



- Karbondioksit
- Karbonmonoksit
- Azot Dioksit
- Ozon
- Radon
- Formaldehit
- Uçucu Organik Bileşikler
- Trihalometanlar
- Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
- Poliklorlu Bifeniller
- Bromlu Alev Geciktiriciler
- Organofosfat Esterleri
- Ftalat Esterleri
- Partikül Madde
- Bakteriler
- Mantarlar
- Virüsler
- Mikrobiyal Kirleticiler
- Alerjenler



OKULLARDA İÇ HAVA KİRLİLİĞİ SAĞLIK ETKİLERİ VE SINIR DEĞERLER

20
23

Sait Cemil SOFUOĞLU (Editör) | Macit TOKSOY (Editör)
Akif ARI | Mihriban CİVAN | Yetkin DUMANOĞLU
Gülen GÜLLÜ | Sibel MENTEŞE | Burcu ONAT | Ülkü ALVER ŞAHİN

“Okullarda İç Hava Kirliliği, Sağlık Etkileri ve Sınır Değerler” başlıklı işbu eser (“**Eser**”), içerisinde yer alan metinlerde, bağlantı, grafik veya diğer öğelerde yer alan tüm bilgi ve veriler Eser’i hazırlayan ad-soyadları Eserin kapağında belirtilmiş editörler ve yazarlarca hazırlanmış olup Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği (“**TOBB**”) yayımlayan konumundadır.

TOBB, Eser içerisindeki, bilgi ve verilerin doğruluğu, güvenilirliği, yeterliliği veya eksiksizliği konusunda herhangi bir taahhütte bulunmadığı gibi, bunlara ilişkin herhangi bir hata veya ihmalden de sorumlu değildir.

TOBB, bu Eser ile doğrudan, dolaylı olarak ilgili herhangi bir zarardan doğabilecek sorumluluğu kabul etmez.

TOBB, Eser’in tamamının ya da bir kısmının fikri mülkiyet haklarını herhangi bir şekilde olası ihlale ilişkin her türlü sorumluluğu reddeder.

TOBB Yayın No: 2023/6
ISBN: 978-605-137-987-6

TOBB yayınları için ayrıntılı bilgi Yayın Müdürlüğünden alınabilir.

Tel : (0312) 218 20 00
Faks : (0312) 218 20 64
Web : www.tobb.org.tr

TOBB yayınlarına tam metin ve ücretsiz olarak web adresinden ulaşabilirsiniz.

Baskı: GÖKÇE OFSET
İVOGSAN 21. Cad. 599. Sokak
No:22 Yenimahalle / Ankara
Tel: 0312 395 93 37

ÖNSÖZ

Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği, Türk özel sektörünün en üst düzeyde yasal temsilcisi sıfatı ile özel sektörümüzün ihtiyaçları doğrultusunda çalışmalar yürütmüş, sorunlarına çözüm aramış ve özel sektörün istikrarlı bir biçimde gelişimine katkıda bulunmuştur.

Sektörlerimize daha kapsamlı hizmet sunulması ihtiyacı doğrultusunda ve bu hizmetlerin geliştirilmesi perspektifinde 18 Mayıs 2004 tarih ve 5174 sayılı Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği ile Odalar ve Borsalar Kanunu'nun 57'nci maddesine dayanılarak "Türkiye Sektör Meclislerinin Kuruluş, Görev ve Çalışma Yönetmeliği" hazırlanmıştır. 12 Şubat 2005 tarih ve 25725 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren Yönetmeliğimize istinaden Birliğimiz çatısı altında 52 adet Türkiye Sektör Meclisi oluşturulmuştur. Türkiye Sektör Meclisleri Temmuz 2006 tarihinden bu yana faaliyetlerine devam etmektedir. Bu süreçte var olan ihtiyaç ve sektörden gelen talep üzerine meclis sayısı 65 olmuştur. Türkiye Sektör Meclisleri, sektörün tüm ilgili taraflarını bünyesine alan entegre yapısıyla, yerel olduğu kadar uluslararası nitelik taşıyan sektörel bir bakış açısıyla ve bugünün yanında geleceği kuşatan strateji ve vizyonuyla, dünyadaki benzer örneklerinden daha kapsamlı hizmetler sunmaya yönelmiş bir yapıdır; sektörümüze ve ekonomimize büyük fayda sağlayan önemli bir oluşumdur.

Meclisler; firmaların, sektörel kuruluşların, derneklerin ve ilgili kamu kurumlarının üst düzey yöneticileri ile temsilcilerini bünyesine katan önemli bir buluşma noktasıdır. Türkiye Sektör Meclisleri, yelpazesi içine aldığı tüm ekonomik sektörler için radikal bir adımı temsil etmektedir. Meclis içerisinde sağlanan birlik ve beraberlik ortamı, ortak görüşlerin oluşturulmasına ve ortak kararların alınmasına imkan sağlamıştır. Ortak kararlar doğrultusunda başlatılan girişimlerden ilgili merciler nezdinde daha olumlu sonuçlar alınmaktadır. Bu sektörel yapılanma ile kamu-özel sektör ortaklığının etkin biçimde hayata geçirildiği sağlam bir zemin oluşturulmuştur.

Meclis faaliyetleri çerçevesinde, Meclis çalışmalarından daha fazla verimin alınabilmesi, farklı görüş ve düşüncelerin uyumlaştırılması, tutarlılık sağlanması, sektörün mevcut durumu ve geleceğe yönelik beklentileri konusunda kamuoyunun bilgilendirilmesi amacıyla sektör raporları dahil olmak üzere pek çok çalışma yapılmaktadır.

Bu çalışmalardan biri olan, TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi Limit Değerler Çalışma Grubu tarafından hazırlanan Okullarda İç Hava Kirliliği, Sağlık Etkileri ve Sınır Değerler adlı kitabı, sunmaktan mutluluk duyuyoruz. Çalışma ile mevcutta uygulanan sınır ve kılavuz değerlerinin taranarak değerlendirilmesiyle seçilen iç hava kirleticilerinin okullarda iç hava kirliliği ve sağlık açısından etkilerinin değerlendirilmesi ve ülkemizde uygulanmak üzere sınır değer önerilerinin geliştirmesi amaçlanmıştır.

Kitabın sektörümüze, camiamıza ve ilgililere hayırlı olmasını diler başta TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi Başkanı Zeki Poyraz, Meclis Üyeleri Ahmet Hayri Gökşin, Turhan Karakaya, Meclis Danışmanı Atilla Bıyıkoğlu, Limit Değerler Çalışma Grubu Üyeleri, Akif Arı, Burcu Onat, Gülen Güllü, Macit Toksoy, Mihriban Civan, Sait Cemil Sofuoğlu, Sibel Menteşe, Ülkü Alver Şahin ve Yetkin Dumanoğlu olmak üzere emeği geçen tüm Meclis üyelerimize ve sektör temsilcilerine teşekkürlerimi sunarım.

M. Rifat HİSARCIKLIOĞLU

Başkan

ÖNSÖZ

Antik çağlardan günümüze kadar; hava kalitesi konusu, şehirlerin kurulmasında, yapıların planlanmasında ve konumlandırılmasında önemli bir başlık olarak mimarların ve mühendislerin gündeminde olmuş ve hatta milattan önce yaşamış olan Romalı mimar Vitruvius, “Mimarlık Üzerine 10 Kitap” adlı eserinde bir kentin sakinlerinin yıllarca süren hastalıktan sonra kentin yöneticilerine dilekçe vererek kentlerinin daha sağlıklı bir yere taşınmasını istediklerini ve kentin taşındığını yazmıştır. Endüstri döneminin başlamasıyla çok hızlı artan dış hava kirliliği ve özellikle dış hava kirliliğinden birkaç kat daha fazla artan iç hava kirliliği, günümüzün küresel sorunlarından biri olmuştur.

Hava kirliliğinin insanların fiziksel sağlığına, zihinsel performansına ve üretkenliğine etkileri konusunda da pek çok araştırma gerçekleştirilmektedir. Araştırma sonuçlarına bağlı olarak bir yandan yaşam alanlarındaki iç hava kalitesinin iyileştirilmesi yolunda farkındalık ve duyarlılık oluşturulmakta diğer yandan da binaların ilgili projelendirme, yapım, denetim esasları ile yine ilgili teknolojik sistem ve ekipmanları geliştirilmektedir.

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi, her türlü kapalı mahalde çağdaş bilimsel ve teknolojik bilgi ve uygulamalarla, “iç hava kalitesini yükselterek toplum sağlığının geliştirilmesine katkı koymak vizyonu” ile “iç ortamlarda toplum sağlığının korunması, insanların fiziksel ve zihinsel faaliyetlerini sağlıklı olarak gerçekleştirebilmeleri için iç hava kalitesi parametrelerini belirlemek, iklimlendirme sektörünün her alanındaki paydaşların ve kullanıcıların faydalanacağı, enerji verimliliği ve çevresel etkileri de dikkate alan, uygulamaya yönelik tedbirleri sunmak misyonuyla” İç Hava Kalitesi (İHK) Komitesini oluşturmuştur.

Okullar ve sınıflar, hava kirliliğinin etkilerine karşı fizyolojik olarak daha korumasız olan kapalı hacimlerdir ve bu doğrultuda, İHK Komitesi ilk olarak, “okullardaki iç hava kalitesinin geliştirilmesi” konusunu gündemine almıştır. İHK Komitesi bu alanda, önce “COVID-19 Perspektifinde Okullarda Biyolojik ve Kimyasal İç Hava Kirliliğine Karşı Havalandırma–Politika Dokümanı”nı yayınlamıştır. Aynı zamanda, farkındalığın ve duyarlılığının geliştirilmesine katkı koymak amacıyla okullarda dağıtılmak üzere afiş hazırlamıştır.

Sınıflardaki uygun iç hava kalitesinin geliştirilmesinin temel giriş verilerinden birisi, öğrencilerin sağlığını etkileyen sınıf içindeki kirleticilerin, yapılan araştırmalar ve uygulamalar ışığında limit değerlerinin belirlenmesidir. Ülkemizdeki uygulamalarda göz önüne alınmasını önermek üzere bu değerlerin belirlenebilmesi amacıyla İHK Komitesi, Limit Değerler Çalışma Grubu’nu oluşturmuştur. Hazırlanan bu kitap, Limit Değerler Çalışma Grubunda yer alan akademisyenler tarafından yaklaşık bir yıllık bir çalışmanın sonunda, güncel bilimsel araştırmaların ve uygulamaların değerlendirilmesi ile oluşturulmuştur.

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi komite çalışmalarına katılan üyelerimize, bilimsel çalışmaları gerçekleştiren akademisyenlere, sektörümüz uzmanlarına ve TOBB çalışanlarına teşekkürlerini sunmaktadır.

Salih Zeki POYRAZ

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi Başkanı

TOBB TÜRKİYE İKLİMLENDİRME MECLİSİ**İç Hava Kalitesi Komitesi**

- Ahmet H. GÖKŞİN (Başkan)
- Turhan KARAKAYA (Raportör)
- Akif KAYAŞ
- Atilla BIYIKOĞLU
- Macit TOKSOY
- Meriç SAPÇI
- Ozan ATASOY
- Sait Cemil SOFUOĞLU
- Seçkin ERDOĞMUŞ
- Timur DİZ
- Zeki ÖZEN

TOBB TÜRKİYE İKLİMLENDİRME MECLİSİ İÇ HAVA KALİTESİ KOMİTESİ**Okullarda İç Hava Kalitesi Limit Değerler Çalışma Grubu (LDÇG)**

- Akif ARI
- Atilla BIYIKOĞLU (Başkan)
- Turhan KARAKAYA (Raportör)
- Burcu ONAT
- Gülen GÜLLÜ
- Macit TOKSOY
- Mihriban CİVAN
- Sait Cemil SOFUOĞLU
- Sibel MENTEŞE
- Üikü ALVER ŞAHİN
- Yetkin DUMANOĞLU

ÖZET

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi, İç Hava Kalitesi Komitesi ve Limit Değerler Çalışma Grubu (LDÇG) iç hava kalitesi alanında uluslararası saygın dergilerde iç hava kirliliği ile ilgili yayınları olma ve hava kirleticilerinin sağlık etkileri konusunda bilgi birikimi sahibi olma kriterlerini sağlayan araştırmacılar arasından geniş bir kirletici listesini kapsayabilecek şekilde oluşturulmuştur. Çalışma grubunun amacı, okullarda iç hava kalitesi için uygulanabilecek kirletici sınır değerlerini ilgili literatürün ve mevcut sınır ve kılavuz değerlerin bir değerlendirmesini yaparak önermek olarak belirlenmiştir. Bu amaca yönelik olarak grup üyeleri çalışmaya dahil edilmesi gereken iç hava kirleticilerini belirlemiş, uzmanlık alanlarını da dikkate alarak paylaşmış, belirlenen yöntem ve kısıtlar dahilinde literatür taramasını gerçekleştirerek derlemelerini ve varsa sınır değer önerilerini tartışmaya sunmuşlardır. Her bir kirletici için yapılan öneriyi Delfi yöntemiyle irdeleyerek LDÇG kararı niteliğine kavuşturmuştur.

LDÇG tarafından incelenen iç hava kirleticiler, inorganik gazlar (azot dioksit, karbonmonoksit, karbondioksit, ozon ve radon), organik gazlar (uçucu ve yarı-uçucu organik bileşikler), partikül madde ve biyolojik kirleticilerden oluşmaktadır. Bu çerçevede toplam 19 kirletici / kirletici grubu için değerlendirme yapılmıştır. Bunlar, karbondioksit, karbonmonoksit, azot dioksit, ozon, radon, uçucu organik bileşikler, formaldehit, trihalometanlar, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller, bromlu alev geciktiriciler, organofosfat esterleri, ftalat esterleri, partikül madde, biyoaerosoller (bakteriler, mantarlar, virüsler), mikrobiyal kirleticiler ve allerjenlerdir. Mevcut bilgi birikimine, yani iç hava kirletici düzeyleri, kirletici sağlık etkileri, kirletici düzeyleri ile sağlık etkileri arasında yeterli bilimsel bir temel oluşmuş ise öğrencilerin okullarda geçirdiği süreyi, mevcut sınır/kılavuz değerlerin yaygınlığını ve temel aldıkları sağlık etkilerini dikkate alarak incelemeyi yapan uzman(lar) önerisi ve çalışma grubu kararıyla 11 kirletici/grubu için sınır değer önerilmiş, 8 kirletici/grubu için önerilmemiştir.

UZUN ÖZET

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi, İç Hava Kalitesi Komitesi ve Limit Değerler Çalışma Grubu (LDÇG) iç hava kalitesi alanında uluslararası saygın dergilerde iç hava kirliliği ile ilgili yayınları olma ve hava kirleticilerinin sağlık etkileri konusunda bilgi birikimi sahibi olma kriterlerini sağlayan araştırmacılar arasından geniş bir kirletici listesini kapsayabilecek şekilde oluşturulmuştur. Çalışma grubunun amacı; okullarda iç hava kalitesi için uygulanabilecek kirletici sınır değerlerini ilgili literatürün ve mevcut sınır ve kılavuz değerlerinin bir değerlendirmesini yaparak önermek olarak belirlenmiştir. Bu amaca yönelik olarak grup üyeleri çalışmaya dahil edilmesi gereken iç hava kirleticilerini belirlemiş, uzmanlık alanlarını da dikkate alarak paylaşmış, belirlenen yöntem ve kısıtlar dahilinde literatür taramasını gerçekleştirerek derlemelerini ve varsa sınır değer önerilerini tartışmaya sunmuşlardır. Her bir kirletici için yapılan öneriyi Delfi yöntemiyle irdeleyerek LDÇG kararı niteliğine kavuşturmuştur.

LDÇG tarafından incelenen iç hava kirleticileri, inorganik gazlar (azot dioksit, karbonmonoksit, karbondioksit, ozon ve radon), organik gazlar (uçucu ve yarı-uçucu organik bileşikler), partikül madde (PM) ve biyolojik kirleticilerden oluşmaktadır. Bu çerçevede toplam 19 kirletici / kirletici grubu için değerlendirme yapılmıştır. Bunlar, karbondioksit, karbonmonoksit, azot dioksit, ozon, radon, uçucu organik bileşikler, formaldehit, trihalometanlar, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller, bromlu alev geciktiriciler, organofosfat esterleri, ftalat esterleri, PM, biyoaerosoller (bakteriler, mantarlar, virüsler), mikrobiyal kirleticiler ve alerjenlerdir. Mevcut bilgi birikimine, yani iç hava kirletici düzeyleri, kirletici sağlık etkileri, kirletici düzeyleri ile sağlık etkileri arasında yeterli bilimsel bir temel oluşmuş ise öğrencilerin okullarda geçirdiği süreyi, mevcut sınır/kılavuz değerlerin yaygınlığını ve temel aldıkları sağlık etkilerini dikkate alarak incelemeyi yapan uzman(lar) önerisi ve çalışma grubu kararıyla 11 kirletici/grubu (CO_2 , CO, NO_2 , O_3 , radon, UOB, formaldehit, trihalometanlar, PM, bakteri, mantar) için sınır değer önerilmiş, 8 kirletici/grubu (polisiklik aromatik hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller, bromlu alev geciktiriciler, organofosfat esterleri, ftalat esterleri, mikrobiyolojik kirleticiler ve alerjenler) için önerilmemiştir.

İnorganik gazlardan azot dioksit, karbonmonoksit ve ozon genel itibarla dış hava kaynaklı olmalarından ve dış hava kalitesi mevzuatında yaygın hava kirleticileri kategorisinde uzun yıllardır düzenleniyor olmalarından dolayı birlikte ele alınmıştır. Dolayısıyla, sağlık etkileri de iyi bilinmekte, mevzuatta yer alan sınır değerler sağlık etkilerine dayanmaktadır. Bu gaz kirleticilerden azot dioksit ve karbonmonoksit yanma kaynaklı olduklarından en güçlü dış hava kaynağı olan trafik emisyonlarıdır. Ozon yer seviyesinde ikincil bir kirletici olup oluşumu en yüksek düzeylere trafik yoğun bölgelerde, trafik emisyonlarının güneş ışığı varlığında atmosferik kimyasal tepkimeleri sonucu açığa çıkmaktadır. Bu sebeplerle, çocuklar her üç kirleticiye de şehirlerdeki özellikle trafik yoğun mahallerdeki okullarda yüksek seviyelerde maruz kalmaktadırlar. Aşağıda belirtilen sağlık etkileri dolayısıyla her üç kirletici için de sınır değer önerilmesi uygun bulunmuştur.

Dış havada maruz kalınan tipik derişim düzeylerinde CO için kısa süreli maruziyet ile kardiyovasküler, sinir sistemi, solunum yolu etkileri ve bunlar dolayısıyla mortalite arasında

muhtemel bir sebep-sonuç ilişkisi olduğu, uzun süreli maruziyet ile sinir sistemi ve doğum-gelişim üzerindeki etkiler arasında sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunmaktadır.

Kısa süreli NO₂ maruziyeti ile solunum yolu etkileri arasında sebep-sonuç ilişkisi bulunurken uzun süreli maruziyet için bu etkiler muhtemel şekilde nitelendirilmiştir. Kısa süreli maruziyet ile kardiyovasküler etkiler ve toplam mortalite arasında, uzun süreli maruziyet ile kardiyovasküler etkiler ve diyabet, doğum ile ilgili etkiler, toplam mortalite ve kanser arasında sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunduğu ancak belirsizlikler sebebiyle daha fazla araştırma sonucuna ihtiyaç olduğu değerlendirilmiştir.

Solunum sırasında ozon, solunum yollarının iç yüzeyini kaplayan sıvıdaki lipit, protein ve antioksidanlar ile tepkime verip ikincil oksidasyon ürünlerinin oluşumuna, dolayısıyla solunum yollarında etkilere yol açmaktadır. Bu etkiler ile kısa süreli O₃ maruziyeti arasında sebep-sonuç ilişkisi bulunmaktadır. Uzun süreli maruziyet için ise solunum yolu üzerindeki etkiler ile O₃ maruziyeti arasındaki ilişki için muhtemel sebep-sonuç ilişkisi nitelendirmesi yapılmıştır. Kısa süreli ve uzun süreli O₃ maruziyeti ile sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunan ancak belirsizlikler sebebiyle yetersiz olarak değerlendirilen sağlık etkileri de vardır: metabolik, kardiyovasküler ve sinir sistemi hastalıkları, üreme / gelişim hastalıkları ve mortalite.

Karbondioksit için ise iç ortamlarda insanların solunumu ana kaynak olup okullar gibi kalabalık yerlerde iç hava seviyelerini epey yükseltebilmektedir. Yakın zamanlara kadar bir iç hava kirleticisi olarak kabul edilmeyen ve havalandırma etkinliğinin göstergesi olarak kullanılan bu gazın da sağlık etkilerinin olabileceğine dair çalışmalar yayınlanmaya başlamış ve araştırmalar devam etmektedir. Sınıflarda gözlenen CO₂ seviyelerinde, bu etkiler baş ağrısı, yorgunluk gibi hasta bina sendromu semptomları şeklinde iken esasen bilişsel etkilerine dair veriler yayınlanmakta, akademik performansı düşürdüğüne işaret etmektedir. Hem havalandırma etkinliğinin göstergesi olması hem de bilişsel etkileri dolayısıyla karbondioksit için sınır değer bulunması gerekli görülmüştür.

Radon, uzun yıllardır incelenmiş bir gaz olup sağlık etkileri bilinmektedir. Ülkemizde ev ve işyerlerindeki seviyeleri mevzuat ile düzenlenmiş bir gazdır. Gerek Dünya Sağlık Örgütü verileri, gerekse Sağlık Bakanlığının verilerine göre akciğer kanserinin ana nedenleri arasında ilk sırayı sigara bağımlılığı alırken, ikinci sırada radon gazı etkilerinden kaynaklı kanserlerin olduğu belirtilmektedir. Sağlık Bakanlığı verilerine göre ülkemizdeki akciğer kanserlerinin %3-15 arasındaki oranının radon gazından kaynaklandığı belirtilmekte, bazı bilimsel araştırmalara göre ülkemizde radon gazı etkilerinden kaynaklı ölüm sayıları yıllık 2300 kişiyi geçmiş durumdadır. Uzun süreli ortalama radon konsantrasyonundaki bir artışın akciğer kanseri riskinde artışa yol açtığı, oranın tütün içenlerde 25 kat yüksek olduğu belirtilmektedir. Ancak, bu durum tütün kullananlar ile sınırlı olmayıp radonun bulunduğu iç ortamlarda ikincil tütün dumanına veya benzer PM maruziyeti bulunanlarda daha yüksek olduğu bilinmektedir. Bununla birlikte radon kirliliğine daha çok jeolojik kaynaklı olması sebebiyle radon kirli bölgelerde rastlanmaktadır. Bu bölgelerde geçerli olmak üzere sınır değer önerilmesi önemli bulunmuştur.

