrol stratejilerinin gerekli olup olmadığı konusunda da kararlar alınmalıdır.

Teşekkür

Acknowledgement

Bu çalışmada örneklerin toplanması, analize hazırlanması ve ICP-MS analizleri için Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Hava Kirliliği Laboratuvarı alt yapısı kullanılmıştır. Ayrıca arazi çalışmalarında, örneklerin toplanmasında ve analize hazırlanmasındaki yardımlarından dolayı Ersan Günel'e teşekkür ederiz.

Yazar katkısı

Author contribution

Örneklerin toplanması, analize hazırlanması, sonuçların hesaplanması Aycacan Kaya; çalışmanın planlanması, örneklerin toplanması, analizlerin yapılması, sonuçların hesaplanması ve değerlendirilmesi Melik Kara tarafından gerçekleştirilmiştir.

Etik beyanı

Declaration of ethical code

Bu çalışmada, "Yükseköğretim Kurumları Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesi" kapsamında uyulması gerekli tüm kurallara uyulduğunu, bahsi geçen yönergenin "Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiğine Aykırı Eylemler" başlığı altında belirtilen eylemlerden hiçbirinin gerçekleştirilmediğini taahhüt ederiz. Bu makalenin yazarları, bu çalışmada kullanılan materyal ve yöntemlerin etik kurul izni ve / veya yasal-özel izin gerektirmediğini beyan etmektedir.

Çıkar çatışması beyanı

Conflicts of interest

Yazarlar herhangi bir çıkar çatışması olmadığını beyan eder.

Kaynaklar

References

- Anton-Culver, H., Chang, J., Bray, F., Znaor, A., Stevens, L., Eser, S., Silverman, B., Nimri, O., Pavlou, P., Charalambous, H., Demetriou, A., Ward, K., & Ziogas, A. (2016). Cancer burden in four countries of the Middle East Cancer Consortium (Cyprus; Jordan; Israel; Izmir (Turkey)) with comparison to the United States surveillance; epidemiology and end results program. *Cancer Epidemiology*, 44, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2016.06.004>
- Amin, B., Ismail, A., Arshad, A., Yap, C. K., & Kamarudin, M. S. (2009). Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148(1-4), 291-305. 10.1007/s10661-008-0159-z

- Asampson, A., Ofosu, G., Kuranchie-Mensah, H., Tutu, A., Palm, L., & Blankson-Arthur, S. (2011). Contamination Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Selected Roads in Accra, Ghana. *Research Journal Of Environmental And Earth Sciences*, 3.
- Baba, A., Uzelli, T., & Sozibilir, H. (2021). Distribution of geothermal arsenic in relation to geothermal play types: A global review and case study from the Anatolian plate (Turkey). *Journal of Hazardous Materials*, 414, 125510. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125510>
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of The Total Environment*, 733, 137823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823>
- Barnett, F., Carson, P., Linscome-Hatfield, T., & Brittingham, H. (2022). *ProUCL 5.2*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Buca Kaymakamlığı. (2023, 20 Ağustos). <http://www.buca.gov.tr/ilce-ve-kaymakamligimizin-kisa-bir-tarihcesi-14-02-2012>
- Demetriades, A. (2011). Hazard and Exposure Assessment in Contaminated Land Investigations and Environmental Management. In *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*, pp. 151-172.
- Denier, X., Hill, E. M., Rotchell, J., & Minier, C. (2009). Estrogenic activity of cadmium, copper and zinc in the yeast estrogen screen. *Toxicology in Vitro*, 23(4), 569-573. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2009.01.006>
- do Nascimento, S. N., Charão, M. F., Moro, A. M., Roehrs, M., Paniz, C., Baieler, M., Brucker, N., Gioda, A., Barbosa, F., Jr., Bohrer, D., Ávila, D. S., & Garcia, S. C. (2014). Evaluation of toxic metals and essential elements in children with learning disabilities from a rural area of southern Brazil. *Int J Environ Res Public Health*, 11(10), 10806-10823. 10.3390/ijerph111010806
- Elom, N. I., Entwistle, J. A., & Dean, J. R. (2013). How safe is the playground? An environmental health risk assessment of As and Pb levels in school playing fields in NE England. *Environmental Chemistry Letters*, 11(4), 343-351. 10.1007/s10311-013-0413-7
- EPA, U. S. (1989). *Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: human health evaluation manual (Part A), Interim Final. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response (EPA/540/1-89/002)*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (1996). *U.S. Environmental Protection Agency, Soil Screening Guidance: Technical Background Document (EPA/540/R-95/128)*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2001). *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites*. OSWER 9355.4-24. Office of Solid Waste and Emergency Response: Washington, DC.
- EPA, U. S. (2002). *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2004). *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2007). *Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2009). *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2011). *Exposure factors handbook 2011 edition (Final Report)*. Washington, DC.
- EPA, U. S. (2015). *ProUCL Version 5.1.002 user guide, statistical software for environmental applications for data sets with and without nondetect observations*. EPA/600/R-07/041. Washington, DC.
- Figueiredo, A. M. G., Tocchini, M., & dos Santos, T. F. S. (2011). Metals in playground soils of Sao Paulo city, Brazil. *Urban Environmental Pollution 2010*, 4, 303-309. 10.1016/j.proenv.2011.03.035