Önemli iç ortam gaz kirleticilerden oldukça geniş bir bileşik grubunu kapsayan Uçucu Organik Bileşikler (UOB'ler), uzun ve kısa süreli maruziyetler neticesinde başta kanser olmak üzere çeşitli olumsuz sağlık etkilerine sebep olabilen, düşük sıcaklıklarda gaz formuna geçerek iç ortam havasına karışan organik buharlardır. Okullar da dahil olmak üzere evler, kamu binaları, ofisler ve diğer yerlerin iç ortam hava kalitesini bozarak kısa vadede öncelikle hassas bireylerin, sürekli maruziyet neticesinde ise hasta bina sendromu gibi hadiselerle aynı ortamda bulunan çok sayıda bina sakininin sağlığını topluca tehdit eden oldukça önemli kirleticilerdir. UOB'lerin iç havada boyalar, mobilyalar ve bunlarda kullanılan cilalar ve parlaticılar, ahşap, sunta ve MDF gibi çeşitli yapı malzemeleri, halı ve zemin kaplamaları, yazıcı/fotokopi gibi çeşitli elektronik cihazlar ile sanayi ve üretimde çözücü olarak kullanılan kimyasallardan kaçak olarak buharlaşan emisyonlar neticesinde çok sayıda kaynakları bulunmaktadır. Bununla birlikte, motorlu taşıt, endüstri ve çeşitli bitkilerin doğal emisyonları sebebiyle dış ortam havasında da oldukça yüksek seviyelerde olabilen UOB'ler, türüne göre içeride veya dışarıda daha yüksek düzeyde olabilmektedir. Çok sayıda UOB'ye uzun ve kısa süreli maruziyetler neticesinde gözlerde ve boğazda yanma, dikkat dağınıklığı, baş dönmesi, mide bulantısı, halsizlik, kusma gibi etkilerin yanında benzen, formaldehit ve trikloroetilen gibi UOB'lere maruziyetler neticesinde ortaya çıkabilen sağlık sorunlarının son noktası kanser olarak bilinmektedir. Başta benzen olmak üzere çok sayıda UOB için DSÖ, Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı (IARC), Amerikan Mesleki Güvenlik ve Sağlık Kurumu (OSHA), çeşitli toksik ve kanserojenik etkileri göz önünde bulundurularak, bu etkilerin en aza indirilmesi amacıyla iç hava sınır değerleri önermektedir. Bu bağlamda ülkemizde de öncelikli olarak çevresel kirleticilerden hızlı şekilde etkilenebilen hassas gruplar olan okul çağındaki çocukların günlük yaşamının önemli bir bölümünü geçirdiği iç ortamlar olan okullarda, kanserojenik ve toksik etkileri olan UOB'ler için sınır değerlerin önerilmesi oldukça önemli görülmektedir.

Formaldehit halen en önemli iç ortam hava kirleticilerin başında gelmektedir. Sigara içilmeyen iç ortamlarda formaldehitin temel kaynakları; bina inşa malzemeleri, mobilyalar, boyalar, bazı kozmetik ürünler, dezenfektanlar, kâğıt ürünler, preslenmiş tahta ve kumaş ürünlerdir. İlaveten, bina yaşı, sıcaklık, nem düzeyi, hava değişim oranı ve mevsim gibi faktörler de formaldehit düzeylerinde etkilidir. İç ortam havasında gözlenen formaldehit düzeylerinin düşürülmesine yönelik olarak iç ortam havası için sınır değer önerilerine ilaveten, yapı ürünlerinden ve tüketim mallarından salınan formaldehit emisyonu da çeşitli kuruluşların belirlediği kriterler ile sınırlandırılmıştır. Formaldehite ana maruz kalma yolu, iç ortam kaynaklarından havaya salımlar sonucu solunum yoluyla olmaktadır. Formaldehitin insanlar üzerindeki etkileri akut, kronik (kanser olmayan) ve potansiyel kanserojen olarak çok sayıda vaka kontrol çalışması, kohort çalışması ve inceleme raporunda yayınlanmıştır. Sağlık etkileri açısından en önemli değerlendirme DSÖ bünyesindeki IARC tarafından "Grup-1 insan-kanserojen madde" olarak (nazofarenjil kanser ve miyeloid lösemi en yaygın gözlenen türleridir) formaldehitin sınıflandırılmasıdır. Dolayısıyla, formaldehit için bir sınır değer bulunması gerektiği değerlendirilmiştir.

Yüzme havuzlarında kullanılan suya uygulanan dezenfeksiyonun amacı, yüzücülerin, havuz suyunu besleyen sudan veya sudaki yüzücülerden kaynaklanan mikrobiyal patojenlerin neden olduğu su kaynaklı enfeksiyonlara maruz kalmasını önlemektir. Mikrobiyal aktivitenin önlenmesi amacıyla suya dozlanan dezenfektanlar yüzme havuzu suyunda bulunan

organik ve azotlu bileşikler (idrar, ter, hijyen ve kozmetik ürünleri vb.) ile reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ'ni) oluşturmaktadır. Havuzu kullanan yüzücü sayısı ile bağlantılı olarak organik madde yüklenmesi nedeniyle ve su kaynaklı hastalıkları önlemek amacıyla genellikle havuzlara sürekli dezenfektan eklemesi yapılmakta ve genellikle klorlu dezenfektanlar tercih edilmektedir. Trihalometanlar (THM'lar; kloroform, bromodiklorometan (BDCM), dibromoklorometan (DBCM) ve bromoform) en baskın DYÜ grubu olarak bilinmektedir. THM'lar dermal temas, kazara oral alım ve solunum yoluyla insan sağlığını etkileyebilir. THM'lar uçucu bileşiklerdir, bu nedenle yüzme havuzlarının bulunduğu kapalı alanların ortam havasında birikme eğilimi yüksektir. Araştırmalar, THM'lara maruz kalma ile solunum yolu tahrişinden, farklı kanser türlerine kadar çeşitli insan sağlığı etkileri arasındaki bağlantıları belirlemiştir. DSÖ ve bilim insanları tarafından yapılan çalışmalar solunum yoluyla maruziyetin, sindirim veya deri temasından çok daha yüksek olduğuna işaret etmektedir. Çeşitli ülkeler, DSÖ verileri dikkate alarak mikrobiyal ve dezenfeksiyon yan ürün tehlikelerini en aza indirmeye yönelik standartlar da dahil olmak üzere, yüzme havuzları ve benzeri eğlence amaçlı su ortamlarının güvenliği için yönergeler yayınlamıştır. Ancak dünya genelinde iç ortam havasında bulunan DYÜ için bir ülkedeki kapalı havuz için belirlenmiş değer dışında bir sınır değeri bulunmamaktadır. Yüzme havuzlarının bulunduğu binaların iç ortam havasında THM sınır değerlerinin belirlenmesi, bu binaların içinde bulunan ve yoğun olarak bu havayı soluyan özellikle yüzücüler, antrenörler ve personel sağlığı ve kapalı yüzme havuzları bulunan okullardaki çocuklar açısından önemli bir fayda yaratacaktır.

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), karbon ve hidrojenin iki veya daha fazla kaynaşmış aromatik halkasından oluşan organik bileşiklerdir. PAH'lar, biyolojik, kimyasal ve fotolitik süreçler yoluyla çevresel bozulmaya direnme yetenekleri nedeniyle kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) olarak değerlendirilebilmektedir. PAH'lar eksik yanma ürünü olarak ortaya çıkar ve başlıca antropojenik kaynakları arasında trafik, kömür yakma süreçleri, enerji santralleri, atık arıtımı, biyokütle ve odun yakılmasından kaynaklanan emisyonlar yer alır. İç ortam havasında bulunan PAH'lar, sigara içmek, yemek pişirmek, çeşitli yakıtlar, mum yakma gibi faaliyetlerden, kullanılan yapı malzemeleri ve ayrıca dış havada bulunan emisyonların iç ortama nüfuz etmesinden kaynaklanmaktadır. Okul ortamı için ise diğer iç ortam kaynaklarından farklı olarak petrol bazlı sanatsal malzemeler (boyalar, boya kalemleri ve killeri), mum yakılması (doğum günü kutlaması) ve temizlik malzemelerinin kullanımı sayılabilir. Tüm bu kaynaklar dikkate alındığında, dışarıdan içeriye taşınım hızı, yüzey temizleme oranı, iç ortamda yer alan kimyasal reaksiyon ve ayrıca kirleticilerin havalandırma veya filtrasyon yoluyla uzaklaştırılması iç ortam PAH konsantrasyonuna katkıda bulunmaktadır. PAH'ların canlılar üzerinde çeşitli toksik etkileri vardır. Mutajenik ve potansiyel olarak kanserojen özelliklerinden dolayı on altı PAH bileşiği Avrupa Komisyonu ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından öncelikli kirleticiler listesine dahil edilmiştir. Ayrıca, on ayrı bileşik naftalen, benz[a]antrasen, krizen, benzo[b]floranten, benzo[j]floranten, benzo[k]luoranten, benzo[a]piren, dibenzo[a,l]piren, dibenz[a,h]antrasen ve indeno[1,2,3-cd]piren, Uluslararası Kanseri Araştırma Ajansı tarafından olası kanserojenler olarak belirlenmiştir. İçeride spesifik bir kaynak olmadığı sürece iç ortamda tespit edilmiş olan PAH bileşiklerinin ana kaynağı dış havadır. Evlerde yemek pişirme ya da ısınma faaliyetleri, işyerlerinde üretim kaynaklı faaliyetler dış hava yanında iç ortamda da PAH bileşiklerinin kaynakları olduğunu göstermektedir. Ancak okullar için bu faaliyetler dış

havadan gelecek etkiler yanında oldukça sınırlıdır. Kanserojenik ve kronik-toksik etkilerinden dolayı bu bileşikler için sınır değer önerilmesi önemli görülmekte ancak bir dış hava kalitesi standardı bulunması mevcut durumda yeterli bulunmaktadır.

Ftalatlar (Ftalik asit esterleri (PAE)) kozmetik ürünlere renk ve koku vermek amacıyla, oyuncaklarda, gıda paketlerinde, bilgisayar, akıllı tahta gibi elektronik eşyalarda, PVC yer döşemelerinde, giysilerde, ev tekstil ürünlerinde, kırtasiye malzemelerinde, deterjanlarda, solventlerde ve inşaat malzemelerinde yaygın olarak kullanılırlar. Ftalatlar eklendiği malzeme ile kovalent bağ oluşturmadığı ve fizikokimyasal özelliklerinden dolayı tozlara ve partikül maddeye çok güçlü adsorblanırlar ve ortamda kalıcı olurlar. Ftalatlar küresel ölçekte 6-8 milyon ton arasında endüstriyel uygulamalarda kullanılması, yağ dokuda birikmesi ve gıda zinciri içinde biyolojik birikime yol açma özelliklerinden dolayı en çok rastlanan çevresel kirleticiler arasında yer almaktadır. İnsanların ftalatlarla maruz kalma yolları arasında beslenme, solunum, dermal absorpsiyon ve oral toz yutulması yer alır. Bazı ftalatlar için, bu üç yol aracılığıyla iç mekân maruziyetinin, beslenmeden kaynaklanan maruziyetten daha yüksek olduğu tahmin edilmektedir. Ftalatların insanlarda kanserojen olduğuna dair yeterli kanıt bulunmamış olsa da hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar gebelik döneminde ftalat maruziyetlerinin çeşitli gelişimsel ve üreme sistemi bozukluklarına sebep olduğunu göstermektedir. Ftalatlar "endokrin bozucu kimyasallar" grubunda yer alır ve insanlarda astım ve alerji semptomları arasında pozitif ilişki, çocuğun davranışlarından gözlemlenen zekâ seviyeleri ile maruziyet arasında negatif ilişkiler bulunmuştur. Ülkemizde okullarda kullanılan bina yapı malzemelerinde, sınıf içi sıra, tahta gibi iç ortam malzemelerinde ayrıca tekstil ürünleri, kozmetik ve kırtasiye malzemelerinde ftalatlar için sınır değerler olması iç ortam salınımlarını kontrol altına alabilmek için olumlu etki yapmaktadır. Ancak okulda sürekli bulunan eşyaların miktarı, yer döşemesi gibi yapı malzemeleri, sınıf mevcudu ve alanı, dış ortam kirlilik seviyeleri ve sınıf havalandırmasının etkinliği iç ortam gaz ve toz fazı ftalat seviyelerini doğrudan etkilemektedir. Ayrıca iç ortam toz fazı ftalat seviyeleri sınıfta tozların ne sıklıkla temizlendiği ile de ilgilidir. Bu sebeple sınıflarda iç ortam hava kalitesini arttırmak için ftalat içeren ürünlerin miktarı ve sınıfın temizleme sıklığı önem taşımaktadır.

Poliklorlu bifenil'ler (PCB'ler) 1930'lu yılların başlarından itibaren önce Amerika Birleşik Devletleri'nde daha sonra da dünya çapında birçok ülkede endüstriyel olarak üretilmiştir. 209 adet PCB türdeşi hidrolize, oksidasyona ve sıcaklık değişimlerine dirençli kararlı moleküllerdir, mükemmel yalıtım özellikleri gösterirler ve bozulmaları zordur, çevrede uzun yarı ömür süreleri gösterirler. Bu özellikleri sayesinde sızdırmazlık malzemeleri, kaplamalarda, PVC plastiklerdeki stabilize edici katkı maddeleri olarak boyalar, yapıştırıcılar, yağlayıcılar ve derz dolgu macunlarda kullanılmıştır. Kaynaklarından uzak bölgelerde çevresel oluşumları, su ve karasal gıda zincirlerinde yüksek klorlu PCB'nin güçlü biyomagnifikasyonu nedeniyle çeşitli ülkelerde 1970'lerden itibaren kısıtlama ve yasaklama düzenlemeleri yapılmıştır. 2001 yılında Stockholm'de ilan edilen uluslararası Kalıcı Toksik Organik (KOK) sözleşmesi, PCB'yi 2028 yılına kadar dünya çapında ortadan kaldırmayı hedeflemektedir. Uzun süredir kasıtlı olarak üretilmeyen, ancak kalıcı yapıları ve yarı uçucu karakterlerinden dolayı PCB'ler, kendilerini içeren malzemelerden ve kapalı sistemlerden ortam havasına salınabilirler ve çevresel koşullarda yüksek kalıcılıkları bulunmaktadır. PCB'lerin hayvanlarda kansere neden olduğuna dair açık kanıtlar vardır ve bunlar olası insan kanserojenleri olarak sınıflandırılmışlardır. İnsan ve hayvan verileri, PCB'lerin bağışıklık sistemi, üreme

sistemi, sinir sistemi ve endokrin sistemi üzerindeki etkiler dahil olmak üzere önemli toksik etkileri olduğuna dair kanıtlar sunmaktadır. Çevrede PCB'lerin her yerde bulunması nedeniyle, insanlar sindirim, solunum ve dermal temas yoluyla PCB'lere maruz kalırlar. Sindirim uzun zamandır başlıca maruz kalma yolu olarak tanımlanmıştır, ancak solunum, çocuklar da dâhil olmak üzere bazı popülasyonlar için önemli bir maruz kalma yolu olarak göze çarpmaktadır.

Bromlu alev geciktiriciler, tutuşmayı önlemek ve/veya halihazırda başlamış bir yangının yayılmasını azaltmak için çok çeşitli tüketici ürünlerine eklenen bir grup kimyasaldır. Alev geciktiriciler, tekstil, elektrikli ve elektronik ekipmanlarda kullanılan köpük ve plastikler gibi ürünlerde bulunmaktadır (bilgisayarlar, monitörler, yazıcılar ve TV'ler, mobilya ve döşeme, inşaat ve soğutma ürünleri ile boyalar). Polybrominated diphenyl ether'ler (PBDE'ler; Penta-BDE, Octa-BDE ve Deka-BDE), hexabromobenzene(HBB), hexabromocyclododecane (HBCD) ve 2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate (TBB) 1970'lerde kullanılmaya başlanmıştır. Kalıcılıkları ve biyobirikim potansiyelleri sonucunda oluşturdukları toksik etkileri nedeniyle penta- ve octa-BDE 2009 yılında, deca-BDE 2019 yılında, HBB ve HBCD Stockholm Sözleşmesi kapsamında kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) listesine alınmış, üretim ve kullanımlarına kısıtlamalar getirilmiş ve aşamalı olarak üretim ve kullanımdan kaldırılmıştır. Alev geciktirici kullanımında kısıtlamalar getirilse de, bu bileşenleri içeren malzemelerin uzun kullanım ömürleri nedeniyle iç ortamda bulunmaya devam etmişlerdir. KOK listesine alınma sürelerine kadar tüm dünyada yoğun olarak kullanılan alev geciktiriciler evlerde, ofislerde özellikle kamusal, yangının önlenmesinde öncelikli alanlarda kullanılan mobilya ve elektronik cihazlardan ortama salınmaktadır. Araştırmalar alev geciktiriciler için ölçülen konsantrasyon seviyelerinin büyük oranda iç ortam tozunda bulunduğunu göstermiştir. Sağlık etkileri arasında tiroid fonksiyonundaki değişiklikler, diyabet, nörodavranışsal, gelişimsel ve üreme bozuklukların yer aldığı bu bileşik grupları için üretim ve kullanım için getirilen kısıtlamalar dışında dünya genelinde iç ortam için belirlenmiş bir limit değeri bulunmamaktadır.

Alev geciktiricilere getirilen kısıtlamalardan sonra, endüstrilerin ürettikleri ürün ve malzemeler için belirli yangın güvenliği standartları sağlama gerekliliği, alternatif maddeleri kullanılmasını gerektirmiştir. Yeni bromlu alev geciktiriciler adı altında PBDE ikameleri kullanılmaya başlanmıştır, 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE), decabromodiphenyl ethane (DBDPE), 2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate (TBB), bis(2-ethylhexyl) 3,4,5,6-tetrabromophthalate (TBPH) ve Tetrabromobisphenol A (TBBPA) (tetrabromobisfenol A-bis(2,3-dibromopropileter) (TBBPA-DBPE), hexachlorocyclopentadienyl- dibromocyclooctane (HCDBCO)). Kısıtlı sayıdaki araştırmalar yeni bromlu alev geciktiricilerin de biyobirikim ve toksisite potansiyeline sahip olabileceğine işaret etmektedir. Son dönemde yapılan hayvan çalışmaları, birçok yeni bromlu alev geciktiricinin sıçanlarda endokrin sistemi bozduğunu ve değiştirilmiş gen ekspresyonu ve transkripsiyonel yanıt, zebra balığında tiroid ekseninin bozulmasına ve doğurganlığın azalmasına neden olduğunu ifade etmiştir. Ancak yeni bromlu alev geciktiriciler iç ortamdaki seviyeleri ve sağlık etkileri konusunda yeterli sayıda veri bulunmaması nedeniyle dünya genelinde henüz bir sınır değeri getirilmemiştir.

Organofosfat esterler (OPE'ler), PBDE ve HBCDD gibi alev geciktiricilerin üretiminin durdurulmasının ardından poliüretan süngerler, plastikler, tekstil, mobilya, elektronik ve yapı malzemeleri gibi çeşitli ticari ürünlerde yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır. Son 10 yılda üretim hacimlerinin ciddi bir şekilde arttığı tahmin edilmektedir. Genelde, klorlu organofosfat esterleri alev geciktirici olarak kullanılırken klorsuz olanlar plastikleştirici olarak ürünlere eklenir. Katkı maddesi olarak kullanılan OPE'ler polimerik malzemeyle kovalent olarak bağlanmadıklarından dolayı buharlaşma, sızma ve aşınma yoluyla ürünlerden çevreye kolayca geçebilir ve temas ile toza doğrudan transfer olabilirler. Biyotada ve anne sütünde bulunmaları bu bileşiklerin besin zincirine katılarak biyolojik olarak birikebileceğini göstermektedir. Organofosfat esterlerin sebep olduğu risklerin belirlenmesi üzerine yapılan toksikolojik ve epidemiyolojik çalışmalar sınırlı sayıda olmasına rağmen bazılarının mutajenik, kanserojenik ve nörotoksik olduğu ve ayrıca gelişimsel ve üreme sistemine olumsuz etkilediği bildirilmiştir. Yetişkinlerle karşılaştırıldığında küçük çocuklar hala gelişme aşamasında ve vücut ağırlıklarının daha düşük olması, sık sık ellerini veya elindeki kalem, silgi gibi malzemeleri ağızlarına götürmeleri sebebi ile bu kimyasallara maruz kalma olasılığı daha yüksektir. Bu sebeple okullarda iç ortam havasında OPE seviyelerini kontrol altına alabilmek için OPE katkısı yapılan ürünlere katkı miktarlarını kontrol altına almak, miktarlarını sınırlamak ve sınıfın temizleme sıklığına dikkat edilmesi gerekmektedir.

PM konusunda yapılan çalışmalar değerlendirildiğinde, okullarda en çok $PM_{2.5}$ (çapı 2.5 μm ve altındaki PM'lerin toplam kütle konsantrasyonu) ve PM_{10} (çapı 10 μm ve altındaki PM'lerin toplam kütle konsantrasyonu) parametrelerinin izlendiği, ölçüm çalışmalarının ise çoğunlukla sınıflarda yürütüldüğü görülmüştür. PM_1 (çapı 1 μm ve altındaki PM'lerin toplam kütle konsantrasyonu) ve sayısal partikül konsantrasyon değişiminin incelendiği çalışmalar ise literatürde kısıtlı sayıda bulunmaktadır. Okullardaki PM seviyelerinin okulun yeri, trafiğe yakınlığı, öğrenci sayısı, sınıfın kafeteryaya yakınlığı, sınıf pencere sayısı, sınıf temizlenme sıklığı, havalandırma gibi faktörlerden etkilendiği, ancak çalışmaların çoğunda dış ortam hava kirliliğinin sınıflardaki hava kirliliğinin temel kaynağı olduğu vurgulanmıştır. Ayrıca çocukların yaşları da okuldaki PM konsantrasyonunu etkileyebilmektedir; liselerde sınıf içi seviyeye çoğunlukla dış ortam hava kirliliğinin etkisi fazlayken küçük çocukların olduğu sınıflarda sınıf içi hareketin fazla olması nedeniyle özellikle PM_{10} 'da önemli bir artışa sebep olduğu gözlenmiştir. PM okullarda çocukların sağlığını olumsuz yönde etkileyen hava kirliliğinin önemli bir bileşenidir. PM maruziyeti çocuklarda astım, alerjik hastalıklar, akut ve kronik solunum yolu hastalıkları, kan basıncı ve akciğer fonksiyonlarında değişiklik, obezite ve bilişsel gelişimin yavaşlaması gibi rahatsızlıkların oluşmasına neden olmaktadır. Dolayısıyla, PM için sınır değer önerilmesi gerektiği değerlendirilmiştir.

Bakteriler hemen hemen her yerde (toprakta, suda ve vücudumuzda) kendi başlarına yaşayabilir ve çoğalabilir. İç ortam havasındaki bakterilerin başlıca kaynakları; insan ve diğer canlıların varlığı ile insan aktiviteleri, yapı malzemeleri ve dış ortam havasıdır. Bakteriler öksürük ve hapşırma gibi hafif semptomlardan ölüm ile sonuçlanan ciddi enfeksiyon ve hastalıklara kadar geniş bir aralıkta sağlık etkilerine sahiptir. İç ortamlardaki bakteri düzeyi ve tür kompozisyonuna bağlı olarak gözlenen sağlık etkileri genellikle solunum sistemi ve deri hastalıkları olarak ortaya çıksa da hasta bina sendromuna yol açtığı da belirlenmiştir. Bakterilerin sağlık etkileri enfekte kaynaktan solunum, konuşma, öksürme, hapşırma vb. sırasında ağız ve burundan havaya salınan damlacıkların boyutu ve maruz kalınan süre ile

son derece alakalıdır ve odadaki hava hareketleri de belirleyicidir. Ortam sıcaklığı ve nem düzeyi bakterilerin üremesinde kritik öneme sahiptir. Hastalık yaptığı bilinen ve iç ortam havasında gözlenen çeşitli bakterilere maruz kalma ile ilişkilendirilen Legionella enfeksiyonu, tüberküloz, veba gibi çeşitli hastalıklar tanımlanmıştır. Dolayısıyla, bakteriler için bir sınır değer bulunmasının önemli olduğu değerlendirilmiştir.

Genellikle toprakta yaşayan çevresel maya ve küf türleri çoğu sağlıklı insanda genellikle enfeksiyona neden olmazken; bazı çevresel mantarlar “sporlar” (vücudumuza akciğerlerden veya deriden girebilen parçacıklar) yoluyla hızla çoğalarak özellikle zayıflamış bağışıklık sistemi olan insanlarda birçok organa zarar verebilir. En az 700 mantar türünün toksik bileşikler üretme kapasitesi, alerjik reaksiyonları tetiklemekte ve hatta doğrudan enfeksiyon ajanları olarak insan sağlığına potansiyel olarak zarar vermektedir. Mantarlar, ahşabın ve diğer organik maddelerin aktif parçalayıcıları/yıkıcılarıdır. Uygun şekilde tasarlanmayan, inşa edilmeyen ve bakımı yapılmayan binalarda sporların küfler tarafından bu salımı, ortaya çıkan bir dizi hastalığın ve hasta bina sendromunun temel kaynağı olabilir. Mantar sporları, küflü gıda maddelerinden, duvarlardan, saksı ve iç mekan bitkilerinden, mobilya dolgularından ve evcil hayvanlar ile bunların yatak takımları gibi kaynaklardan salınabilir. Mantarlara maruziyet ile alerjik, toksik ve bulaşıcı etkiler ortaya çıkabilmektedir. Küflerin patojenik rolü bilinmekle beraber, net bir doz/etki eşiği belirlenmemiştir. Alerjik hastalıkların gelişimi bireyler arasında değişim göstermektedir ve muhtemelen erken çocukluktan itibaren maruz kalma öyküsü, genetik faktörler ve/veya mantarlara mesleki ve diğer iç ortamlarda maruz kalma gibi özellikler etkili olabilmektedir. Bakterilere benzer şekilde mantarlar için de bir sınır değer bulunmasının önemli olduğu değerlendirilmiştir.

Bakteriyel endotoksinler, fungal mikotoksinler, peptidoglikanlar, beta (1→3)-glukanlar, virüsler, yüksek molekül ağırlıklı alerjenler ve polenler, algler ve protozoaların aralarında bulunduğu mikrobiyal kirleticiler, iç ortam havasında maruz kalınan önemli kirleticiler arasında yer almaktadır. Mikrobiyolojik kirleticilerin varlığı ve konsantrasyonu, ortamda bulunan insan ve evcil hayvan sayısı, ortamın iklimsel özellikleri, bina özellikleri, mobilyalar ve yiyecekler gibi farklı koşullara ve ortamdaki faaliyetlere bağlı olarak değişkenlik gösterebilir. Bu kirleticilere maruz kalınması sonucu bakteri ve mantarlara maruziyet ile ilişkili sağlık etkilerine benzer etkiler gözlenebileceği bilinse de doz-etki ilişkilerinin belirlenmesini sağlayacak düzeyde bir bilgi birikimi oluşmamıştır. Farklı yaş gruplarındaki öğrencilerin mikrobiyal kirleticilere duyarlılığı, örnekleme için standart protokollerin tanımlanması ve biyo-kirleticilerin neden olduğu hastalıklara yönelik uygun teşhis test yöntemlerinin belirlenmesi gibi daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır. Bununla birlikte, endotoksin için mevcut bilgi birikiminin yeterli olduğunun değerlendirildiği ülkeler bulunmakta olup bir sınır değerinin olması faydalı olacaktır.

Sonuç olarak, mevcut bilgi birikimine, yani iç hava kirletici düzeyleri, kirletici sağlık etkileri, kirletici düzeyleri ile sağlık etkileri arasında yeterli bilimsel bir temel oluşmuş ise öğrencilerin okullarda geçirdiği süreyi, mevcut sınır/kılavuz değerlerin yaygınlığını ve temel aldıkları sağlık etkilerini dikkate alarak incelemeyi yapan uzman(lar) önerisi ve çalışma grubu kararıyla 11 kirletici/grubu için sınır değer önerilmiş, 8 kirletici grubu için önerilmemiştir.

İÇİNDEKİLER

Önsöz	III
TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi İç Hava Kalitesi Komitesi Üyeleri.....	V
TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi Limit Değerler Çalışma Gurubu Üyeleri	V
Özet.....	VI
Uzun Özet	VII
İçindekiler	XV
Giriş.....	XVII
Bölüm –1. İNORGANİK GAZ KİRLETİCİLER.....	23
• 1.1. Karbondioksit	25
<i>Macit TOKSOY, Sait Cemil SOFUOĞLU.....</i>	<i>25</i>
• 1.2. Karbonmonoksit, Azot Dioksit ve Ozon.....	66
<i>Sait Cemil SOFUOĞLU, Macit TOKSOY.....</i>	<i>66</i>
• 1.3. Radon	82
<i>Sait Cemil SOFUOĞLU, Macit TOKSOY.....</i>	<i>82</i>
Bölüm –2. ORGANİK GAZ KİRLETİCİLER	87
• 2.1. Uçucu Organik Bileşikler	89
<i>Akif ARI.....</i>	<i>89</i>
• 2.2. Formaldehit.....	110
<i>Sibel MENTEŞE.....</i>	<i>110</i>
• 2.3. Trihalometanlar	124
<i>Yetkin DUMANOĞLU.....</i>	<i>124</i>
• 2.4. Poliklorlu Bifeniller	146
<i>Yetkin DUMANOĞLU.....</i>	<i>146</i>

• 2.5. Bromlu Alev Geciktiriciler.....	170
<i>Yetkin DUMANOĞLU.....</i>	<i>170</i>
• 2.6. Organofosfat Esterler.....	201
<i>Mihriban CİVAN.....</i>	<i>201</i>
• 2.7. Ftalat Esterleri.....	216
<i>Mihriban CİVAN.....</i>	<i>216</i>
• 2.8. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar.....	228
<i>Yetkin DUMANOĞLU.....</i>	<i>228</i>
Bölüm-3. PARTİKÜL MADDE.....	251
• 3.1. Partikül Madde.....	253
<i>Burcu ONAT, Ülkü ALVER ŞAHİN.....</i>	<i>253</i>
Bölüm-4. BİYOLOJİK KİRLETİCİLER.....	283
• 4.1. Bakteriler.....	285
<i>Sibel MENTEŞE.....</i>	<i>285</i>
• 4.2. Mantarlar.....	302
<i>Sibel MENTEŞE.....</i>	<i>302</i>
• 4.3. Diğer Mikrobiyolojik Kirleticiler.....	319
<i>Gülen GÜLLÜ.....</i>	<i>319</i>
Bölüm-5. SINIR DEĞER ÖNERİLERİ.....	335

GİRİŞ

Çok sayıda araştırma, halkın çoğunun düşük kaliteli dış havadan kaynaklanan riskleri, iç mekân kirliliğinden önemli ölçüde daha yüksek olarak algıladığını göstermektedir (LHEA, 1997). Bu algılar, gelişmiş toplumlarda birçok insanın zamanının çoğunu kapalı mekânlarda geçirmesine rağmen günümüzde hala devam etmektedir. Örneğin, ABD’de yaşayan insanlar arasında zaman bütçeleri üzerine yapılan bir araştırma, bireylerin ortalama olarak günlerinin %88’ini binaların içinde ve %7’sini bir araçta geçirdiğini ortaya koymuştur. Aynı çalışmaya göre katılımcıların zamanının sadece %5’i aslında dışarıda geçirdiğini göstermiştir (Robinson ve Nelson, 1989). Ülkemizde yapılan çalışmalar da benzer oranları göstermektedir (Can-Terzi vd., 2021). İlerleyen zaman içerisinde ise çok sayıda farklı çalışma kapsamında modern toplumlardaki insanların iç ve dış ortam zaman aktiviteleri üzerine çeşitli çalışmalar neticesinde benzer sonuçlar görülmüştür (USEPA, 1997; USEPA, 2003; Brasche ve Bischof, 2005). Öte yandan, uluslararası bilim camiasında gerçekleştirilen çeşitli çalışmaların sonuçlarına bakılarak özellikle 1980 yılı ve sonrası için iç ortam hava kalitesinin sağlık üzerindeki etkilerinin artmakta olduğu konusunda yükselen bir endişe bulunmaktadır (Jones, 1999). Çocukların popülasyon içinde özel bir yeri vardır. Ülkemizde 2020-2021 eğitim öğretim yılında, örgün eğitimdeki öğrencilerin 1.225.981’i okul öncesi eğitimde, 5.328.391’i ilkokulda, 5.212.969’ü ortaokulda, 6.318.602’si ortaöğretimde olmak üzere toplam 18.085.943 öğrenci eğitim almaktadır (MEB, 2021). Eğitim alan öğrencilerin sayısı toplam nüfusun %21 gibi büyük bir bölümünü oluşturmaktadır. Okul çağındaki çocuklar çoğunluğu sınıflarda olmak üzere haftada beş gün, günde ortalama sekiz saate kadar zamanlarını okul iç ortamlarında geçirmektedir. Üstelik, çocuklar çevresel kirlleticilerin etkilerine karşı yetişkinlere nazaran daha hassas ve açıktırlar. Bu sebeplerle, okullarda iç hava kalitesi öğrenci sağlığı ve akademik performansı açısından büyük önem arz etmektedir.

Artan insan nüfusunun barınması ve çeşitli günlük faaliyetlerin sürdürülebilmesi amacıyla ihtiyaç duyulan binaların hızlı şekilde inşa edilmesi, aynı zamanda artan enerji maliyetlerinin azaltılarak barınma ve işyeri günlük işletme-yakıt maliyetlerinin düşürülmesi, güncel fosil yakıt fiyat artışları göz önüne alındığında günümüzde bir zorunluluk haline gelmiştir. Enerji verimliliğini arttırarak ısıtma ve soğutma maliyetlerini azaltan yeni binaların tasarımındaki değişiklikler, modern ev, ofis ve çeşitli diğer binaların sıklıkla eski yapılara göre daha hava geçirmez olmasını sağlamıştır. Bu amaç doğrultusunda şekillenen ve çeşitlenen inşaat malzeme teknolojisindeki gelişmeler, sentetik yapı malzemelerinin çok daha fazla kullanılmasına neden olmuştur. Bu iyileştirmeler daha düşük işletme maliyetlerine sahip daha konforlu binalara ulaşılmasına yol açarken, aynı zamanda çeşitli kirleticilerin kolayca üretildiği ve zaman zaman iç ortam havasında dışarıdaki seviyelerine göre çok daha yüksek derişimlerde birikebileceği iç ortamları meydana getirmiştir.

İç ortam hava kalitesi insan sağlığı üzerinde önemli bir belirleyicidir. İnsanlar çeşitli iç ortam hava kirleticilerine evlerde, ofislerde ve okullarda sürekli olarak düşük derişimlerde de olsa maruz kalmaktadırlar. Bu kirleticiler, solunum, üreme, merkezi sinir ve kardiyovasküler sistemler ile cildi etkileyenler dahil olmak üzere çeşitli olumsuz sağlık etkilerine sahip kimyasallar olabilmektedir (Wu vd., 2007). Gerek halk sağlığının korunması gerekse toplum genelinde iç ortam hava kirliliğine bağlı sağlık harcamalarından tasarruf edilmesi için yetersiz iç ortam hava kalitesinden kaynaklanan olumsuz sağlık etkilerine karşı, aralarında iç hava sınır değerlerinin uygulanması da bulunan yüksek düzeyde koruma önlemleri gereklidir.

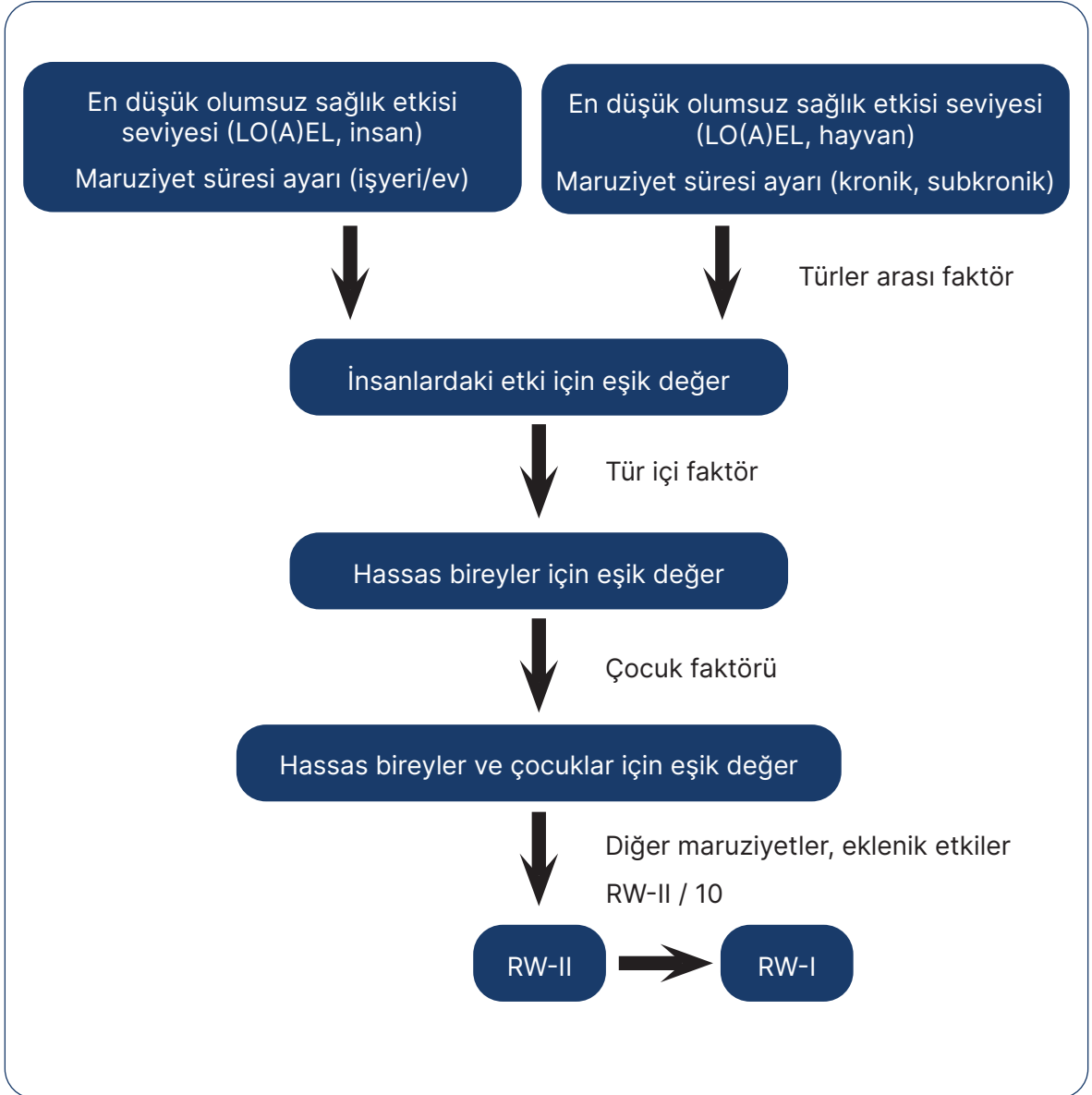
Salthammer (2011) iç hava kalitesi standartlarının belirlenmesi konusunu eleştirel bir derlemeye konu etmiştir. Bu derlemeye göre standartlar üç yaklaşımla belirlenebilmektedir: (1) istatistiksel, (2) sağlık etkileri temelli, (3) hıfzıssıhha (sağlık bilgisi, hijyen) temelli. İstatistiksel yaklaşımla belirlenen sınır değerlere referans değer ismi verilmektedir. Bu değer genel itibarla referans alınabilecek bir örnek grubu için yapılan ölçümlerden elde edilir. İç hava için ayrıca bir kitlede (popülasyonda) rastlantısal olarak yapılan bir seri ölçümden elde edilen bir değer olarak da tanımlanmış olduğu Heinsow ve Sagunski'den (2009) aktarılmıştır. Bu tanım ölçümler sonucu elde edilen derişim ihtimal dağılımının belirli bir yüzdeliği, örneğin 50. yüzdelik veya diğer adıyla ortanca değer ya da 95. yüzdeliği olarak değerlendirilmektedir. Dolayısıyla, ihtimal dağılımının kitleyi temsil ettiği kabulüyle, kitlenin hangi oranda belirli bir düzeyden daha yüksek derişimlere maruz kalması tolere ya da kabul edilebilir sorusunun cevabına karşılık gelen yüzdeliğe tekabül eden derişim referans değer olmaktadır. Sağlık temelli sınır değer belirlenmesinin başlangıcında kirleticilerin sağlık etkilerinin belirlendiği doz-yanıt ilişkisi öneren toksikoloji veya epidemiyoloji çalışmaları yer almaktadır. Bu çalışmalardan üretilen NOAEL/LOAEL (No/Lowest Observed Adverse Effect Level) veya NOEL (No Observed Effect Level) doz veya derişim değeri çalışmanın içerdiği belirsizlikler karşılığında belirli faktörler kullanılarak düşürülmekte ve bir sınır değer ortaya çıkmaktadır. Bu durumda sınır değer altındaki düzeylerde sağlık etkileri beklenmemekte üzerine çıktığında da doz-yanıt ilişkisine bağlı olarak doğrusal veya doğrusal olmayan bir şekilde artan bir etki beklenmektedir. Bu yaklaşımla belirlenen sınır değerlere genel itibarla rehber değer ismi verilmektedir. Sağlık etkileri temelli yaklaşım bazı kirleticiler için mümkün olmamaktadır. Bu kirleticilere örnek olarak toksikolojik etkilerini belirlemekte karşılaşılan sorunlar sebebiyle CO₂, havada heterojen bir yapı göstermeleri sebebiyle TVOC ve PM verilebilir. Bu kirleticiler için de hıfzıssıhha temelli yaklaşım uygulanmakta olup bu yaklaşım doz-yanıt ilişkisi belirlenememiş epidemiyolojik çalışma verilerini temel almaktadır. Bu tip sınır değerlere de genel olarak rehber değer ismi verilmektedir.

Sağlık etkileri temelli sınır değerler arasında ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından belirlenen RfC (Referans Derişim) ve RfD (Referans Doz), UR (Birim Risk) değerlerine karşılık gelen MCL (Maksimum Kontaminant Düzeyleri), Kaliforniya eyaleti Çevre Koruma Ajansı (CalEPA) tarafından belirlenen REL (Referans Maruziyet Düzeyi) ve DSÖ tarafından belirlenen rehber değerler bulunmaktadır. Hıfzıssıhha bazlı sınır değerler arasında Alman Federal Çevre Ajansı (UBA) TVOC (Toplam Uçucu Organik Bileşikler) ve DSÖ PM rehber

değerleri bulunmaktadır. İstatistiksel temelli sınır (referans) değer örneği olarak da DSÖ Radon rehber değeri verilebilir. Avrupa Birliği (AB)'nin 2008 yılında yürürlüğe girmiş olan Hava Kalitesi Direktifi (2008/50/EC) üye ülke vatandaşlarının sağlığını koruma hedefi olmakla birlikte daha çok politika bazlı olup DSÖ rehber değerlerine benzer olacak şekilde güncellenme süreci içindedir (Kuula vd. 2022). Bununla birlikte, AB tarafından uygulanan REACH (Registration, Evaluation, Authorisation, and Restriction of Chemicals) süreci sağlık etkileri temelli maruziyet sınır değerleri (Derived No-Effect Level (DNEL)) belirlemektedir. Ülkemizde iç hava kalitesi için henüz bir sınır değer tanımlı olmayıp dış hava kalitesi standartları da AB'ne uyum çerçevesinde 2008 yılından itibaren kademeli azaltım öngörülerek yenilenmiş ve yönetmeliklerin güncellenme süreci devam etmektedir.

Yukarıda açıklanan ve örnekleri verilen üç yaklaşıma ek olarak iş yeri sağlığı ilkeleri uyarınca iş yerlerinde uygulanan sınır değerler bulunmaktadır. TLV (Eşik Limit Değer), TWA (Zaman Ağırlıklı Ortalama Sınır Değeri), STEL (Kısa Vadeli Maruziyet Sınır Değeri) veya Tavan Sınır Değeri, gibi sınır değerler sadece işyerleri için uygulanabilir olup genel halk sağlığını korumaya yönelik çevre sınır değerlerini belirlemek için kullanılmamaları gerektiği belirtilmiştir (Salthammer, 2011).

Amerikan ve Alman sınır değerleri iki aşamalı olarak uygulanmaktadır. USEPA, hem dış hem de iç hava için geçerli olan insan sağlığını korumak üzere, birincil sınır değerlerini, çevresel/ekolojik sağlığı korumak için ikincil sınır değerleri uygulamaktadır (USEPA, 2022). UBA ise iç hava kalitesi için sağlık etkisi temelli yaklaşımla belirlenen ikincil sınır değere ek olarak daha uzun maruziyet sürelerinde ortaya çıkabilecek kanser gibi etkileri esas alan ömür boyu maruz kalırsa bile herhangi bir sağlık etkisine sebep olmayacağına dair mevcut bir kanıt bulunmayan birincil sınır değer uygulamaktadır (Şekil 1, Salthammer, 2011'de Figure 2).



Şekil 1. Alman Federal Çevre Ajansı İç Hava Kalitesi Birincil ve İkincil Sınır Değer Belirleme Süreci (Salthammer, 2011).