- Florez-Garcia, V. A., Guevara-Romero, E. C., Hawkins, M. M., Bautista, L. E., Jenson, T. E., Yu, J., & Kalkbrenner, A. E. (2023). Cadmium exposure and risk of breast cancer: A meta-analysis. *Environmental Research*, 219, 115109. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115109>
- Font, A., Guiseppin, L., Blangiardo, M., Ghersi, V., & Fuller, G. W. (2019). A tale of two cities: is air pollution improving in Paris and London? *Environmental Pollution*, 249, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.040>
- Glorennec, P., Lucas, J. P., Mandin, C., & Le Bot, B. (2012). French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: Contamination data. *Environment International*, 45, 129-134. [10.1016/j.envint.2012.04.010](https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.04.010)
- Guney, M., Zagury, G. J., Dogan, N., & Onay, T. T. (2010). Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1-3), 656-664. [10.1016/j.jhazmat.2010.06.082](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.082)
- Güzel, B., & Canlı, O. (2023). Pollution profile, source identification, and risk assessments of persistent organic pollutants (POPs) and toxic elements in the sediments of one of the water supply areas (Sultanbahçedere lake) to Istanbul, Türkiye. *Regional Studies in Marine Science*, 66, 103146. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103146>
- Hjortenkrans, D., Bergback, B., & Haggerud, A. (2006). New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3), 85-98. [10.1007/s10661-006-7706-2](https://doi.org/10.1007/s10661-006-7706-2)
- IARC. (2011). *International agency for research on cancer. Agents Classified by the IARC Monographs*.
- Ivaneev, A. I., Brzhezinskiy, A. S., Karandashev, V. K., Ermolin, M. S., & Fedotov, P. S. (2023). Assessment of sources, environmental, ecological, and health risks of potentially toxic elements in urban dust of Moscow megacity, Russia. *Chemosphere*, 321, 138142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138142>
- İpek, M., & Ünlü, K. (2020). Development of human health risk-based Soil Quality Standards for Turkey: Conceptual framework. *Environmental Advances*, 1, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100004>
- Jin, Y. L., O'Connor, D., Ok, Y. S., Tsang, D. C. W., Liu, A., & Hou, D. Y. (2019). Assessment of sources of heavy metals in soil and dust at children's playgrounds in Beijing using GIS and multivariate statistical analysis. *Environment International*, 124, 320-328. [10.1016/j.envint.2019.01.024](https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.024)
- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants (3rd ed.)*: CRC Press.
- Kara, M. (2020). Assessment of sources and pollution state of trace and toxic elements in street dust in a metropolitan city. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(10), 3213-3229. [10.1007/s10653-020-00560-z](https://doi.org/10.1007/s10653-020-00560-z)
- Kara, M., Dumanoğlu, Y., Altıok, H., Elbir, T., Odabası, M., & Bayram, A. (2014). Spatial distribution and source identification of trace elements in topsoil from heavily industrialized region, Aliaga, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10), 6017-6038. [10.1007/s10661-014-3837-z](https://doi.org/10.1007/s10661-014-3837-z)
- Karbassi, A. R., Monavari, S. M., Nabi Bidhendi, G. R., Nouri, J., & Nematpour, K. (2008). Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 147(1), 107-116. [10.1007/s10661-007-0102-8](https://doi.org/10.1007/s10661-007-0102-8)
- Knasmüller, S., Gottmann, E., Steinkellner, H., Fomin, A., Pickl, C., Paschke, A., Göd, R., & Kundi, M. (1998). Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 420(1), 37-48. [https://doi.org/10.1016/S1383-5718\(98\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S1383-5718(98)00145-4)
- Kumpiene, J., Brännvall, E., Taraškevičius, R., Aksamitauskas, Č., & Zinkutė, R. (2011). Spatial variability of topsoil contamination with trace elements in preschools in Vilnius, Lithuania. *Journal of Geochemical Exploration*, 108(1), 15-20. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.08.003>
- Kucuksezgin, F., Gonul, L. T., & Tasel, D. (2014). Total and inorganic arsenic levels in some marine organisms from Izmir Bay (Eastern Aegean Sea): A risk assessment. *Chemosphere*, 112, 311-316. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.071>
- Lauwerys, R., & Lison, D. (1994). Health risks associated with cobalt exposure — an overview. *Science of The Total Environment*, 150(1), 1-6. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90125-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90125-2)