KAYNAKLAR

- Brasche, S., Bischof, W., 2005. Daily time spent indoors in German homes – baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 208 (4), 247–253.
- Can-Terzi B, Ficici M, Tecer LH, Sofuoglu SC, 2021. Fine and coarse particulate matter, trace element content, and associated health risks considering respiratory deposition for Ergene Basin, Thrace. *Science of the Total Environment*, 754, 142026.
- Heinzow, B., Sagunski, H., 2009. Evaluation of indoor air contamination by means of reference and guide values: the German approach. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Eds.), *Organic Indoor Air Pollutants*. Wiley-VCH, Weinheim, sf. 189–211.
- Jones, A.P., 1999. Indoor air quality and health. *Atmospheric Environment*, 33, 4535–4564.
- Kuula, J., Timonen, H., Niemi, J.V. vd., 2022. Insights into updating Ambient Air Quality Directive 2008/50/EC. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22, 4801–4808.
- LHEA (London Health Education Authority), 1997. What people think about air pollution, their health in general, and asthma in particular. Health Education Authority, London.
- MEB, 2021. Milli Eğitim Bakanlığı, Milli Eğitim İstatistikleri-Örgün Eğitim 2020-2021, <https://istatistik.meb.gov.tr/>
- Robinson, J., Nelson, W.C., 1995. National Human Activity Pattern Survey Data Base. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Salthammer, T., 2011. Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. *Chemosphere* 82, 1507-1517.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. Exposure factors handbook volume 3: Activity factors. EPA/600/P-95/002Fa. Washington, DC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2003. EPA assessment of risks from radon in homes. EPA/402/R-03/003. Washington, DC.
- USEPA, 2022. National Ambient Air Quality Standards. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Wu, F., Jacobs, D., Mitchell, C., Miller, D., Karol, M.H., 2007. Improving indoor environmental quality for public health: impediments and policy recommendations. *Environmental Health Perspectives*, 115 (6), 953–957.



Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

İNORGANİK GAZ KİRLETİCİLER





Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

KARBONDİOKSİT¹

MACİT TOKSOY²

SAİT CEMİL SOFUOĞLU³

Giriş

Yaşadığımız iç ortamlardaki karbondioksit dördü farklı nedenle ilgi söz konusudur. (1) Karbondioksitin kendisi bir hava kirleticisidir. Aşırı yüksek karbondioksit konsantrasyonu insanların sağlığını, üretkenliklerini, bilişsel performanslarını, uyku kalitelerini etkiler. Bu nedenle aşırı karbondioksit birikiminin önlenmesi için yaşadığımız kapalı hacimler havalandırılmalıdır. (2) Karbondioksit ölçümü ve buna bağlı olarak havalandırma kontrolü teknolojisi gelişmiştir ve ekonomik boyutlardadır, yaygın olarak kullanılmaktadır. (3) Karbondioksit konsantrasyonu aynı zamanda iç hava kalitesini etkileyen diğer kirleticiler olan partikül ve gaz kirliliğini izleme aracı olarak kullanılmaktadır. İnsanların yoğun oldukları kapalı hacimlerde karbondioksitin belli değerlerin üzerinde olması diğer kirleticilerin de konsantrasyonlarının artarak emisyon kaynaklarının şiddetine bağlı olarak sağlığı etkileme seviyelerini aşabileceğine işaret etmektedir. (4) Havada asılı, bulaşıcı hastalıklara sebep olan mikroorganizmaların (patojenlerin) yarattığı hastalanma riskinin sayısal olarak belirlenmesi de kolay ölçülebilen karbondioksit konsantrasyonu ile tahmin edilebilmektedir; bu tahmin kapalı yaşam hacimlerindeki hava yoluyla hastalıkların bulaşma riskini sayısal olarak gösterdiği gibi, bulaşma riskinin azaltılması için alınan tedbirlerin etkisinin de ölçülmesine imkan vermektedir (To ve Chao 2010; Bazant vd. 2021; Peng ve Jimenez 2021; Peng vd. 2022).

Karbondioksit konsantrasyonu, her türlü iç ortamda (konut, ofis, okul iş yeri, endüstriyel tesisler, spor ve eğlence mekanları, vs) ve her yaşta ve durumda (bebek, çocuk, yetişkin yaşlı; sağlıklı, hasta) önemlidir. Bu çalışma, okullardaki (sınıflardaki) iç hava kalitesinin bir bileşeni olan karbondioksit konsantrasyonunun sağlık, performans ve bulaşıcı hastalık riski açısından limit değerinin/değerlerinin, var olan araştırmalara göre gözden geçirilerek değerlendirilmesi ve bu değerlendirmelerin sonucu olarak limit değer önerisinde bulunma amacını taşımaktadır. ASHRAE, 1989 tarihinde ilk versiyonu yayınlanan Kabul Edilebilir İç Hava Kalitesi için Havalandırma adlı standardında (ASHRAE 1989), karbondioksit limit değeri için 1000 ppm vermiş, ancak yanlış anlaşılardan ötürü bu değeri hemen standardın sonraki versiyonunda kaldırmış, daha sonra da bu standardın hiçbir versiyonunda yer vermemiştir. Ancak 1000 ppm ASHRAE Kriteri olarak yerleşmiştir. Pek çok çalışmada ve uygulamada ASHRAE 62 – 1989, ASHRAE 62.1-2010, 2016 kaynak gösterilerek veya ASHRAE Kriteri olarak anılarak 1000 ppm limit olarak verilmektedir (Jones vd 2020; Fisk 2013; Sireesha 2017; Korsavi ve Montazami 2019; Haddad vd. 2021; Persily 2020; Ranjbar 2019). Hatta bilgi anlamında (informative) bile 1000 ppm ve ilgili bilgilere yer verilmese de ASHRAE 62.1-2019 versiyonun referans verildiği görülmektedir (Swe-gon 2021). Ayrıca pek çok ülkede 800 ppm ve 1000 ppm gibi değerler standard değerler olarak belirlenmiştir. Duruma açıklık getirmek, yanlış anlamayı önlemek, 1000 ppm'in limit olarak

- 1 Yazarlar bu bölümü Sınıflar ve Karbondioksit (Makina Mühendisleri Odası, Yayın No MMO/736, 2022) isimli kitaplarından kısaltarak oluşturmuşlardır.
- 2 RD&PM ve Emekli Öğretim Üyesi, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: macittoksoy@gmail.com
- 3 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: cemilsofuoğlu@iyte.edu.tr

her durumda kullanılmasını önlemek amacıyla yayımlar (ASHRAE 2022; Persily 2021; Hermann 2000) yapılmaktadır. Ancak belirtmek gerekir ki, güncel ASHRAE standardındaki havalandırma debilerinin belirlenmesi CO₂ kirliliği ile de yakından ilgilidir; bir çalışmada (Wargocki 2021), ASHRAE 62.1-2007 (2019) ve EN 16798 -1 (CEN 2019) standartlarında tanımlanan havalandırma gereksinimlerinin temelini teşkil ettiği belirtilen iki araştırmanın sonuçlarının (Berg-Munch vd. 1986; Gunnarsen ve Fanger 1992), CO₂ ölçümlerine dayalı havalandırma analizleri olduğu görülmektedir. ASHRAE son yayınladığı Durum Dokümanı (Persily 2021) ile 1000 ppm'in kullanılması ile ilgili temel oluşturacak bir analiz vermiştir. Çok güncel bir çalışmada, "700 ppm + Dış hava konsantrasyonu" yaklaşımının artık geçerli olmadığı, 1000 ppm CO₂ konsantrasyonunun mutlak değer olarak özellikle havalandırma kontrolünde kontrol parametresi olarak kullanılması gerektiği, mutlak değerın böylece giderek artan dış hava CO₂ konsantrasyonunun negatif etkisini ortadan kaldıracağı, RESET Bina Standardı ve Sertifikasyonu uygulamasında kabul edilebilir havalandırma performansı için 1000 ppm, yüksek performans için 600 ppm olarak alındığı belirtilmiştir (Stumm 2022). Başka örnekler de vermek mümkündür:

- Bir çalışmada tanımlanan "Temel (base)", havalandırma debisi olan kişi başı 4 l/s değerinin 1500 ppm CO₂ konsantrasyonuna karşılık geldiği işaret edilmiştir (Carrer vd. 2018).
- BB101 Rehberinde de (ESFA 2018) 5 l/s.kişi dış hava debisi kararlı halde 1500 ppm CO₂ konsantrasyonuna karşılık gelmektedir; denilmektedir.
- Hanninen vd. (2017), ASHRAE tarafından önerilen 7,5 l/s.kişi havalandırma debisinin (ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2007), sakin bir aktivite içinde olan yetişkinlerin karbondioksit üretimi ile kararlı halde ulaşılan 700 ppm konsantrasyona karşılık geldiğini vermiştir.

İç hava kalitesi ile karbondioksitin ilgisi yeni değildir. Literatürde iç ortamlardaki karbondioksitin insan sağlığı ve havalandırma ile ilişkisinin ve havalandırma için bir ölçüt olması yaklaşımının öncüleri olarak, 19. yüzyılda hemen hemen aynı yıllarda yaşamış olan üç bilim insanı ile karşılaşılmaktadır. Max von PETTENKOFER (1818- 1901), Robert August SMITH (1817-1884) ve Francis Stephen Bennet Francois de CHAUMONT (1883-1888).

Max von PETTENKOFER, tıp alanındaki uzmanlığını fizik, kimya, teknoloji, fizyoloji ve istatistik ile birleştirerek hijyen biliminin ilk interdisipliner bir tıp alanı olmasını sağlamış, modern hijyen biliminde çığır açan bir öncü olarak kabul edilen bir bilim insanıdır (Locher 2007). "Doğru bir bilim insanı temel olarak her zaman gerçek ile ilgilenir" diyen, Papalığın yanılmazlık dogmasına, düşünmenin ve araştırmanın özgürlüğüne zararlı olduğu için Roma Katolik Klisesinden ayrılan PETTENKOFER (Locher 2007), "1858'de karbondioksit konsantrasyonunun çok yüksek değerlerde olmamak şartıyla zararsız olduğunu bilmesine karşılık, kapalı hacimlerde karbondioksit konsantrasyonunun dış havadan 1000 ppm daha yüksek olduğu hallerde havanın kötü koktuğunu belirtmiş bu değerın temiz hava için bir ölçüt olduğunu açıklamıştır" (Swegon 2015; deGids ve Wouters 2010). Her ne kadar CO₂'in bir gösterge olarak kullanılabileceğinin 1980'lerde yapılan araştırmalara dayandığı işaret edilse de (Berg-Munch vd. 1986), sonuç olarak bu kredi PETTENKOFER'e ait olmalıdır.

Asit yağmurunu keşfeden ve asit yağmurunun babası olarak anılan August SMITH, Kimyasal İklim Bilimi (Chemical Climatology) terimini de öneren bilim insanıdır. Eyler (1980) tarafından

çalışılan bilimsel biyografisine göre, sanayileşme ve kentsel büyüme ile bağlantılı çevre sorunlarının incelenmesi ve kontrolü için bilimsel analizin uygunluğunu ilk fark eden; “hastalığı önleme politikaları, hijyene, kanalizasyona, iyileştirilmiş havalandırmaya ve insan yoğunluğunun azaltılmasına önem vermelidir” diyerek, havalandırmayı 19. yüzyılda gündemde tutan bilim insanlarından biridir. Yaptığı çalışmalar sonucunda insan nefesi ile kirlenen iç ortamlarda, hava içindeki diğer bileşiklerden daha kolay ölçülebildiği için, “karbonik asit”in havalandırma için en iyi kimyasal test olduğu ortaya çıkmış, SMITH dikkatini karbondioksitin ölçülmesine yöneltmiştir (Eyler 1980).

CHAUMANT 1885 yılında Sivastopol’da Kırım Savaşına katılmış ve Türklerden Madalya almış bir İngiliz tıp subayıdır. Orduda hijyen konusunda eğitim ve laboratuvar çalışmaları yapmış, hastanelerle askeri barakalar üzerine araştırmalar ve sağlık üzerine bilimsel yayınlar yapmıştır. 1879’da Kraliyet Bilimler Akademisine seçilmiştir (Web-1). PETTENKOFER’in 1858’deki açıklamasından az zaman sonra CHAUMONT, yine koku temelli yaklaşımla, yaptığı deneyler ve gözlemlerle, havanın içindeki organik bileşiklerin belirlenmesindeki güçlük ve güvensizlik nedeniyle, insanların yaşadıkları hacimde havalandırma miktarının pratik olarak belirlenmesinin imkansız olmadığını ifade ederek, organik bileşiklerin konsantrasyonunun karbondioksit⁴ konsantrasyonu ile orantılı olduğunu gözlediğini belirtmiş ve kolayca ölçülebilen karbondioksit konsantrasyonunun belli bir limit değerinin altında tutulmasını sağlayacak havalandırma miktarını belirleyecek bir yöntem geliştirmiştir (Chaumont 1875).

Aradan geçen yaklaşık 150 yılda, iç hava kirliliğinin bileşenleri konusunda 19. yüzyıla göre önemli farklılıklar belirlense de, yine hava içindeki diğer kirleticilerden kolay ölçülebilir olmamasından ötürü, insan kaynaklı karbondioksit konsantrasyonu, havalandırma miktarının belirlenmesi ve iç hava kalitesinin kontrolü amacıyla bir ölçüt olarak kullanılmaktadır.

Bu çalışmada, sırasıyla dış ve iç ortamlardaki karbondioksit kaynakları, araştırmalarda gözlenen sınıflardaki karbondioksit konsantrasyonları, karbondioksitin insanların ve çocukların sağlığına etkileri, iç ortamlarda karbondioksit limit değerleri ile ilgili standartlar ve uygulamalar, karbondioksitin havalandırma açısından önemi konuları literatür ışığında incelenmiş ve okullarda olması gereken karbondioksit limit değeri için öneri getirilmiştir.

İç Ortam Kaynakları

Canlıların solunumu sonucunda atmosfere salınan doğal karbondioksitin yanında antropojenik kaynakları da bulunmaktadır: fosil yakıtların (kömür, doğal gaz, petrol ürünleri) her türlü (elektrik üretimi, ulaşım, endüstriyel prosesler, ısıtma) yakılması, katı atıkların bozunması, biyolojik malzemeler ve çimento imalatı gibi süreçlerdeki kimyasal reaksiyonlar, vb (USEPA 2022). Atmosferdeki karbondioksitin bir kısmı biyolojik karbon çevriminin bir parçası olarak bitkiler tarafından kullanılmakta, bir kısmı da okyanuslar ve diğer yüzeysel sularda çözünmekte ve toprakta depolanmaktadır. Ancak atmosferik sıcaklığın artması sudaki çözünmeyi de azaltmaktadır.

Günümüzden önceki 800.000 yılda yaklaşık olarak 175 ile 300 ppm arasında salınan atmosferik karbondioksit konsantrasyonu, 1910 senesinde 300 ppm’i aşmış ve bu tarihten sonra sürekli artarak geçmişte hiç görülmemeyen rekor bir seviyeye, 23 Mart 2022 tarihinde 417 ppm değerine ulaşmıştır (Web-2). Bu artışın nedeni 1750 yıllarında başlayan ve giderek yoğunluğu artan sa-

4 CHAUMONT makalesinde “karbonik asit” olarak ifade ediyor.

nayileşme ve buna bağlı faaliyetler olarak gösterilmektedir. 417 ppm değeri atmosferdeki ortalama konsantrasyondur. Karbondioksit konsantrasyonu yere ve zaman bağlı olarak, bu değerin çok üzerine de çıkmaktadır (Mitchell vd. 2018; Liu 2016; Lin vd. 2018).

Yere ve zamana bağlı atmosferik karbondioksit konsantrasyonu, insanların yaşamlarının büyük bir kısmını geçirdikleri iç ortamlardaki karbondioksit konsantrasyonunun temel kaynağını / alt limitini oluşturduğu için çok önemlidir. İç ortamdaki kaynaklarının emisyonu ile iç ortam karbondioksit konsantrasyonu bu değerin üzerine çıkmaktadır.

Endüstriyel tesislerdeki özel proseslerin dışında kapalı yaşam hacimlerindeki karbondioksit kaynakları,

- fosil gaz yakıtlı (doğal gaz ve LPG) mutfak ocakları,
- sıvı yakıtların (gaz yağı - kerosen) kullanıldığı bacasız ısıtıcılar (sobalar)
- gazlı sıvı içecekler,
- ve nihayet vücutta doğal metabolik işlemler sonucu bir ürün olarak ortaya çıkan ve solunum yoluyla ortam havasına karbondioksit veren canlılardır.

İnsanlar iç ortamlardaki ana karbondioksit kaynağıdır. Bir hacimde insan yoğunluğu arttıkça, insan kaynaklı diğer biyolojik emisyonlar (biyoeffluentler) ile birlikte karbondioksit kirliliği de artar. İnsanların solunum yoluyla karbondioksit emisyonu aşağıda tanımlanan solunum katsayısına, metabolizma hızına ve vücut (deri) yüzey alanına bağlıdır.

Vücut yüzey alanı – DuBOIS ve DuBOIS eşitliği

Vücut yüzey alanı, “DuBOIS ve DuBOIS” eşitliği (Toksoy 2022) ile ağırlığa (m; kg) ve boya (L; m) göre aşağıdaki eşitlikle hesaplanır.

$$A_D = 0,202473 m^{0.425} L^{0.725} \quad (1)$$

Metabolizma hızı ile vücut yüzey alanı arasındaki ilişkinin gelişimi, tarihsel perspektif içinde Toksoy (2022) tarafından verilmiştir.

Solunum Katsayısı⁵ (R)

Solunum katsayısı (R), insan vücudunda besinlerin oksidasyonu esnasında açığa çıkan karbondioksitin, oksidasyonda kullanılan oksijene oranıdır.

$$R = \frac{V_{CO_2}}{V_{O_2}} \quad (2)$$

Örneğin 1 mol şeker (glüköz- $C_6H_{12}O_6$), 6 mol oksijen ile ($6O_2$) oksitlenir; reaksiyon sonucunda 6 mol karbondioksit ($6CO_2$), 6 mol su ($6 H_2O$) ve enerji açığa çıkar. Böylelikle glüköz için solunum katsayısı 1'dir:

5 Respiratory Quotient



$$R_{\text{glikoz}} = 6 / 6 = 1$$

İnsanların aldıkları besinler sosyo-ekonomik şartlara, coğrafi geleneklere, öğüne, yaşa ve cinslerine bağlı olarak değişir. Genel olarak besinleri farklı oranlarda karbonhidratlar, yağlar ve proteinler oluşturur. Bu besinler için solunum katsayıları literatürde (Matarese 1997; Pereira da Silva 2022; Saka vd. 2003; Haugen 2007) aşağıdaki gibi verilmiştir:

Etanol	: 0,67
Yağ/lipit	: 0,67 - 0,71
Protein, Amino Asit	: 0,8 – 0,9
Karbonhidrat, Glikoz	: 1,0
Lipogenesis ⁶	: 1,0 – 1,2

Görüleceği üzere farklı bileşimlerdeki besinlerin tüketilmesi ile fizyolojik olarak insanların solunum katsayıları 0,67 ile 1,2 aralığında değişmektedir (Haugen 2007). Solunum katsayısının 0,67 – 0,69 arası yetersiz beslenme ve yağ oksidasyonunu, 0,81 – 0,82 değerleri protein oksidasyonunu, büyük değerler ise (1,0 – 1,2) aşırı beslenme ve yağlanma (lipogenesis) halindeki oksidasyonu göstermektedir (Pereira da Silva 2022).

Orta seviyedeki fiziksel etkinlikler yapan bir yetişkin için solunum katsayısının uygun hassasiyette değeri 0,83 olarak verilmiştir (ASHRAE 2021; Alfano vd. 2009) ve simülasyonlarda da bu değer kullanılmaktadır (Kalema ve Viot 2014). Karbonhidrat ağırlıklı besin tüketen toplumlarda solunum katsayısının daha büyük olması gerekir.

Metabolizma hızı (M)

Bir kişinin gerçekleştirdiği etkinlik sırasında, kişiye, yapılan etkinliğe ve etkinliğin gerçekleştirildiği şartlara bağlı olarak değişen, birim insan yüzeyine indirgenmiş birim zamanda üretilen enerji (W/m²) metabolizma hızıdır. Sakin olarak oturma pozisyonunda bir insanın metabolizma hızı olan 58,2 W/m², metabolizma birimi olarak 1 met şeklinde tanımlanmıştır. Farklı etkinlikler için metabolizma hızları ASHRAE Fundamentals 2021 içinde (F9.6) tablo halinde verilmiştir; metabolizma hızı uyku halindeki 40 W/m²'den güreş müsabakalarındaki 505 W/m²'ye kadar değişmektedir.

ASHRAE Fundamentals 1981'de, referans verilmeden, metabolizma hızı (M, W/m²) solunum katsayısı (R), vücut yüzey alanı (A_D, m) ve tüketilen oksijen (L/dak) arasındaki ilişki aşağıdaki eşitlikle verilmiştir:

$$M = (0,23 R + 0,77) (5,87) \frac{V_{O_2}}{A_D} \quad (60) \quad (3)$$

6 Yağ oluşumu

Bu eşitlik, katsayıların çarpımı ile ($5,87 \times 60 = 352,2$)

$$M = 352,2 (0,23 R + 0,77) \frac{V_{O_2}}{A_D} \quad (4)$$

şeklinde ifade edilebilir. Bu eşitlik ise

$$M = 352 (0,23 R + 0,77) \frac{V_{O_2}}{A_D} \quad (5)$$

şekliyle, katsayısı yuvarlanarak ASHRAE Fundamentals 1997'de Nishi (1981) kaynak gösterilerek alıntılanmıştır. ASHRAE Fundamentals'ın 2001 – 2021 versiyonlarında yine Nishi (1981) kaynak gösterilerek, ancak birim değişikliği yapılarak ve katsayı yuvarlatılarak ($21.132 \rightarrow 21$), Eşitlik-5,

$$M = 21 (0,23 R + 0,77) \frac{V_{O_2}}{A_D} \quad (6)$$

şeklinde verilmiştir. Bu eşitlikte için ml/s birimi öngörülmüştür. Metabolizma met^7 birimi ile, l/s ifade edilmek istenirse Eşitlik-4,

$$M = 363,09 (0,23 R + 0,77) \frac{V_{O_2}}{A_D} \quad (7)$$

şeklinde yazılabilir.

İnsanların karbondioksit emisyonu

(1) ve (7) eşitliklerinin kullanılmasıyla, bir insanın solunum esnasında tükettiği oksijen ve ürettiği CO_2 sırasıyla aşağıdaki eşitliklerle elde edilir:

(2)

$$V_{O_2} = \frac{A_D M}{363,09 (0,23 \cdot R + 0,77)} \quad ; \text{ (l/s)} \quad (8)$$

$$V_{\text{CO}_2} = R \cdot V_{O_2} = R \cdot \frac{A_D M}{363,09 (0,23 \cdot R + 0,77)} \quad ; \text{ (l/s)} \quad (9)$$

7 1 Met = 58.2 W/m² değerindedir. Birçok tabloda 60 W/m² olarak gösterilmektedir.

Her iki eşitlikte Metabolizma hızı (M) birimi met'dir. Bu eşitliklerde metabolizma birimi olarak (W/m²) kullanılmak istenirse eşitlikler sırasıyla,

$$V_{O_2} = 4,732 \cdot 10^{-5} \cdot \frac{A_D M}{(0,23 R + 0,77)} \quad ; \text{ (l/s)} \quad (10)$$

$$V_{CO_2} = R \cdot V_{O_2} = 4,732 \cdot 10^{-5} \cdot \frac{R A_D M}{(0,23 R + 0,77)} \quad ; \text{ (l/s)} \quad (11)$$

şeklinde düzenlenir. (3) – (6) eşitliklerinde oksijen tüketim ve karbondioksit üretim hacimsel debileri standart atmosfer şartlarındadır (0°C ve 101.325 kPa).

Sonuç olarak, (10) ve (11) eşitliklerinden görüleceği üzere, insanların solunum yoluyla oksijen tüketimi (V_{O_2}) ve bağlı karbondioksit emisyonu (V_{CO_2}) (aktivite⁸ seviyesine bağlı metabolizma hızına (M, W/m²), kilosuna (m) ve boyuna (L) bağlı vücut yüzey alanına [A_D] ve tükettiği yiyeceklerin cinsine bağlı olarak belirlenen solunum katsayısına (R) bağlıdır.

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Sınıflardaki karbondioksit, solunum yoluyla oluşan insan kaynaklı emisyonlardan bir tanesidir. CO₂, öğrenci fizyolojik sağlığını ve bilişsel performansını etkileyen bir iç hava kirleticisi olduğu gibi iç hava kirliliğinin karakterize edilmesinde ve kontrolünde bir gösterge/iz elemanı olması nedeniyle, sınıflarda ve genel olarak insan yoğun tüm yaşam hacimlerinde önemli parametredir.

Sınıflarda karbondioksit seviyesi üzerine ilk araştırmanın Karolinska Enstitüsünden Elias HEYMAN (1829–1889) tarafından yapıldığı, havalandırmanın söz konusu olmadığı okullarda, konsantrasyonun 5000 ppm'e kadar çıktığı, bir çeşit havalandırma olan okullarda 1500 ile 3000 ppm arasında ölçüldüğü not edilmiştir (Sundell 2004). Okullardaki karbondioksit ölçümleri ve bu ölçümlere bağlı araştırmalar artan bir hızla 21. Yüzyılda da devam etmektedir.

2015 yılına kadar, Türkiye de dahil, dünyada 30 ülkede sınıflardaki iç hava kirliliği üzerine yapılan araştırmalar ve bu araştırmaların değerlendirildiği çalışmalar (Santamouris 2008; Toksoy 2015; Güllü 2015) incelendiğinde, her ülkede farklı seviyede okullardaki sınıflarda karbondioksit konsantrasyonunun, özellikle kış aylarında uygun havalandırma olmadığında, 1000 ppm değerinin çok üzerinde olduğu görülmektedir. Türkiye'de ve Dünyada 2015 yılından sonra yapılan araştırmalardan elde edilen sonuçlar da bu gözlemi desteklemektedir.

1995 – 2016 yılları arasında yayınlanmış araştırmalara ait en kapsamlı derlemelerden biri Fisk (2017) tarafından yapılmıştır. Fisk (2017) bu çalışmasında 14 ülkede⁹ 3470 sınıfta yapılmış ve hakemli dergilerde yayınlanmış 28 araştırmayı değerlendirmiştir. Araştırma ortamı olan 3470 sınıftan 2794 sınıfta CO₂ ölçümleri yapılmış bunların 2642'sinde (%94.6) ortalama konsantrasyon 1000 ppm'in üzerinde çıkmıştır.

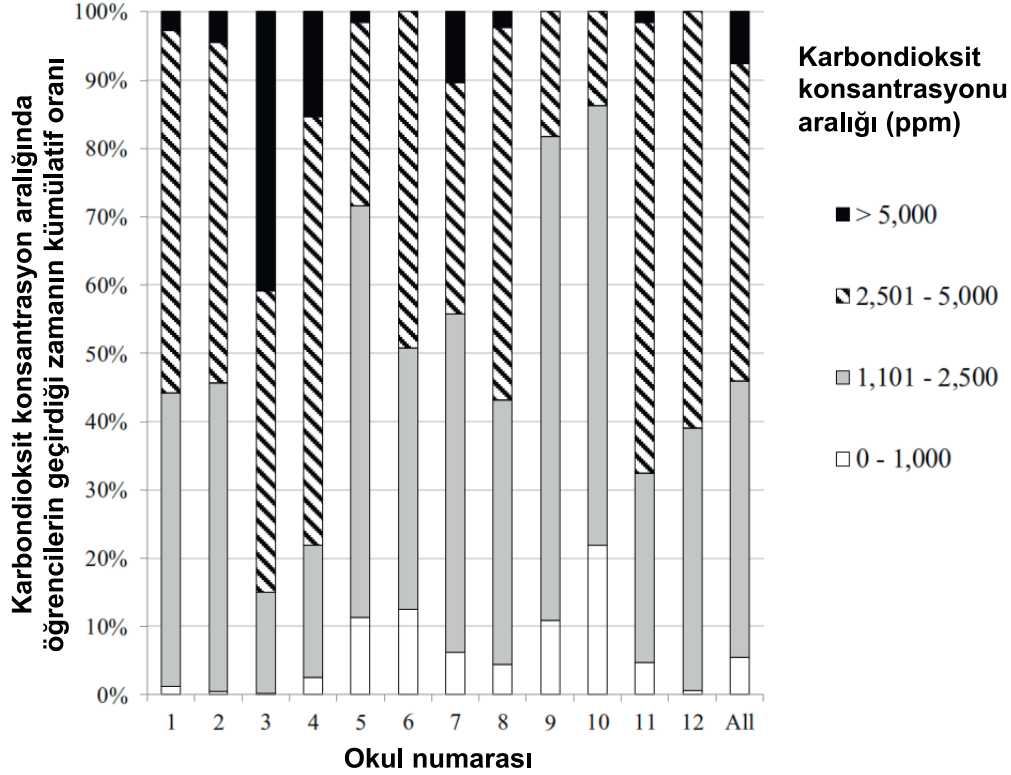
8 Uyku halı, uzanma oturma, yürüme, koşma, ağır kaldırma vs.

9 Fransa, Portekiz, Almanya, İskoçya, Hollanda, ABD, Kore, Danimarka, Çin, İsveç, İtalya, Yunanistan, Avrupa, Singapur.

Arnavutluk'ta, 24'ü kentlerdeki 8 okulda, 12'si kırsal kesimdeki 4 okulda olan toplam 36 sınıfta iç hava kalitesi (CO₂) ve ısı konfor (iç sıcaklık, izafi nem) ölçümleri yapılmıştır (Hanninen 2017). Bu çalışma Parma'da (İtalya) yapılan ve WHO Avrupa Bölgesinde çocukların çevresel faktörlerin istenmeyen etkilerinden korunması için bir dizi hedefi içeren Parma Deklarasyonunun (WHO 2010) yapıldığı Beşinci Çevre ve Sağlık Üzerine Bakanlıklar Konferansı¹⁰ doğrultusunda, kısmen WHO'nun Avrupa'daki okullardaki iç hava kalitesi ve diğer çevre faktörlerinin belirlenmesi çalışmaları içinde, SIMPHONIE Projesi (Toksoy 2015) ile uyumlu olarak gerçekleştirilmiştir; sınıflarda öğrenci başına düşen hava hacmi medyan değeri 3.9 m³/öğrencidir. Oniki okulda 36 sınıfta ölçülen CO₂ konsantrasyonlarına çocukların maruz kaldıkları kümülatif zaman oranı Şekil 1.1'de verilmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre, Avrupa'daki diğer ülkelere oranla, ortalama CO₂ konsantrasyonu ve ortalama izafi nemi en yüksek, ortalama hava sıcaklıkları da (ortalama 9.1°C - 14.4°C, median 11.7°C) en düşük sınıflar, merkezi iklimlendirmenin olmadığı, bir kısmı odun ve gaz sobaları ile bir kısmı elektrikli küçük ısıtıcılarla ısıtılan Arnavutluk'taki sınıflardır. Oniki okulda öğrenciler zamanlarının %94,5'inde 1000 ppm üstünde, %7,6'sında 5000 ppm üstünde CO₂ konsantrasyonuna maruz kalmaktadırlar.

2015 yılından sonra yapılan araştırmalar içinde yer alan önemli bir çalışma (Batterman vd. 2017), 2002-2017 yılları arasında 27 tanesi yeni yapılmış, 10'u çok kapsamlı yenileme geçirmiş 37 okuldaki 147 sınıfta, iç hava kalitesi ve havalandırma debisi değerlendirmesi üzerinedir. Binaların 21'i çok katlı, 16'sı tek katlıdır. 37 okulun 10 tanesi konvansiyonel binalardır. 15 tanesi Energy Star (ES), 12 tanesi de LEED sertifikalıdır. Farklı sınıflarda bir yıl boyunca farklı zamanlarda CO₂, sıcaklık ve bağıl nem ölçülmüştür. Okullarda çeşitli (merkezi iklimlendirme, sınıf bazında bireysel) mekanik havalandırma sistemleri vardır. Bu sınıflarda yapılan ölçümlerde günlük medyan karbondioksit konsantrasyonu sınıfların %28'inde 1000 ppm, %9'unda 1500 ppm ve %4'ünde 2000 ppm düzeylerinin üzerinde çıkmıştır. 15 dakikalık ortalamalarda ise sınıfların %55'inde 1400 ppm üzerindedir. LEED ve ES sertifikalı binalardaki CO₂ konsantrasyonu konvansiyonel binalara göre çok belirgin olmamakla beraber biraz daha fazladır. Sonuç olarak araştırmacılar, 37 okulun çoğunluğunda havalandırmayı yetersiz bulmuşlardır. Bu sonucun sebepleri (1) tasarımda yetersizlik, (2) uygun olmayan işletme ve (3) okul ve bina topluluklarında iç hava kalitesi konusunda eğitimsizlik olarak belirtilmiştir. Bu araştırma, uzun senelerdir okullarda iç hava kalitesinin geliştirilmesi konusunda programlar geliştiren EPA'nın bulunduğu ABD'de sınıfların, iç hava kalitesi açısından, üstelik yeni veya bütünüyle yenilenmiş okullarda bile, çoğunlukla "öğrenci dostu" olmadığını göstermektedir. Bu sonuç muhtemelen ABD'deki diğer ve Dünyanın diğer ülkelerindeki okullar için de iyimser olmayı zorlaştırmaktadır.

10 Bu konferansa Türkiye de katılmış, deklarasyondaki sınır aşan sular ve kirlilikler ile ilişkili maddelere katılmamıştır.



Şekil 1.1. Çocukların okulda geçirdikleri zaman içinde, farklı CO₂ konsantrasyonu aralıklarında kaldıkları toplam zamanların yüzdeleri (Hanninen 2017).

Çevre duyarlılığı ve beraberinde çevre koruma tedbirlerinin yüksekliği açısından bir üst-kültür olan Kaliforniya'da, LBNL¹¹ İç Çevre Grubu ve UC-Davis WCEC¹² 'den üyelerin katılımıyla, çok yakın bir zamanda bir araştırma gerçekleştirilmiştir (Chan vd. 2020). Bu çalışmada, hepsi K-12¹³ grubunda yer alan 11 okuldaki 194 sınıfta dört hafta boyunca CO₂ ve sıcaklık ölçülmüştür. Çalışmanın amacı, mekanik havalandırma sistemleri beş farklı grupta sınıflandırılabilir, 2013-2016 yıllarında yenilenmiş olan bu sınıflardaki havalandırma debilerinin, yeterli olup olmadığının incelenmesidir. Araştırma sonuçlarına göre, ASHRAE 62.1-2016 standardında önerilen minimum havalandırma debisinden (7 l/s-öğrenci) hareketle, 7. ve 8. sınıf öğrencilerinin CO₂ üretimine dayanarak kararlı denge hali için hesaplanan CO₂ limit değeri kullanılarak belirlenen sınır değeriyle (1100 ppm = 700 ppm + 400 ppm), veri kaydı yapılabilen 11 okulun 9'unda CO₂ konsantrasyonunun 1100 ppm üzerinde olduğu zaman dilimi yüzdesi, daha az olduğu zaman dilimi yüzdesinden daha fazladır (Şekil 1.2).

Bu çalışma (Chan vd. 2020) okullarda havalandırma sistemlerinin yapılması veya yenilenmesi açısından önemli öneriler getirmektedir:

- Okullarda yetersiz havalandırmanın sebepleri olarak aşağıdaki hususlar belirlenmiştir.

11). Indoor Environment Group, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA.

12). Western Cooling Efficiency Center, University of California-Davis, Davis, CA, USA.

13). 12 yıllık eğitim veren, üniversite – kolej öncesi okullar.

- Yanlış veya eksik seçilmiş ekipmanlar
 - Hatalı uygulamalar
 - Kötü iletişim
 - Kötü bakım
- Yapılan incelemeye göre, eskimiş ekipmanların yenileri ile değiştirilmesi, söz konusu okullardaki havalandırma problemlerine çözüm getirmemiştir.
 - Talep kontrollü (DCV) olan sistemlerde yeterli havalandırma olduğu görülmektedir.
 - CO₂ konsantrasyonunun termostat üzerinde gerçek zamanlı olarak görüntülenmesi havalandırmanın takibi açısından önemlidir.
 - Okullardaki HVAC sistemlerinin periyodik kontrolü yapılmalıdır.



Şekil 1.2. Karbondioksit konsantrasyonunun 1100 ppm'i geçtiği zaman yüzdeleri. Diyagramlardaki her bir çubuk bir sınıfı temsil etmektedir (Chan vd. 2020).

Bu çalışmada dikkati çeken önemli bir konu, Kaliforniya eyaletinde sınıflarda CO₂ konsantrasyonu için sınır-limit değerinin önerilmemesi ve yetersiz havalandırma sebebinin, ASHRAE 62.1-2016'da önerilen minimum havalandırma debisine (7 l/s-öğrenci)¹⁴ ve sınıftaki öğrencilerin fiz-

14 Böyle bir debi değeri ilgili standartta yoktur. 9 yaş ve üzeri için verilen 6.7 l/sn.öğrenci değeri tam sayıya çevrilmiş olabilir.

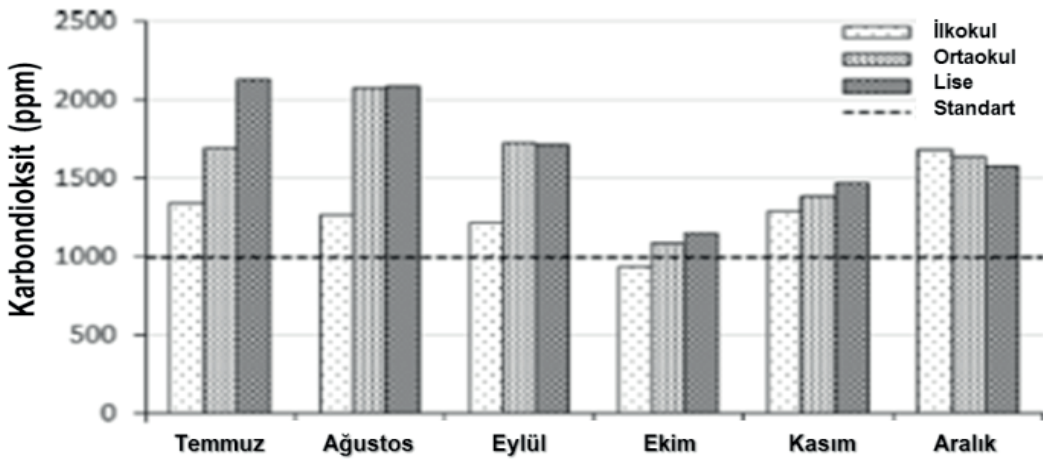
yolojik özelliklerine (7. ve 8. sınıftaki öğrenciler) göre ürettikleri CO₂ debisine (0.005 l/s.öğrenci) bağlı olarak oluşacak konsantrasyonun (1100 ppm) havalandırma için kontrol parametresi olarak kullanılmasıdır. Bir başka ifadeyle önce minimum 7 l/s.öğrenci havalandırma debisi en düşük uygun hava debisi kabul edilmiş, daha sonra bu debiye bağlı olarak maksimum CO₂ konsantrasyonu bulunmuş ve sınıflarda ölçülen CO₂ konsantrasyonuna göre (1100 ppm ile karşılaştırılarak) havalandırmanın uygun olup olmadığı belirlenmiştir. Göz önüne alınan limit karşılaştırma değerinin (1100 ppm) fizyo-patolojik bir gerekçesi olmayıp, gerekçe ASHRAE 62.1-2016'daki kombine havalandırma debisi (öğrenci başına ve birim alan için belirlenen debileri birlikte temsil eden) 7 l/s.öğrenci değerinin uygun havalandırma debisi kabul edilmesidir.

Kaliforniya'daki okullardaki gibi İsveç'te de talep kontrollü (DCV) havalandırma sistemli sınıflarda yapılan bir çalışmada da, CO₂ seviyesi standarda (EN) uygun çıkmıştır (Simanec vd. 2019). Kore'de, CO₂ konsantrasyonu ile havalandırma arasındaki ilişkinin incelendiği bir çalışmada, ilkökul, ortaokul ve lise seviyesinde eşit sayıda olmak üzere toplam 15 okulda yapılan ölçümlerde, sınıfların çoğunda ortalama CO₂ konsantrasyonu 1000 ppm değerinin üzerinde (Şekil 1.3) ve havalandırma debileri de önerilen debinin (saatte 4.9 hava değişimi, ACH) altında bulunmuştur (Choe vd. 2020). Sınıflarda öğrenci başına düşen hacim 7,0 m³/öğrenci değeriyle, özellikle Türkiye'deki okullardan (Babaoğlu 2018; Ekren vd. 2015; Kuşçu 2018) daha yüksek görülmektedir. 2015 yılında yayınlanan mimari kılavuza göre öğrenci başına düşen minimum hacimler 7,0 m³/öğrenci değerine yaklaşmakla birlikte (MEB 2015), özel okullar yönergesine göre çok daha düşük olabilmektedir (MEB 2020). Öğrenci başına düşen hacim, iç hava kalitesi ve havalandırma açısından önemli bir büyüklüktür. Özellikle saatte hava değişimi sayısı (ACH) veya Havalandırma Miktarı Prosedürü yaklaşımı ile havalandırma tasarımında, sınıflardaki öğrenci başına düşen hacim, iç hava kalitesini önemli derecede etkiler.

Okullardaki havalandırma hızları üzerine yapılan, bu nedenle CO₂ konsantrasyonunun da değerlendirildiği son çalışmalardan biri İngiltere'de gerçekleştirilmiştir (Korsavi ve Montazami 2019). Pencereler aracılığıyla doğal havalandırmanın öngörüldüğü ve İngiltere için ılıman sayılan bölgelerde seçilmiş 29 sınıfta yapılan CO₂ ölçümlerinin, %55'i 1000 ppm değerinin üzerindedir. Polonya'da yapılan bir çalışmada da sınıflardaki CO₂ konsantrasyonunun farklı kapasite ve büyüklükteki sınıflarda, 45 dakikalık ders içinde maksimum müsaade edilebilir 1000 ppm değerini geçtiği gözlenmiştir (Krawczyk vd. 2016).

Türkiye'de son yıllarda okullarda iç hava kalitesi üzerine yapılan bir çalışmada, Kastamonu'daki bir ortaokulun 22 dersliğinde, öğretmenler odasında ve kantininde, 2016-2017 eğitim öğretim yılında 9 ay boyunca CO₂ ölçümleri yapılmıştır (Kuşçu 2018). Tüm sınıflarda aylık ortalamalar ölçüm yapılan sınıflarda, 40 dakika sonra CO₂ konsantrasyonu, Haziran ayı hariç diğer aylarda 1000 ppm'in çok üstünde ölçülmüştür. Öğrenci başına düşen alanın küçük olduğu sınıflarda 40 dakikalık ders sonunda, Şubat ayında, CO₂ konsantrasyonu 4436 ppm ile zirve yapmıştır. Ekim – Nisan ayı ortalamaları da 3000 ppm'in üzerindedir. Göreceli olarak daha az yoğun sınıflarda da CO₂ konsantrasyonu 1000 ppm'in çok üstündedir. Tüm aylarda kantindeki CO₂ konsantrasyonu 1000 ppm'den büyüktür. Öğretmenler odasında da Aralık – Mart aylarında 1000 ppm üzerindedir. Mekanik havalandırmanın olmadığı okulda havanın güzel olduğu aylarda (özellikle Haziran) pencerelerin açık tutulmasıyla CO₂ konsantrasyonunun düştüğü görülmektedir. Okul dışında dış ortamdaki CO₂ konsantrasyonunun, ölçme zaman diliminde, Ekim ayında minimum 462 ppm, Ocak ayında ise 582 ppm olarak ölçüldüğü görülmektedir. Google

Earth’de okulunun çok katlı binalar arasında olduğu görülmektedir. Kış aylarında ısıtma sistemlerinin emisyonu nedeniyle CO₂ konsantrasyonunun ortalama atmosferik konsantrasyonun çok üstünde değerlere ulaştığı düşünülmektedir. Söz konusu okul Türkiye’de soğuk kara ikliminin olduğu bölgelerdeki, kış aylarında pencerelerin açılmadığı okullardaki CO₂ kirliliği için tipik bir örnek olarak öngörülebilir. Kastamonu’ya göre daha sıcak bir bölgede olan Şanlıurfa’da, mekanik havalandırma olmayan 5 okulda, 9-11 yaşlarındaki öğrencilerin bulunduğu 26 sınıfta yapılan güncel bir araştırmada da (Sahin vd. 2022) bir yıl, iki sezon boyunca diğer kirleticilerin yanında CO₂ konsantrasyonu da ölçülmüştür. İki sezon boyunca medyan CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm’den büyük, ısıtma sezonunda ise 2000 ppm ile 3000 ppm arasında olduğu izlenmiştir. Yine Türkiye’de bir üniversitenin üç fakültesine ait 86 derslikte yapılan ölçümlerde, 78 derslikteki (%91) ortalama CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm üzerinde olduğu belirlenmiş, bir sınıfta ani değer olarak 4806 ppm değerine ulaştığı görülmüştür (Yurdakul vd. 2019).



Şekil 1.3. Aylara göre sınıflarda ortalama CO₂ konsantrasyonu (Choe vd. 2020).