- Li, S., Luo, Y., Yongjun, C., Xu, T., Zhong, B., Jia, Z., & Jia, D. (2019). Enhanced Mechanical and Processing Property of Styrene-butadiene Rubber Composites with Novel Silica-supported Reactive Processing Additive. *Fibers and Polymers*, 20(8), 1696-1704. 10.1007/s12221-019-9013-x
- Li, X., Lee, S.-I., Wong, S.-c., Shi, W., & Thornton, I. (2004). The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, 129(1), 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.030>
- Liu, E., Wang, X., Liu, H., Liang, M., Zhu, Y., & Li, Z. (2019). Chemical speciation, pollution and ecological risk of toxic metals in readily washed off road dust in a megacity (Nanjing), China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 381-392. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.019>
- Lu, X., Wu, X., Wang, Y., Chen, H., Gao, P., & Fu, Y. (2014). Risk assessment of toxic metals in street dust from a medium-sized industrial city of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 106, 154-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.022>
- Ma, J., & Singhirunusorn, W. (2012). Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Dusts of Maha Sarakham Municipality. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 50, 280-293. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.08.034>
- Malvandi, H. (2017). Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 547-553. 10.1016/j.marpolbul.2017.02.035
- Martin-Martinez, J. M. (2002). Chapter 13 - Rubber base adhesives. In D. A. Dillard, A. V. Pocius, & M. Chaudhury (Eds.), *Adhesion Science and Engineering* (pp. 573-675). Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- Mielke, H. W., Alexander, J., Langedal, M., & Ottesen, R. T. (2011). Children, Soils, and Health: How Do Polluted Soils Influence Children's Health? In *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas* (pp. 134-150).
- Naimoglu, M., & Akal, M. (2023). The relationship between energy technology, energy efficiency, renewable energy, and the environment in Türkiye. *Journal of Cleaner Production*, 418, 138144. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138144>
- Nezat, C. A., Hatch, S. A., & Uecker, T. (2017). Heavy metal content in urban residential and park soils: A case study in Spokane, Washington, USA. *Applied Geochemistry*, 78, 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.12.018>
- Olatunde, S. D., Joshua, N. E., Oluseun, E. P., & John, O. O. (2018). Health Risk Assessment of Heavy Metals on Primary School Learners from Dust and Soil within School Premises in Lagos State, Nigeria. In M. S. Hosam El-Din & F. A. Refaat (Eds.), *Heavy Metals* (pp. Ch. 18). Rijeka: IntechOpen.
- Onder, S., & Dursun, S. (2006). Air borne heavy metal pollution of Cedrus libani (A. Rich.) in the city centre of Konya (Turkey). *Atmospheric Environment*, 40(6), 1122-1133. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.11.006>
- Ottesen, R. T., Alexander, J., Langedal, M., Haugland, T., & Høygaard, E. (2008). Soil pollution in day-care centers and playgrounds in Norway: national action plan for mapping and remediation. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(6), 623-637. 10.1007/s10653-008-9181-x
- Pan, H., Lu, X., & Lei, K. (2017). A comprehensive analysis of heavy metals in urban road dust of Xi'an, China: Contamination, source apportionment and spatial distribution. *Science of The Total Environment*, 609, 1361-1369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.004>
- Penteado, J. O., Brum, R. D., Ramires, P. F., Garcia, E. M., dos Santos, M., & da Silva, F. M. R. (2021). Health risk assessment in urban parks soils contaminated by metals, Rio Grande city (Brazil) case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208. Artn 11173710.1016/J.Ecoenv.2020.111737
- RAIS. (2017). *Risk assessment information system in the Risk Exposure Models for Chemicals User's Guide*. Washington, DC. https://rais.ornl.gov/tools/rais_chemical_risk_guide.html
- Safiur Rahman, M., Khan, M. D. H., Jolly, Y. N., Kabir, J., Akter, S., & Salam, A. (2019). Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Science of The Total Environment*, 660, 1610-1622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.425>