Ding vd. (2022), üç tanesi 2018 yılında olmak üzere, 2011-2018 yılları arasında yayımlanmış, 8 ülkedeki¹⁵ toplam 554 okulda 1105 sınıfta yapılmış araştırmaları içeren 8 çalışmayı değerlendirmişlerdir. Aktarılan sonuçlardan, göz önüne alınan okulların tamamında mekanik havalandırmanın olduğu ABD’deki okulların %87.7’sinde ve farklı havalandırma sistemine sahip Fransa, İngiltere ve Çin’deki okulların tamamında, CO₂ konsantrasyonlarının öngörülen maksimum değer (1000 ppm) üstünde ölçülmesiyle, uygun havalandırmanın söz konusu olmadığı görülmektedir.

Yukarıda özetlenen araştırmalardan, tüm dünyada sınıfların çoğunluğunda havalandırma sisteminin olmadığı, mevcut havalandırma sistemlerinin çoğunluğunun da uygun olmadığı görülmektedir. Özellikle COVID-19 salgınında, okula dönüş sürecinde okulların havalandırma sistemlerinin yetersizliği çarpıcı olarak algılanmıştır.

Havalandırmanın olmadığı, gözlenen mevcut yaygın öğrenci yoğunluğundaki sınıflarda, özellikle ısı konforu korumak amacıyla pencere ve kapıların açılmadığı kış aylarında, bir ders saatinde solunum yoluyla karbondioksit konsantrasyonunun genel kabul görmüş 1000 ppm değerinin çok üzerine çıkacağı için okullarda ölçüm yapılmasına gerek yoktur. Sınıfta

15 ABD, İngiltere, Fransa, İtalya, Danimarka, Hollanda, Finlandiya, Çin.

geometrik ve öğrenci demografik özelliklerine bağlı olarak CO₂ konsantrasyonunun zamanla değişiminin nasıl olacağı kolayca hesaplanabilir (Persily ve Jonge 2017) veya bu amaçla yapılmış simülasyonlardan biriyle (Web-3) görülebilir.

Mekanik havalandırmanın olmadığı sınıflarda, pencere ve kapıların kapalı olduğu kış aylarında CO₂ birikimini, öğrenci sağlığını ve başarısının etkilemeyecek seviyede tutmak için yeterli olmasa da azaltacak tek mekanizma infiltrasyondur. Günümüz yapı pencere – kapı doğrama teknolojisi, özellikle ısı konforu koruyarak enerji tasarrufu sağlamak amacıyla infiltrasyonla hava değişimi hızını çok düşürmüştür. Sonuç olarak Türkiye'deki sınıflarda, belirtilen sınır koşullarında (mimari özellikler, öğrenci yoğunlukları, ısı konforu koruma ve enerji tasarrufu) CO₂ konsantrasyonunun genel olarak sağlık ve başarı limitlerinin üzerinde düzeylere ulaşması olağan bir sonuçtur. Şüphesiz bu sonuç CO₂'in gösterge olduğu diğer iç hava kirleticilerinin birikimi için de geçerlidir.

Sağlık Etkileri

İnsan Sağlığına ve Performansına Etkisi

Endüstriyel ortamlar ve olasılığı çok düşük de olsa olağan dışı (kaza vs.) hallerde sıradan yaşam hacimlerinde görülebilecek tehlikeleri işaret eden bu tanım göz önüne alınarak olsa gerek, sıradan günlük kapalı yaşam hacimlerindeki 5000 ppm'den düşük CO₂ sağlığımızı etkileyecek düzeyde tehlikeli kabul edilmemektedir. Ancak, yapılan araştırmalara göre insanların fizyolojik ve psikolojik sağlığını, bilişsel performanslarını, konfor ve üretkenliklerini etkileyebilmektedir. Bu çalışmada göz önüne alınan karbondioksit seviyeleri, endüstriyel tesislerde veya sıradışı kazalarda oluşabilecek 5.000 ppm üzerindeki konsantrasyonlar değil, sıradan yaşam hacimlerindeki (ev, okul, ofis, AVM, vs.) insan (solunum) kaynaklı (metabolik) emisyon sonucu oluşan konsantrasyonlardır. Bu çalışmanın konusu olmayan çok yüksek seviyelerdeki CO₂ konsantrasyonlarının insan sağlığı üzerindeki etkileri literatürde yer almaktadır (USEPA 2015; Sireesha 2017).

İç hava kalitesinin insanlar üzerindeki etkisi ile ilişkili değerlendirmeler milattan öncesine, HİPPOCRATES'a (460-377 B.C.) (Wargocki 2021) ve VİTRIVUS'a (MÖ 90-20) kadar uzanmaktadır: *"Önce, zemin kattaki bölmeleri ele alırsak, kum yerine fırınlanmış tuğla ile karıştırılmış ilk sıva tabakasını yerden üç ayak kadar yüksekliğe uygulayınız; sonra da rutubetten bozulmaması için o kısımlara sıvayı uygulayınız. Ancak, bir duvar, bütünüyle nemli bir ortamda ise, koşullara uygun bir uzaklıkta iç tarafa ince bir ikinci duvar inşa ediniz; iki duvar arasındaki bu aralığa, bölme kotundan daha altta ve açık havaya delikleri olan bir kanal açınız. Aynı şekilde, duvar o noktaya yükseldiğinde tepesinde de hava delikleri bırakınız. Çünkü, nemin alttaki veya üstteki deliklerden çıkma olanağı yoksa, yeni duvarın her tarafına yayılacaktır. Bu yapıldıktan sonra, duvarı fırınlanmış tuğladan yapılmış harçla sıvayıp, cilalayınız"* (Web-4). İncil'de de (Leiticus 14:34-57) cüzzam ile ilgili olarak nem konusunda metinler yer almaktadır (Sundell 2004).

İnsan metabolizmasındaki rolünün önemi ile kapalı yaşam ortamlarındaki CO₂, kolay ölçülebilir olması nedeniyle 18. yüzyıldan bu yana hijyen, tıp ve mühendislik disiplinlerinin ilgi duyduğu iç çevre kalitesi araştırmalarının öznesidir. Koku kirliliği ile bir gösterge olarak CO₂ arasındaki ilişkinin tanımlanmasına yönelik hijyen ve tıp alanındaki araştırmalar, iç ortamlarda yaygın olarak oluşan CO₂ birikiminin sağlık, fizyolojik ve bilişsel performans ile ilişkisi alanlarına evrilmiştir.

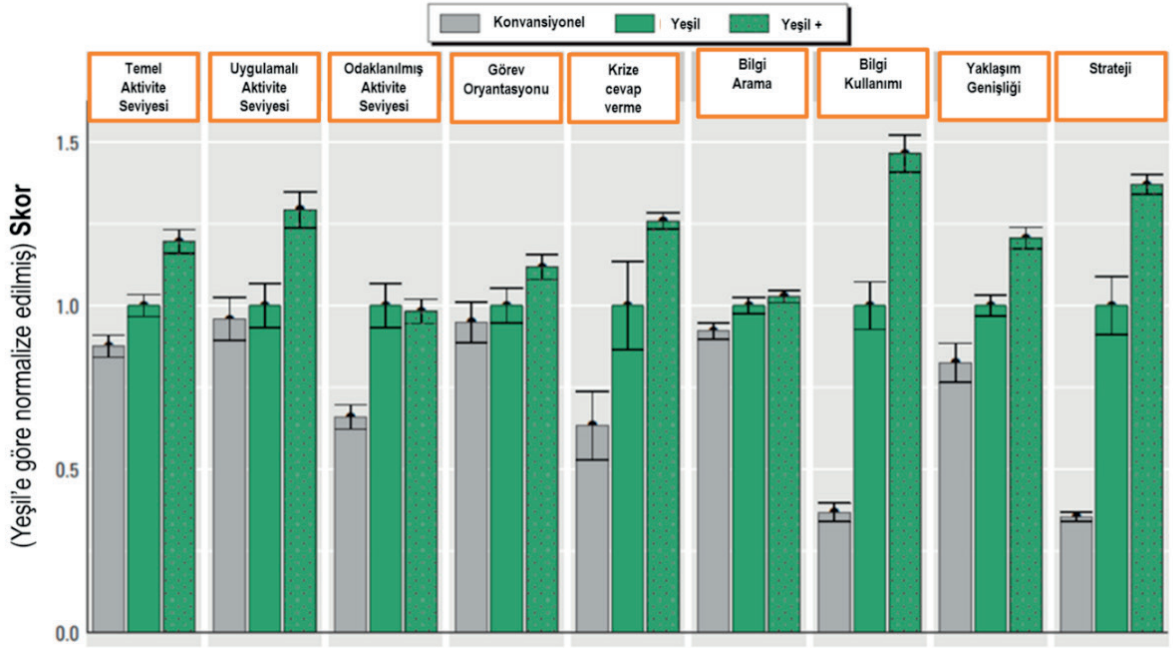
Mühendislik alanında ise hijyen ve tıp alanlarında yapılan araştırma sonuçlarına dayalı olarak iç ortamların etkin bir şekilde havalandırılması araştırmalarına ve uygulamalarına yönelinmiştir. Havalandırma debilerinin tarihsel değişimi ve havalandırmanın dayandığı teoriler Wargocki (2021) tarafından verilmiştir.

17. yüzyıldan günümüze kadar olan, bilim insanlarının ilgisini çok çektiği görülen iç hava kalitesi, havalandırma ve sağlık arasındaki ilişkilerle ilgili yaklaşık 2100 adet konferans bildirisi ve Web of Science'da yer alan yaklaşık 27.000 adet yayın, çok geniş bir çerçevede Sundell (2004; 2017) tarafından değerlendirilmiştir. Yapılan araştırmalar iç hava kalitesinin insan sağlığı üzerine etkisinin dış havadan daha fazla olduğunu göstermiştir (Sundell 2017). Havalandırma ve iç ortamlardaki CO₂ konsantrasyonu ile ortamdaki insanların iç hava kalitesi algıları arasındaki ilişkinin tanımlanmasının tarihi ise modern hijyen bilimini başlatan PETTENKOFER'in (1818-1901) çağına, 19. Yüzyılın ortasına kadar uzanmaktadır.

1842'de Münih'te hijyen üzerine dersler vermeye başlayan, 1853'de "First Professor of Hygiene¹⁶" olarak atanan PETTENKOFER, iç hava kalitesinden tatminsizliğin, solunum ve deri yoluyla havaya aktarılan organik malzemelerden olduğunu açıklamış, kötü iç hava kalitesinin hastalık yapmadığını ama insanların hastalık ajanlarına karşı direncini zayıflattığını ifade etmiştir (Sundell 2004). PETTENKOFER'e göre CO₂ insanlar tarafından üretilen zehirli emisyonların bir göstergesidir. Eğer CO₂ kaynağı sadece insanlar ise bir ortamda 1000 ppm (%0,1) üzerinde CO₂ içeren hava solunum için iyi değildir. PETTENKOFER ve çağdaş hijyenistler, yatak odalarında 700 ppm, diğer yaşam hacimlerinde 1000 ppm konsantrasyonun üzerine çıkılmamasını, havalandırma için bir ölçüt olarak kabul etmişlerdir. 1887'de yayınlanan bir çalışmada, yüksek seviyede mikroorganizma ve uçucu organik bileşiklerin yanında, yüksek CO₂ konsantrasyonu olan ortamlarda yaşamak ve uyumak, pek çok hastalıktan ölmenin ve kazaların nedeni olarak verilmiştir (Sundell 2017).

Nobel ödüllü ünlü fizikçi Niels Bohr'un babası Christian Bohr 1904 yılında, Bohr Etkisi (Bohr Effect) olarak anılan fizyolojik olguyu açıklamıştır (West 2019): Kanın (Hemoglobinin) oksijen bağlama afinitesi, karbondioksit konsantrasyonu ile ters orantılıdır. CO₂ konsantrasyonunun arttığı ortamlarda kandaki CO₂ konsantrasyonu da artmaktadır. Bohr Etkisine göre kandaki CO₂ konsantrasyonunun artması demek, kanın daha az oksijen taşıması ve böylece beyne daha az oksijen gitmesi demek de beynin bilişsel fonksiyonlarının azalması demektir ve bu etki vücut küçüldükçe artmaktadır ki doğal olarak çocuklarda daha etkili olmaktadır (Web-5). Allen vd.'nin (2016) yaptığı çalışmanın sonuçları da artan CO₂ konsantrasyonuyla bilişsel performans değişiminin gözlemlendiği bir çalışmadır (Şekil 1.4).

16 Birinci Hijyen Profesörü



Şekil 1.4. Farklı CO₂ konsantrasyonlarının (Konvansiyonel seviye - 1400 ppm; Yeşil seviye - 800 ppm; Yeşil+ - 500 ppm) bilişsel fonksiyonlara etkisinin, (Yeşil) 800 ppm konsantrasyonundaki performansa göre normalize edilmiş ortalama değerleri (Allen vd. 2016).

CO₂ seviyesi ile insan sağlığı arasındaki öncül çalışmaları değerlendiren bir başka araştırmacıya göre (Goromosov 1968), 1960'a kadar karbondioksitin sağlık üzerindeki etkisinin araştırılmasında iki kriter söz konusudur. İleri 5000 ppm'in üzerindeki CO₂ solunum hızını arttırmakta, solunum sistemine ek yük getirmektedir. İkincisi ise PETTENKOFER ile FLUGGE¹⁷'nin önerdiği 700-1000 ppm aralığının atmosferik CO₂ için uygun olduğudur. Ancak Goromosov'a (Goromosov 1968) göre "ikinci kriterin fizyolojik bir temeli yoktur, hava içindeki kirliliklerin dolaylı indeksleri gibi pratik değerlere dayanmaktadır". Ancak, 1960'larda yapılan araştırmalara göre 1000 ppm CO₂ konsantrasyonu, kan dolaşımında ve elektriksel beyin faaliyetlerinde değişikliğe sebep olmaktadır. ELISEEVA tarafından yapılan bu çalışmalara göre 1000 ppm CO₂ konsantrasyonunun insan üzerinde zararlı etkileri vardır ve ortalama CO₂ 500 ppm'den az olmalı, 1000 ppm değeri aşılmamalıdır; dış havadaki CO₂ konsantrasyonu 300 ppm kabul edilerek, 500 ppm değeri aşmamak üzere 32 m³/saat.kişi (8.9 l/s) havalandırma yapılmalıdır (Goromosov 1968).

Goromosov'un referans verdiği ve 1000 ppm üstündeki CO₂ konsantrasyonunun beyin faaliyetlerini etkilediği araştırmadan sonra, LBNL¹⁸ ve Syracuse üniversitesinden bilim insanlarının oluşturduğu bir grubun yaptığı araştırma (Satish vd. 2012; Fisk vd. 2013), zihinsel faaliyetler üzerine sadece CO₂ etkisinin gözlenmesi açısından önemli bir çalışma olmuştur. Bu araştırmada yaşam alanlarına uygun test odalarında, diğer parametreler (havalandırma, sıcaklık vs) sabit tutularak sadece CO₂ konsantrasyonu üç farklı değerde (600 ppm, 1000 ppm ve 2500 ppm) tutulmuş ve bu değerlerde deneklerin zihinsel faaliyetleri değerlendirilmiştir. 600 ppm'e göre

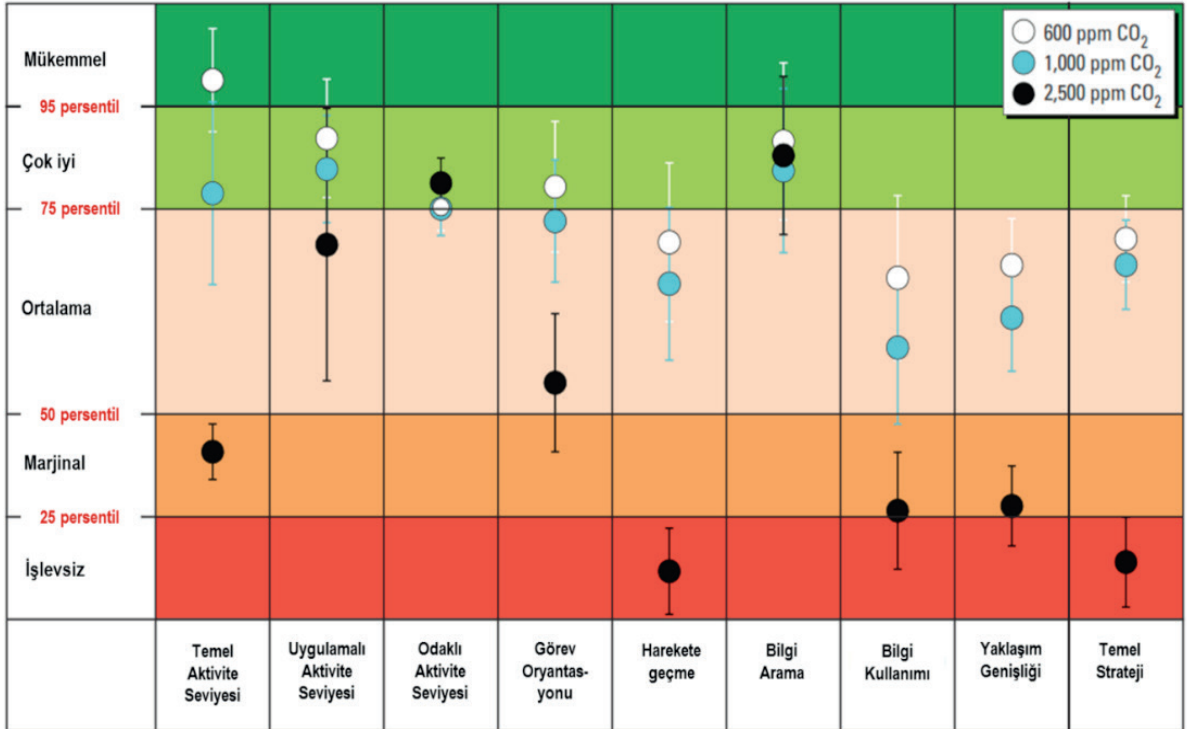
17 Carl Georg Friedrich Wilhelm Flügge (12 September 1847 – 10 December 1923)

18 Lawrence Berkeley National Laboratory

1000 ppm de dokuz farklı zihinsel karar verme performans faktörünün altında istatistik olarak belirgin ve anlamlı şekilde düşme olmuş, benzeri etkiler 2500 ppm'de ise dokuz mekanizmanın yedisinde görülmüş, bir etkide ise (odaklanma etkinliği) küçük bir artış belirlenmiştir (Şekil 1.5).

Fisk vd. (2013), ASHRAE 62.1-2010 standardında 1000 ppm CO₂ konsantrasyonuna karşılık gelen minimum havalandırma debisinde bile CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm'in üzerine çıktığını belirterek enerji tasarrufu nedeniyle havalandırma debisinin daha da düşürülmek istenmesine karşılık, diğer kirleticiler sabit kalsa bile sadece CO₂ konsantrasyonunun yüksekliğinden karar verme performansının kötü etkileneceğini not etmişlerdir.

İç hava kalitesi ve bir bileşeni olarak CO₂, uyku kalitesini ve ertesi günü performansını da etkilemektedir. İç hava kalitesinin uyku kalitesi üzerine etkisi üzerine yapılan saygın hakemli dergilerde yayınlanmış objektif yöntemlerle yapılmış 46 çalışma Sekhar vd. (2020) tarafından ve dokuz çalışma Akimoto vd. (2021) tarafından yayınlanmış iki "review" makalede değerlendirilmiştir. Hemen hemen aynı araştırma grubu tarafından yayınlanan bu iki makalenin Toksoy (2021) tarafından yapılan karşılaştırması ve değerlendirmesi aşağıda verilmiştir. Sekhar vd.'nin (2020) yaptığı ilk çalışmada, CO₂ konsantrasyonu ile uyku kalitesi arasında verilen ve doğrulanması gerektiği belirtilen geçici (henüz kesinlik kazanmamış) ilişkiler Tablo 1.1'de gösterilmiştir.



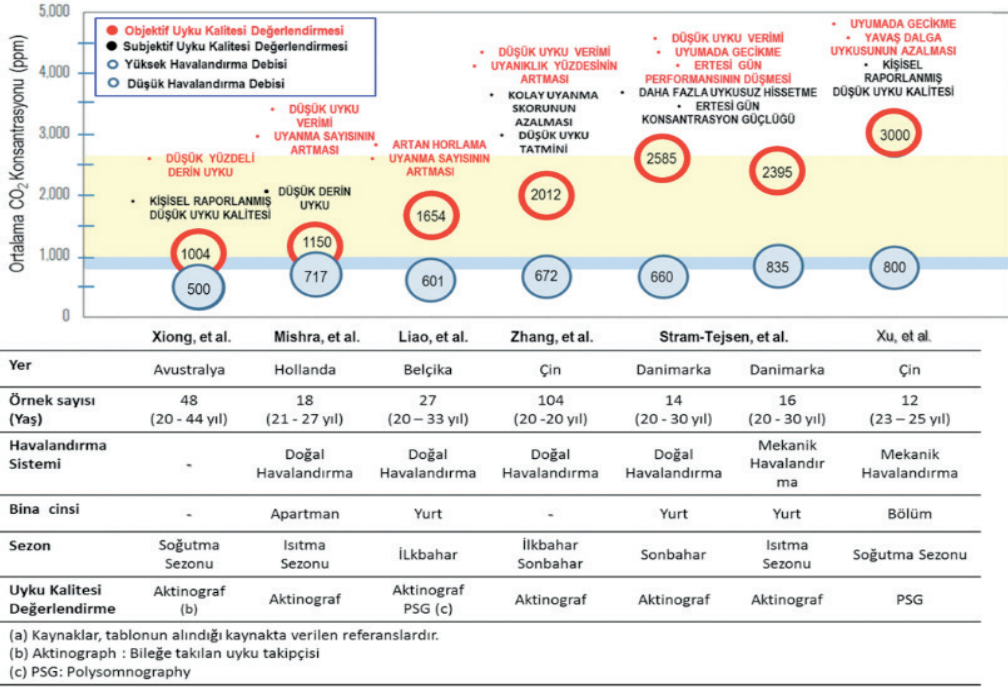
Şekil 1.5. Karbondioksit konsantrasyonunun insanların karar verme performansına etkisi (Hata çizgileri bir standard sapmayı göstermektedir) (Satish vd. 2012).

Tablo 1.1. CO₂ konsantrasyonunun uyku kalitesini etkileme seviyeleri (Sekhar vd. 2020).

CO ₂ konsantrasyonu aralığı (ppm)	Değerlendirme
< 750	Uyku kalitesinin etkilenmediği aralık
750 – 1150	Uyku kalitesinin muhtemelen etkilendiği aralık
1150 – 2600	Uyku kalitesinin etkilendiği aralık
<2600	Uyku kalitesinin ve muhtemelen ertesi gün performansının etkilendiği aralık.

Akimoto vd. (2021) düşük ve yüksek havalandırma debilerini temsil eden ortalama CO₂ konsantrasyonları ölçeği ile iç hava kalitesinin uyku verimi, uyku evreleri ve ertesi gün performansı üzerine etkilerini kolay izlenebilir bir formda sunmuşlardır (Şekil 1.6). Bu şekilde temel olarak göz önüne alınan araştırmalardan özetlenen, uyku çevresindeki ortalama 800 – 1000 ppm üzerindeki CO₂ konsantrasyonunun, büyüklüğüne bağlı olarak, (1) uyku verimini, (2) uyku evresinde uyanma sıklığını, (3) uyku evrelerini ve nihayet (4) ertesi gün zihinsel performansı etkilemesidir. Grup bir önceki çalışmalarında (Sekhar vd. 2020), her ne kadar kesinlik kazanmamış bir sonuç olarak belirtilse de öneri olarak <750 ppm CO₂ aralığını, uyku kalitesinin etkilenmediği aralık olarak önermesine karşılık bu çalışmada Akimoto vd. (2021), <800 ppm aralığını vermişlerdir. 800 ppm CO₂ konsantrasyonu Danimarka'da yatak odaları havalandırması için standart üst sınırdır (Braun ve Zeiler 2019).

Grubun ikinci çalışmasında (Akimoto vd. 2021) ulaşılan sonuçlar, bir yıl önceki çalışmasının aksine, "günümüze kadar yapılmış sınırlı sayıda çalışma, birbiriyle uyumlu olarak kötü havalandırmanın, uyku kalitesi ve ertesi günü performansına etkisini göstermektedir" şeklinde yorumlanmıştır.



Şekil 1.6. Yatak odası havalandırmasının iç hava kalitesinin) uyku üzerine etkisi üzerine yapılmış çalışmaların özeti (Akimoto vd. 2021).

CO₂'in tek başına insanların sağlığına (fizyolojik sağlığına, bilişsel performansına ve üretkenliğine) etkisi konusunda yukarıda örneklenen çelişkili sonuçların ve yorumların sebebi, hem bu alanda yapılan çalışmalarda değişkenlerin çokluğu, ölçme ve kontrollerindeki zorluklar, hem de araştırmalarda kullanılan yöntemlerdir ve bu araştırmaların pek çoğunda elde edilen bilgileri araştırmanın yapıldığı test ortamına özgü kılmaktadır. CO₂ ve havalandırmanın etkisinin araştırılmasında kullanılan, sonuçları genellikle birbirleriyle ilintili temel olarak dört yaklaşım vardır. Bu dört yaklaşım aşağıda açıklanmıştır.

CO₂'in etkisinin araştırılması.

1. Farklı seviyelerde CO₂ konsantrasyonunun etkisinin araştırılması için kontrol hacmi (test odası, bir bina bölümü, vs) içindeki CO₂, kontrol hacmi içinde bulunanların antropojenik karbondioksit üretimi ile artar. Bu artışa paralel olarak, sağlık değişimleri subjektif ve/veya objektif olarak gözlenir. Bu türlü bir deneyde, CO₂ seviyesinin değişimi ile sağlık değişimi arasında pozitif bir ilişki görülüyorsa bunun sebebinin doğrudan CO₂'e atfedilmesi mümkün değildir. Çünkü CO₂ seviyesinin yükselmesi aynı kontrol hacminde diğer emisyonların (bio-emisyonlar, kimyasal yüzey emisyonları) seviyesinin de yükselmesi anlamındadır. Sağlık değişimi, söz konusu emisyonların tümünün veya bir kısmının kümülatif etkisiyle olabilir.
2. Kontrol hacmindeki diğer emisyonların etkisinin önlenmesi ve sadece farklı seviyelerde CO₂ konsantrasyonunun etkisinin araştırılması için, kontrol hacminde CO₂ seviyesini atmosferik CO₂ konsantrasyonuna yakın seviyede tutacak miktarda havalandırma yapılan kontrol hacmine, farklı yöntemlerle elde edilmiş saf CO₂ verilerek konsantrasyon

artırılır. Yine farklı CO₂ seviyelerinde sağlık değişimleri gözlenir. Bu test koşullarında, diğer emisyonları etkisi önlendiğinden sağlık değişimi söz konusu ise bunun nedeni, diğer değişkenler (diğer kirleticiler, sıcaklık, nem, havalandırma debisi, hacimdeki insan sayısı) sabit tutulduğundan, CO₂ konsantrasyonu olacaktır.

Havalandırma debisinin etkisinin araştırılması.

3. Bu araştırmaların öncüleri, kontrol hacimlerdeki insanlardan kaynaklanan biyolojik temelli kokuların giderilmesi için gerekli havalandırma debisinin bulunmasına yönelik çalışmalarını. Kontrol hacminde uzun zaman bulunmanın sebep olduğu adaptasyonun yarattığı uygunluk algısından kaçınmak için, kokunun havalandırma yoluyla giderilmesine yönelik subjektif testler deneklerin kontrol hacmine girişte yapılmaktadır. Bu araştırmalarda hava debisi, çoğunlukla kontrol hacminde ölçülen CO₂ konsantrasyonuna, kontrol hacminin geometrik özelliklerine ve kontrol hacminde bulunan insanlara (cins, sayı, kilo, boy, diyet vs) bağlı olarak hesaplanan CO₂ üretim hızı kullanılarak hesaplanmaktadır. Bu tür hesaplamada kullanılan değişkenler, kontrol hacminde CO₂ konsantrasyonunun uniform dağıldığı kabulü de göz önüne alınırsa, sonuçlardaki belirsizliğin de yüksek olması doğaldır. Havalandırma tesisatlarında önerilen havalandırma debilerinin çıkış noktası bu tür araştırmalara dayanmaktadır ki, konsantrasyonun 1000 ppm'de tutulması verisine bağlı olarak bu tür araştırmalarla belirlenen verilere bağlı olarak hesaplanan havalandırma debisinin sağlandığı ortamlarda CO₂ konsantrasyonun, daha önce belirtildiği gibi, 1000 ppm'in üstüne çıktığı görülmektedir.

4. Havalandırma debisinin doğrudan ölçüldüğü araştırmalar da söz konusudur. Bu tür araştırmalar daha çok özel tasarımılanmış test odalarında gerçekleştirilmektedir.

Yukarıda verilen yöntemler kullanılarak, CO₂'in veya havalandırma debisinin sağlık üzerine etkisinin incelendiği araştırmaların karşılaştırmalı sonuçları, yakın zamanda yapılan derleme çalışmalarında (Wargocki 2021; Fisk vd. 2013; Du vd. 2020; Bierwirth 2021) ve yeni yapılan bazı araştırmalarda (Zhang vd. 2017a; 2017b) detaylı olarak incelenmiştir. Wargocki (2021), havalandırma debisinin tarihsel gelişimini de verdiği derlemesinde, farklı yöntemlerle yapılmış, 1000 ppm üzerindeki CO₂'in sağlığı ve özellikle bilişsel performansı etkilediği sonucuna ulaşmış araştırmaları (Allen vd. 2016; Satish vd. 2012; Seppanen vd. 1999; Rudnick ve Milton 2003; Kajtar ve Herczeg 2012; Allen vd. 2019), etkilemediği sonucuna varmış araştırmalarla (Zhang vd. 2017a; 2017b) karşılaştırmış, kendisinden daha önce yakın zamanda yapılmış iki derleme çalışmayı da (Fisk vd. 2013; Du vd. 2020) dikkate alarak, aşağıdaki sonuçlara varmıştır.

- Yukarıda verilen 1. yönteme göre yapılmış araştırma sonuçlarına göre, CO₂'in kendisinin 5000 ppm altındaki konsantrasyonları, etkilediği konusunda daha fazla araştırma olmasına rağmen, sağlık ve bilişsel performansı etkilememektedir.
- Yukarıda verilen 2. yönteme göre yapılmış araştırmalar sonucunda elde edilen, 1000 ppm üzerindeki araştırmalardaki CO₂ ile sağlık arasındaki pozitif ilişkilerin sebebinin, CO₂'in kendisinden değil, kontrol hacmindeki diğer diğer kirleticilerin de CO₂ ile birlikte birikiminin neden olduğu sonucu paylaşılmaktadır.
- Derleme çalışmalara göre, 5000 ppm altındaki CO₂ konsantrasyonunda fizyolojik sağlık açısından bir etki görülmemiş, bilişsel performans açısından bir etki beklenmemektedir.

Ancak, Wargocki'nin (2021) referans verdiği, kendisinin de yazarları arasında olduğu Fisk vd. çalışmasında (Du vd. 2020) göz önüne alınan 10 araştırmanın değerlendirilmesinde,

- bir çalışma hariç diğerlerinde 5000 ppm'in altında CO₂'in akut sağlık ve hissedilir hava kalitesi problemlerine neden olmadığı,
- 1000 ppm üzerindeki CO₂'in bilişsel performansı etkilemesi doğrultusunda zıt sonuçların olduğu,
- 1000 ppm üzerindeki CO₂'in karar verme performansını etkilediği ama bunun mekanizmasının bilinmediği gözlemleri yapılmıştır.

Wargocki'nin referans gösterdiği ikinci derlemede (Du vd. 2020), CO₂ konsantrasyonunun etkisinin araştırıldığı ve objektif bilimsel yöntemlerin kullanıldığı 37 deneysel çalışma değerlendirilmiştir. Bu çalışmaya göre:

- CO₂ konsantrasyonuna bağlı olarak tanımlanmış mevcut havalandırma standartları, bilişsel fonksiyonların korunması için yeterli değildir.
- CO₂'in etkisinin araştırıldığı çalışmaların bulguları, test koşullarına özel sonuçlar olabilir.
- Havalandırma debisinin artırılması ile bilişsel fonksiyonlar geliştirilebilir ancak sadece CO₂'in azaltılması sınırlı fayda sağlar.
- Yüksek seviyeli karar verme performansını etkileyen CO₂ düzeyi için (beyin görüntüleme gibi) daha farklı tekniklerle araştırmalar önerilmektedir.

Yukarıda verilen yeni iki derleme (Fisk vd. 2013; Du vd. 2020) ve bir deneysel çalışma (Zhang vd. 2020) içindeki değerlendirme, Wargocki'nin ulaştığı, 1000 ppm - 5000 ppm aralığındaki CO₂ konsantrasyonunun bilişsel fonksiyonları etkilemediği sonucunu, yukarıda özetlenen açık sonuçlarla, desteklemektedir.

Atmosferdeki ve kapalı yaşam hacimlerindeki CO₂ seviyesinin insan sağlığına etkisi üzerine yapılan araştırmaların, çok kapsamlı güncel dördüncü bir incelenmesi ve değerlendirmesi Bierwirth (2021) tarafından yapılmıştır. Çalışmanın temel amaçlarından biri yirmi beş milyon yıl boyunca 300 ppm'den daha az ortalama atmosferik CO₂ konsantrasyonunun 19. yüzyılın ilk ilk çeyreğinden itibaren, endüstrileşme ile hızla artmaya başlamasıyla gelecekte ulaşacağı seviyenin insan sağlığı açısından yaratacağı sorunları incelemektir. IPCC¹⁹'nin senaryolarına göre (SRES²⁰) (WMO ve UNEP 2000) farklı modellerle 2100 yılında ortalama atmosferik CO₂, 540 ppm ile 970 ppm arasında öngörülmektedir (Prentice 2018). CO₂ konsantrasyonunun coğrafi farklılıkları göz önüne alınırsa, kentlerde ve endüstri merkezlerinde konsantrasyonun çok yüksek değerlere çıkabileceği kolayca tahmin edilebilir.

Yüksek CO₂ seviyelerinin yaratacağı sorunların ne olacağını belirlemek ise günümüzde kapalı yaşam hacimlerinde görülen yüksek CO₂ konsantrasyonlarının insanların sağlık ve bilişsel performanslarına etkisini üzerine yapılan çalışmaların incelenmesiyle görülebilir. Bierwirth (2021) saygın dergilerde yapılmış ilgili 117 makale ve yayını incelemiştir. Bu çalışmanın benzeri derleme çalışmalardan önemli farkı ise 117 makalenin yaklaşık 60 tanesinin biyoloji ve tıp alan-

19 IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change (İklim Değişikliği Hükümetler Arası Paneli)

20 Special Report on Emission Scenarios Reports.

larında²¹ yapılmış ve yayımlanmış çalışmalar olmasıdır. Uzay istasyonundan, denizaltılardan, uçak kabinlerine, motorsiklet başlıklarına, ofislere, okullara kadar çeşitli alanlarda yapılmış çalışmalar dikkate alındığı derlemede sunulan bilgiler Tablo 1.2'de kısaltılarak verilmiştir.

Bierwirth'ün (2021) derlemesinde yer almayan, yakın dönemde sonuçları yayınlanmış araştırmalar söz konusudur. Bu çalışmalardan biri 36 denizaltı personelinin, The Naval Submarine Medical Research Laboratory (NSMRL)²² Genesis Hypo/Hyperbaric test odasında oluşturulan kontrollü atmosferde, 45 dakikalık test periyotlarında 600, 2500 ve 15000 ppm konsantrasyonlarında tutulması ve test esnasında ve sonrasında Strategic Management Simulation (SMS) testlerine tabi tutulması ile gerçekleştirilmiştir (Web-6). Test şartları gözlemlendiğinde test odası sıcaklıklarının ve neminin farklı konsantrasyonlarda yapılan testlerde farklı olduğu görülmektedir. Araştırmacılara (Web-6) göre, yapılan testler sonucunda ulaşılan bulgular, küçük ve orta (600 ppm ve 2500 ppm) konsantrasyonlarda bazı araştırmaların (Allen vd. 2016; Satish vd. 2012) ulaştığı sonuçları desteklememektedir. Sonuçları karşılaştırılan araştırmalarla (Allen vd. 2016; Satish vd. 2012), Rodeheffer vd'nin (2018) çalışması arasındaki temel fark, deneklerin test şartlarına maruziyet sürelerinin dikkat çekici olarak farklı olmasıdır. Sonuçları farklı bir grafik gösterimi Şekil 1.7'de verilmiş olan Allen vd'nin (2016) çalışmasında denekler test şartlarında 09:00 – 17:00 zaman diliminde bulunmuşlardır. Satish vd'nin (2012) çalışmalarında ise test koşullarına 2,5 saat maruz kalmışlardır (Şekil 1.5).

Pek çok çalışmaya rağmen CO₂'in fizyolojik sağlık ve bilişsel performans üzerindeki etkisi alanında önceki sonuçlar ile çelişen bulgulara erişilen yeni çalışmalar söz konusudur. Bunlardan bir tanesi de biri normal (770 ppm ± 41 ppm) diğeri çok yüksek (19900 ppm ± 280 ppm) seviyede iki farklı CO₂ konsantrasyonundaki ortamda 8'i madenci 23 denek ile yapılmış subjektif ve objektif ölçme yöntemlerinin kullanıldığı araştırmadır (Maniscalco vd. 2022). Denekler 770 ppm ve 20000 ppm ortamlarda 240'ar dakika tutulmuşlardır. Ölçümler sonucu elde edilen bulgulara göre yüksek CO₂ konsantrasyonunda kanın pH'ı ve kandaki CO₂ kısmi basıncı, düşük konsantrasyona (770 ppm) göre belirgin derecede artmıştır. Benzeri olarak solunum hızı, düşük konsantrasyona göre yüksek CO₂ konsantrasyonunda küçük ama belirgin olarak artmıştır. Kalp atış hızında bir değişme gözlenmemiştir. 240 dakikalık test sonucunda yüksek CO₂ konsantrasyonu asit-baz dengesinde ve nefes almada istatistik olarak ciddi değişikliklere neden olmuştur. Ancak test tamamlandıktan sonra hemen normal seviyeye geriye dönüşüm söz konusudur ve bu değişimler adaptif değişimler olarak tanımlanmıştır. Düşük ve yüksek konsantrasyon etkilerinin karşılaştırmalı olarak incelendiği bu araştırmanın sonucunda yüksek CO₂ seviyesinin (20000 ppm) fizyolojik ve bilişsel olarak bir etkisinin olmadığı sonucuna varılmıştır. Diğer araştırmalarla çelişkili görülen bu sonuç için, sağlık ve bilişsel etkilerin gözlemlendiği diğer araştırmalardaki olumsuz etkilerin yüksek CO₂'ten değil, ortamda bulunan diğer insan kaynaklı kirleticilerin ve çevresel parametrelerin neden olabileceği yorumu getirilmiştir. Bu çalışmada yüksek (20000 ppm) konsantrasyonda yapılan testlere ait sonuçların, 770 ppm yerine daha düşük (300-400 ppm) karşılaştırılmasının farklı sonuçlar yaratıp yaratmayacağına incelenmesinin ilginç olacağı düşünülmektedir. Yüksek CO₂ seviyesindeki değişimlerin adaptive olmasının zamandan bağımsız olduğu konusunda bir veri yoktur; sürekli yüksek CO₂ konsantrasyonunda çalışanların asit-baz dengesindeki, solunum hızındaki, kanın pH ve karbondioksit kısmi basıncındaki değişim çevrimlerinin uzun zamanlı etkilerinin ne olacağına araştırılması da önemli görülmektedir.

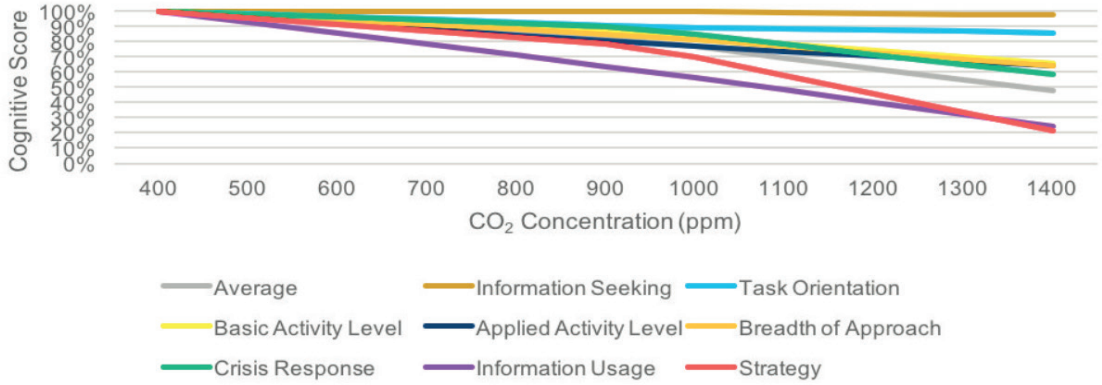
21 Biyolojik Kimya, Bio-Med, Tıbbi Kimya, Fizyoloji, Toksikoloji, Üroloji, Hijyen, Üroloji, Nöroloji, Pediatri...

22 ABD Deniz Kuvvetleri Denizaltı Tıbbi Araştırma Merkezi

Tablo 1.2. 10.000 ppm (%1) değerinde veya altında CO₂ konsantrasyonunda sağlık etkileri (Bierwirth (2021), Tablo 1'den düzenlenmiştir. Makalede yer alan hayvanlarla ilgili bulgular bu tabloya alınmamıştır).

CO ₂ konsantrasyonu (ppm)	Sağlık etkisi	Maruziyet süresi
10000	Böbreklerde taş oluşumu (calcification), zihinsel etkileşim, diastolik kan basıncının (tansiyon üst değerinin) yükselmesi	6 Hafta
10000	Zihinsel etkileşim, diastolik kan basıncının (tansiyon üst değerinin) yükselmesi	75 dakika
8500	Akciğerlerde ölü hacmin artması	20 gün
7000	Beyine giden kan debisinde %35 azalma (Bazı çalışmalarda zihinsel performans etkieri de görülmüştür).	23 gün
5000-6000	Baş ağrısı, uyuşukluk-yavaşlama, huysuzluk, mental yavaşlama, duygusal hassaslık, uyku bozukluğu	Kısa süre
5000	Böbrek taşlanması (calcification)	8 hafta
5000	Astronotlarda kandaki CO ₂ seviyesinin yükselmesi	4 ay
5000	Denizaltı ve uzay araçlarında üst limit (Uluslararası Uzay Merkezinde 4000 ppm'e düşürülmüştür)	Sürekli operasyon
5000	Bir iş gününde İzin Verilen Limit (İVL)	8 saat
5000	Kan dolaşım ve nörolojik sistemlerde değişim	1,5 dakika
4000	Kalp atışında yükselme, uyarılma seviyesinde azalma, uykusuzluk ve yorgunlukta artma	17 dakika
3500	Bilişsel bozukluk, uyanıklığın azalması	4 saat
3000	Bilişsel bozukluk, sinirlilik, sinirsel hasar	38 gün
2700	EEG ile ölçümlenen uykulu olma hali	9-13 gün
2700	Kalp atışında hızlanma	10 dakika
2000 - 4000	Normal seviyenin %15 üzerinde sağlıklı kan CO ₂ seviyesi, uykusuzluk, baş ağrısı ve kalp atışında düzensizlik	4 saat
2000 - 3000	Akciğer davranışında kısıtlamalar ve kanda yüksek CO ₂	3 saat
1900	Uyku kalitesinin azalması, uyku hali	8 saat
1400 - 3000	Yorgunluk dahil bilişsel fonsiyonlarda ²³ önemli bozukluklar	2,5 – 8 saat
1200	Bilişsel fonsiyonlarda düşüş	2,5 saat
1000	Nefes almada, kan dolaşımında, beyin zarında zararlı değişiklikler	Kısa süre
1000	Radikallerin kontrol edilememesi ve bakterilerin DNA'sında hasar (insanlarda kanser etkisi)	3 saat
1000	Solunum hastalıkları seviyesi, baş ağrısı, yorgunluk, sınıflarda odaklanmada zorluklar	Kısa süre
950 - 1400	Sağlık semptomları (solunum, deri, göz, baş ağrısı, bilişsel, baş dönmesi, duyumsal), kalp atışında artma	30 dakika
950 - 1000	Bilişsel fonsiyonlarda orta dercede bozukluklar	2,5 – 8 saat
800	Hasta Bina Sendromuna yol açan seviye – baş ağrısı, baş dönmesi, yorgunluk, solunum sorunları, gözde, burun ve mukoza zarında semptomlar.	Kısa süre
400	Bilinen etkisi olmayan güncel atmosferik ortalama konsantrasyon	Hayat boyu
280-300	Bilinen etkisi olmayan 1820 den önceki 25 milyon yıldaki konsantrasyon	Hayat boyu

23 Bellek yeteneği, dikkat, dil kullanma ve anlama, öğrenme, muhakeme, problem çözme, karar verme, oryantasyon.



Şekil 1.7. Karbondioksitin çalışanların bilişsel yetenekleri üzerindeki etkisi (Web-6).