- Sakan, S. M., Dordević, D. S., Manojlović, D. D., & Predrag, P. S. (2009). Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *J Environ Manage*, 90(11), 3382-3390. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.013>
- Schwarz, K., Pouyat, R. V., & Yesilonis, I. (2016). Legacies of Lead in Charm City's Soil: Lessons from the Baltimore Ecosystem Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(2). doi:10.3390/ijerph13020209
- Shi, D., & Lu, X. (2018). Accumulation degree and source apportionment of trace metals in smaller than 63 µm road dust from the areas with different land uses: A case study of Xi'an, China. *Science of The Total Environment*, 636, 1211-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.385>
- Stanek III, E. J., & Calabrese, E. J. (1995). Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103(3), 276-285. <https://doi.org/10.1289/ehp.95103276>
- Sun, Y., He, J., Zhong, B., Zhu, L., & Liu, F. (2019). A synthesized multifunctional rubber additive and its improvements on the curing and antioxidative properties of styrene-butadiene rubber/silica composites. *Polymer Degradation and Stability*, 170, 108999. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.108999>
- Tarhan, İ., Çelikten, Ş., Derin, Z., & Çelik, Ö. (2023). Comparison of different analysis methods applied in archaeological soil analysis with chemometric techniques in the interpretation of past human activity: A case study from the Yassitepe Höyük in İzmir, Turkey. *Microchemical Journal*, 185, 108268. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2022.108268>
- Taylor, S. R., & McLennan, S. M. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews in Geophysics*, 33, 241-265.
- Tepanosyan, G., Maghakyan, N., Sahakyan, L., & Saghatelyan, A. (2017). Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142, 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.013>
- Valido, I. H., Padoan, E., Moreno, T., Querol, X., Font, O., & Amato, F. (2018). Physico-chemical characterization of playground sand dust, inhalable and bioaccessible fractions. *Chemosphere*, 190, 454-462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.101>
- Valko, M., Rhodes, C. J., Moncol, J., Izakovic, M., & Mazur, M. (2006). Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *Chemico-Biological Interactions*, 160(1), 1-40. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2005.12.009>
- Van den Berg, R. (1995). *Human Exposure to Soil Contamination: A Qualitative and Quantitative Analysis towards Proposals for Human Toxicological Intervention Values*. RIVM Report No. 725201011. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), The Netherlands.:
- Vlasov, D., Kosheleva, N., & Kasimov, N. (2021). Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM10 fraction of Moscow megacity. *Science of The Total Environment*, 761, 143267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143267>
- VROM. (2000). *Circular on target values and intervention values for soil remediation Annex A: target values, soil remediation intervention values and indicative levels for serious contamination*.
- Wang, C., Ye, Z., Wang, W., & Jin, M. (2016). Traffic-Related Heavy Metal Contamination in Urban Areas and Correlation with Traffic Activity in China. *Transportation Research Record*, 2571(1), 80-89. <https://doi.org/10.3141/2571-09>
- Wang, J., Li, S., Cui, X., Li, H., Qian, X., Wang, C., & Sun, Y. (2016). Bioaccessibility, sources and health risk assessment of trace metals in urban park dust in Nanjing, Southeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 161-170. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.020>
- Wenzl, T., Johannes, H., Schaechtele, A., Robouch, P. and Stroka, J., (2016). *Guidance Document on the Estimation of LOD and LOQ for Measurements in the Field of Contaminants in Feed and Food*, EUR 28099 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-61768-3, https://doi.org/10.2787/8931_JRC102946.

- WHO. (2006). Principles for evaluating health risks in children associated with exposure to chemicals. In (Vol. 237). Geneva: World Health Organization.
- WHO. (2011). *Agents Classified by the IARC Monographs*. Geneva: World Health Organization.
- Yang, Y., McDonald, A. C., Wang, X., Pan, Y., & Wang, M. (2022). Arsenic exposures and prostate cancer risk: A multilevel meta-analysis. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 72, 126992. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2022.126992>
- Yesilkanat, C. M., & Kobya, Y. (2021). Spatial characteristics of ecological and health risks of toxic heavy metal pollution from road dust in the Black Sea coast of Turkey. *Geoderma Regional*, 25, e00388. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00388>
- Yoshihisa, Y., & Shimizu, T. (2012). Metal allergy and systemic contact dermatitis: an overview. *Dermatol Res Pract*, 2012, 749561. <https://doi.org/10.1155/2012/749561>
- Zou, Y., Sun, Y., He, J., Tang, Z., Zhu, L., Luo, Y., & Liu, F. (2016). Enhancing mechanical properties of styrene-butadiene rubber/silica nanocomposites by in situ interfacial modification with a novel rare-earth complex. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 87, 297-309. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2016.05.006>