Tablo 1.2 ve sonuçları bu tablo'da yer almayan diğer çalışmalardan (Sireesha 2017; Rodeheffer vd. 2018; Kapolo vd. 2020; Laurent vd. 2021) görüleceği üzere, günümüze kadar yapılmış sayısız araştırma ve sonucunda yayımlanmış makaleler, iç havadaki CO₂ konsantrasyonunun 800 ppm'den başlayarak artan değerlerinde giderek ağırlaşan fizyolojik ve zihinsel performans sorunlarına neden olduğunu vermektedirler. Bu sonuçları desteklemeyen araştırmalar da söz konusudur. Bu durumda, 800 – 1000 ppm üzerindeki CO₂ seviyesinin koku konforu, sağlık, bilişsel performansa etkisini pozitif bulan ve CO₂'in bu seviyedeki yoğunluğunun aynı zamanda yaşam hacimlerindeki diğer kirleticilerin de yoğunluğunu gösterdiğini belirten araştırma sonuçları mı dikkate alınmalıdır, yoksa söz konusu etkilerin ve indikatör görevinin geçerli olmadığını göz önüne alıp havalandırma ve kontrolü konusunda yeni yapılacak araştırmaların sonuçları mı beklenmelidir? Benzer yaklaşımla uçuş simülasyonlarında yapılan testlerde karar verme mekanizmasının 1000 ppm CO₂ konsantrasyonunun üzerinde etkilendiğini belirten araştırmaların (Cao vd. 2019) sonuçları, performans düşüklüğünün mekanizması bilinmediği için yok mu sayılacaktır? Kokpitlerinde maksimum 1000 ppm konsantrasyonun sağlandığı uçakları mı tercih etmeliyiz, yoksa yeni araştırma sonuçlarını bekleyip, CO₂ konsantrasyonu ne olursa olsun mu demeliyiz? Dünyanın pek çok ülkesindeki otoritelerin kabul ettiği üzere, bu çalışmanın yazarları, fonksiyonel, fiziksel, insan yoğunluğu ve kullanım sıklığına bağlı olarak 800 – 1000 ppm CO₂ konsantrasyonunun sağlık, bilişsel performans ve kirlilik kontrolü için bir gösterge olarak kullanılmasını, söz konusu araştırmaların ışığında öngörmektedir. Ayrıca günümüzde iç ortamlardaki CO₂ derişimi, gelecekte atmosferik düzeyinin artması nedeniyle daha da artacağından yaşam hacimlerindeki CO₂'in sebep olduğu sağlık ve performans sorunları daha da derinleşecektir. Günümüzde 350 ile 450 ppm arasında değiştiği öngörülen atmosferik karbondioksit konsantrasyonunun sadece bir genel değerlendirme anlamını taşıdığı, kentlerde ve endüstriyel bölgelerde konsantrasyonun bu değerlerin çok üstünde olduğu dünyanın her şehrinde görülmektedir (Okobia vd. 2017).

CO₂'in sağlık ve zihinsel performans üzerinde etkileri konusunda burada verilen sonuçların dışında çok yeni olarak geliştirilen bir hipotez, CO₂ konsantrasyonuna çok farklı bir bakış önermektedir: Yüksek CO₂'in insan proteomiği ve sağlığı üzerine sistemik etki potansiyeli bulunmaktadır. Bu hipoteze göre, günümüzde içinde yaşadığımız, 5000 ppm'e kadar sıklıkla görülen CO₂ konsantrasyonları, memelilerin ve insanların (insan proteome²⁴'inin) geliştiği Birinci Endüstri Devriminden önceki bir milyon yıl içinde olan konsantrasyonlarından (135 – 280 ppm) çok farklı ve yüksektir; bu nedenle insan kanındaki pH seviyesinin düşmesi ile pH aralığı, insan proteome'nin optimal performans aralığının dışına çıkmaktadır (Duarte vd. 2020). Hipotez, bu değişimle obezite, diyabet, solunum hastalıkları, kemik erimesi, kanser ve sinirsel düzensizlikler gibi modern yaşam tarzının semptomlarının yaygınlığının açıklanabileceğini öne sürmektedir (Duarte vd. 2020).

1850'li yıllarda PETTENKOFER ve FLUGGE kapalı ortamlardaki CO₂'in 1000 ppm (Pettenkofer Sayısı) üzerindeki konsantrasyonu ile insanların eş zamanlı reaksiyonlarını işaret etmişlerdir (Sundell 2004). Yaklaşık 50 yıl sonra 1904'de Christian BOHR, yüksek CO₂ konsantrasyonunun kandaki oksijen taşıma kapasitesini etkilediğini (Bohr Etkisi) göstermiş, yine yaklaşık elli yıl sonra Goromosov (1968) tarafından çalışmaları özetlenen ELISEEVA, yüksek (>1000 ppm) CO₂'in cerebral cortex'in fonksiyonel durumunu etkileyebileceğini ve beyin dalgalarının genliğini düşürebileceğini yayınlamış (1964) ve yine yaklaşık elli yıl sonra Duarte ve meslektaşları (2020) 1000 ppm üzerindeki CO₂'in insan genetiğini etkileyebileceği tezini öne sürmüştür. Pettenkofer sayısı güncel araştırmaların önemli bir oyuncusudur. BOHR Etkisi'nin, ELISEEVA'nın bulgularının ve Duarte ve meslektaşlarının hipotezinin gelecekte önemli araştırma alanları olacağı pek muhtemeldir.

Öğrenci Sağlığına ve Akademik Başarısına Etkisi

Hemen hemen tüm ülkelerde²⁵, sınıflarda yapılan iç hava kalitesi ile ilgili mevcut durum analizi-ne yönelik araştırmaların çıkış noktası olarak, iç hava kalitesinin Tablo 1.3'te verilen potansiyel etkilerinden biri veya birkaçı sayılmaktadır. Ancak iç hava kalitesi bileşenlerinin tümü için, bileşenlerden biri veya bileşenlerin tamamı veya bir grubu ile söz konusu etkiler arasında, yaygın olarak kabul görmüş ve standartlarda yer almış niceliksel tanımlarının eksiksiz olarak var olduğunu söylemek tartışma konusudur.

24 Zaman, mekân, doku veya organizma düzeyinde proteinlerin yapı, fonksiyon ve etkileşimlerini inceleyen bilim dalına "proteomiks" denilmektedir. Proteom, genom tarafından sentezlenen peptit /protein tabanlı tüm gen ürünlerini kapsayan bir terim olup genomun protein karşılığı olarak tanımlanmaktadır (<https://genkok.erciyes.edu.tr/proteomiks-birimi-2/>).

25 WHO'nun Parma Declaration on Environment and Health dokümanına [WHO, "Parma declaration for Environment and Health". Ministers and Representatives of Member States in the European Region of the World Health Organization, 2010] imza atan Türkiye dahil tüm Avrupa ülkeleri, ABD, Kanada, Brezilya, Meksika, Kosta Rika, Şili, Avustralya, İran, Kanada, Kore, Hindisitan, Japona, Çin, Kore, Mısır.Lübnan, Ürdün. Moğolistan, Endonezya, Güney Africa, Belarus, Ukrayna.

Tablo 1.3. Uygun olmayan iç hava kalitesinin potansiyel negatif etkileri.

Solunuma negatif etki	Okula devamsızlık	Konforsuzluk	Yorgunluk
Bilişsel performans zayıflığı	Öğrenme yeteneğinin etkilenmesi	Konsantrasyonun zayıflaması	Psikososyal problemlerin doğması
Baş ağrısı	Gribe yakalanmak	Kan değerlerinin değişmesi	Burun iltihabı
Mukoz zarının tahrip olması	Üst-alt solunum yolları riskleri	Astımı alevlendirme, tetikleme	Öğretmen tatminsizliği
Taşikardi	Bulanık görme	Hafıza karışıklığı	Mide bulantısı
Huzursuzluk	Kusma	Cilt kızarması	Panik atak

Yetişkinlerde olduğu gibi, yüksek seviyelerde CO₂'in (>800 ppm) çocukların da fizyolojik sağlığını ve bilişsel performansını etkilediği, son otuz yılda yapılan yoğun araştırmalarla belirlenmiştir. Bu etkilenmenin mekanizması önceki bölümde sınıflandırılan araştırma yöntemlerine bağlıdır. Eğer sınıflardaki testler, öğrencilerin solunumlarına dayalı CO₂ birikimine bağlı gözlemleri içeriyorsa, bu çalışmalarda ölçülen etkilerin, tek başına CO₂'e bağlanmasından ziyade, sınıftaki CO₂ ve diğer kirleticilerin toplamına atfedilmesi uygun görülmektedir. Eğer diğer kirleticiler sabit tutulup sadece saf CO₂ ile yapılan testler söz konusu ise, CO₂'in bizatihi kendi etkisinden söz edilebilir.

Okullarda CO₂ ile birlikte iç hava kalitesi bileşenlerinin, çocukların fizyolojik sağlığı ve bilişsel performansına etkileri üzerine, 2015 yılına kadar yapılan çalışmalar Güllü (2015), Keskin (2015), Sofuoğlu (2015) ve Toksoy (2015) tarafından değerlendirilmiştir. Bu çalışmada ise 2015 ve daha sonraki yıllarda yapılan araştırmalar ve review (derleme) çalışmalar göz önüne alınmıştır.

2015 yılından sonra, yayımlandıkları tarihlere kadar içerikleri itibariyle CO₂ konsantrasyonunun tek başına veya diğer kirleticiler ile birlikte öğrenci sağlığı üzerine etkisinin araştırıldığı, farklı kriterlerle seçilmiş makaleleri değerlendiren dört derleme makale (Wargocki vd. 2017; 2020; Fisk 2017; Bierwirth vd. 2021) vardır. Bu dört makaleden 2017 yılında yayınlanan ilki (Wargocki vd. 2017), 2020 yılında yayınlanan makalenin (Wargocki vd. 2020) yazarlarının üçü tarafından gerçekleştirilmiştir. Wargocki vd. (2017)'de incelenen çalışmaların tamamı Wargocki vd. (2020)'de tekrar değerlendirildiğinden, bu çalışmada sadece üç derleme makalenin (Wargocki vd. 2020; Fisk 2017; Bierwirth vd. 2021) sonuçları özetlenmiştir.

Sınıflardaki CO₂ seviyelerinin değerlendirilmesini içeren Fisk'in (2017) çalışmasında, 25 makale kapsamlı olarak değerlendirilerek, sınıflardaki havalandırma debilerinin öğrencilerin ve öğretmenlerin sağlıkları üzerine etkisi özetlenmiş, havalandırma debisi ile enerji kayıpları arasındaki ters orantının yarattığı enerji maliyeti endişesi yorumlanmıştır. 25 makalenin 7 tanesi havalandırma parametreleri (kişi başına hava debisi, saatte hava değişim sayısı) ile doğrudan, 18 tanesi de CO₂ konsantrasyonu üzerinden dolaylı olarak havalandırma debisi ile sağlık arasındaki ilişkilerin araştırılması üzerinedir. Değerlendirmeye alınan 25 araştırma ile Wargocki vd. (2020) ve

Bierwirth'ün (2021) değerlendirmeye aldıkları araştırmalar arasında arakesitler, sırasıyla 9/25 ve 5/25 olmak üzere sınırlıdır. Fisk'in (2017) çalışması, kendisinden sonra yapılan iki derleme makalede göz önüne alınmayan çalışmaları değerlendirmesi açısından önemli bulunmuştur.

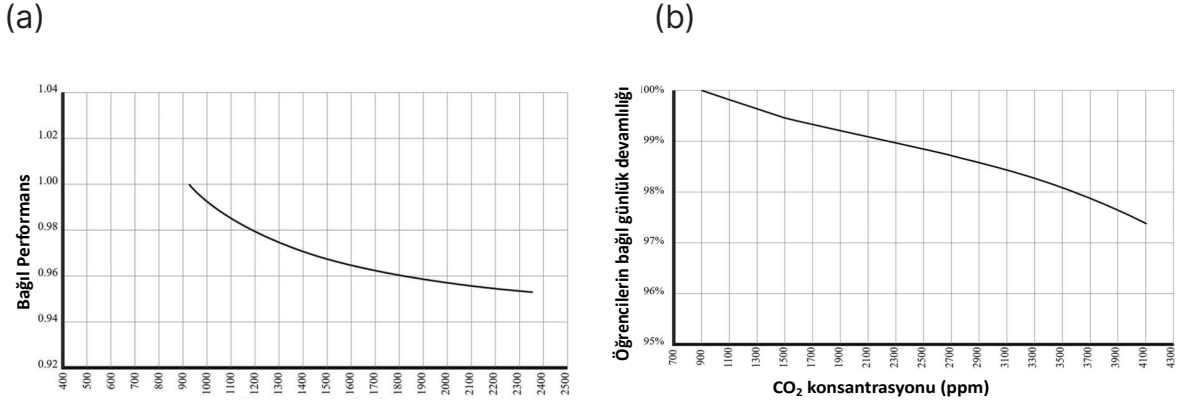
Fisk (2017), bu çalışmasında göz önüne aldığı CO₂ verili 18 makaleye göre, havalandırmanın sınıflardaki CO₂'i ve diğer insan kaynaklı emisyonların birikimini etkilediğini, diğer faktörler sabit kaldığında, CO₂ konsantrasyonunun azalması halinde de bilişsel performansın iyileştiği yorumunu yapmıştır. Öğrencilerin performansındaki ve sağlığındaki iyileşmenin, devamsızlıklarının azalmasının niceliksel olarak maliyetinin kolayca yapılamayacağını ancak uygun havalandırma yapıldığı taktirde oluşacak işletme maliyetlerinin öğrenci başına olan yıllık maliyetinin %0,1'den az olacağını ifade etmiştir.

2015 öncesi zaman dilimindeki "arşiv²⁶" dergilerinde yayımlanmış, uygun verilere sahip 17 makale, 2020 yılında, etkilerin mertebelerini belirlemek üzere Wargocki vd. (2020) tarafından değerlendirilerek bir veri tabanı oluşturulmuş ve CO₂'in bir metrik olarak kullanılmasıyla aşağıdaki sonuçlar varılmıştır:

- CO₂'in 2100 ppm'den 900 ppm' konsantrasyona (havalandırma ile) indirilmesi, okul ödevlerindeki ve bilişsel yeteneklerinin belirlendiği testlerdeki performans hızını %12, doğruluğu %2 arttıracaktır.
- CO₂'i 2400 ppm'den 900 ppm'e indirmek ulusal sınavlardaki ve okul bitirme sınavlarındaki başarıları %5 arttıracaktır.
- CO₂'i 4200 ppm'den 1000 ppm'e indirmek öğrencilerin günlük devamlılığını %2,5 arttıracaktır.

Wargocki vd. (2020), yukarıda verilen etkilerin, benzer şartlardaki ofis çalışanlarında da daha küçük mertebelerde olduğunu belirterek, sınıflarda öğrenme performansını artıracak yatırımların yapılmasında bu sonuçların göz önüne alınmasını, ilk ve orta öğrenim sınıflarındaki olumsuz iç hava kalitesinin iyileştirilmesinin, öğrencilerin hayat kalitelerini yükselteceğini ve önemli sosyoekonomik sonuçları olacağını vurgulamıştır. Başarı oranlarındaki artışlar ve Türkiye'de ulusal çapta yapılan sınavlara giren öğrenci sayısı göz önüne alınırsa, sınıflardaki uygun havalandırmanın sınav başarı sıralamasındaki önemi kolayca görülür. Şekil 1.8'de, öğrencilerin performanslarının ve okula devamsızlıklarının CO₂ ile ilişkisi gösterilmiştir (Wargocki vd. 2020).

26 Bu tanım, "archival journal" olarak Wargocki (2020) tarafından kullanılmıştır. Ne yazık ki günümüzde bilimsel çalışmaların değerlendirilmesi ve paylaşılması mekanizmalarında, "hakem – referee - refereed" kelimeleri anlamını oldukça yitirmiş, yayınların kolay yayınlanabilir olması, çalışmaların kalitesinde beklenen güveni azaltmış, şüpheyi artırmıştır. Bu yüzden de özellikle "review" çalışmalarda göz önüne alınan makalelerin "arşiv", "saygın" vs gibi sıfatlarla anılmasına gerek duyulduğu gözlenmektedir.



Şekil 1.8. CO₂ konsantrasyonunun, (a) öğrencilerin ulusal testlerde ve yetenek testlerindeki performansına etkisi, (b) günlük devama etkisi (Wargocki vd. 2020).

Bierwirth de (2021), biri Wargocki'nin değerlendirme kümesinde yer alan, 2014 ve 2015 yıllarında tıp araştırmaları dergilerinde yayınlanmış üç, biri Indoor Air dergisinde yayınlanmış ve tamamı tıp ve biyoistatistik alanında çalışan araştırmacıların çalışmalarını içeren toplam dört makaleyi göz önüne alarak, okullardaki CO₂'in etkileri olarak aşağıdaki değerlendirmeyi yapmıştır.

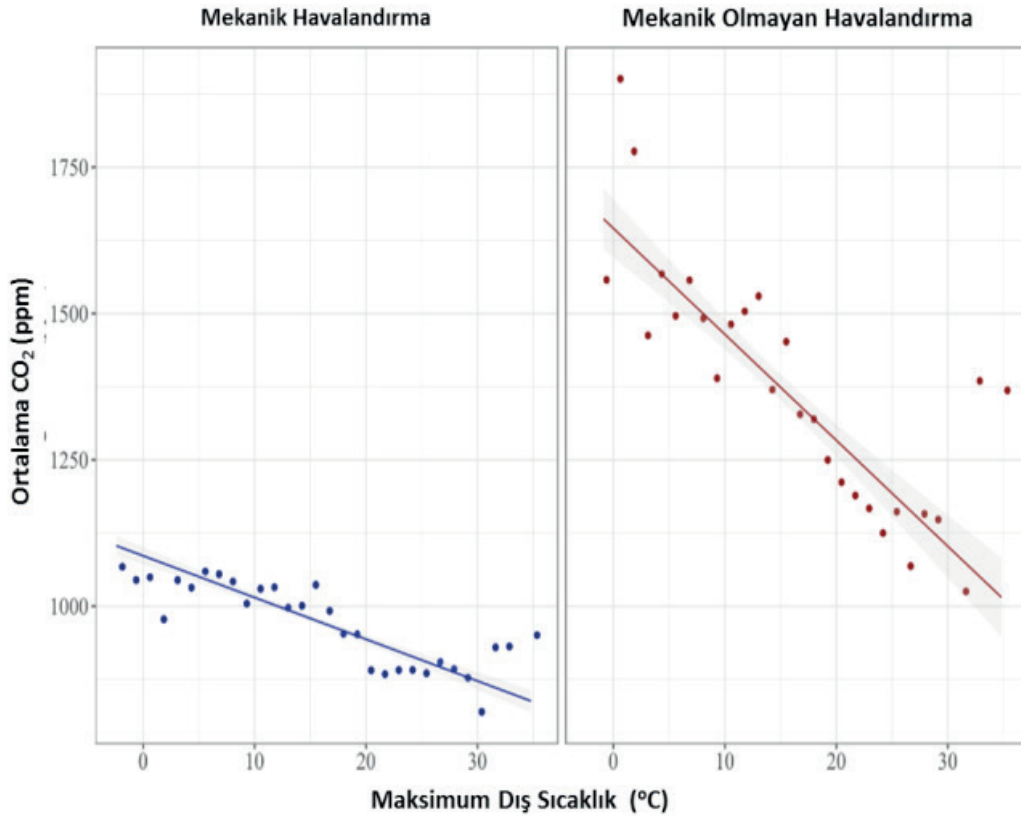
“Sınıfların %20 - %50 aralığında²⁷ bir kısmında yaygın olarak CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm değerini aştığı, sık sık daha büyük olduğu bazan da 6000 ppm değerine ulaştığı genel olarak kabul edilmektedir. Çok sayıda çalışma ile CO₂ ile ilişkili semptomlar (hapşırma, hırıltı, burun akıntısı, astım, öksürük, baş ağrısı, mukoza zarının tahriş olması gibi) tanımlanmıştır. CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm'in üzerinde olması halinde, okula devamlılık azalmakta, öğretmenlerde de baş ağrısı, yorgunluk ve odaklanmada zorluk gibi nörofizyolojik semptomlar gözlenmektedir.” (Bierwirth vd. 2021).

2015 yılından sonra yayınlanan ve söz konusu üç derleme içinde yer almayan araştırmalarla (Duran vd. 2021; Haddad vd. 2021; Bogdanovica vd. 2020; Korsavi ve Montazami 2019), 2014 yılında yayınlanan ve CO₂'in öğrenme performansına etkisi üzerine Türkiye'de yapılmış bir araştırmanın (Ranjbar 2019) sonuçları ile Harvard T.H. Chan School of Public Health'in okul binalarının öğrencilerin sağlığı, düşünmesi ve performansı üzerine yayınladığı bir dokümanda (Eitland vd. 2017) yer alan CO₂ etkisi aşağıda özetlenmiştir.

Şimdiye kadar yapılan araştırmaların içinde yaklaşık olarak en büyük genişlikte öğrenci sayısı ve çok uzun bir sürede yapılan gözlemlere dayalı bir çalışma, çevre koşullarının ulusal standart testlerdeki öğrenci başarısına etkisini araştırmak üzere yapılmıştır (Duran vd. 2021). 2021 yılında yayımlanan bu çalışmada, Hollanda'da 27 okuldaki, 6-12 yaş aralığında bulunan öğrencilerin bulunduğu 235 sınıfta, 2018-2019 ve 2019-2020 eğitim öğretim yıllarındaki 3 yarıyıldan, sürekli olarak CO₂, PM₁₀, sıcaklık, nem, gürültü ve ışık ölçümleri ile öğrencilerin 3 yarıyıl boyunca beşeri sermaye birikimlerini (human capital accumulation) ölçmek üzere matematik, okuma, heceleme ve kelime bilgisi testleri gerçekleştirilmiştir. Her öğrenci ortalama olarak 3 yarıyıl boyunca 9 test sınavına girmiştir. Standart testleri, Hollanda Ulusal Test Merkezi hazırlanmıştır ve senede

27 Bu aralığın coğrafyaya ve sosyo ekonomik şartlara bağlı olarak değişeceği ve daha yüksek seviyelere ulaşması beklenebilir.

iki defa öğrencilere uygulanmaktadır. Test sonuçları iç çevre kalitesi bileşenleri arasındaki ilişki araştırılmıştır. Duran vd.'nin (2021) bu çalışmasında, mekanik havalandırma yapılmayan pencere açılarak havalandırılan sınıflarda dış sıcaklığa bağlı olarak CO₂ konsantrasyonunun, mekanik havalandırma olan sınıflara göre yüksek olduğu (Şekil 1.9) ve yüksek CO₂ konsantrasyonunun standart test sonuçlarını olumsuz etkilediği izlenmiştir. Sınıflardaki CO₂ konsantrasyonundaki bir standart sapma artış, test sonuçlarının standart sapmasında 0,14'lik düşmeye karşılık gelmiştir. Ancak bu ilişkinin doğrusal olmadığı görülmüş ve 1500 ppm'in üstünde CO₂ konsantrasyonunda, test sonuçlarındaki standart sapmadaki düşüş artmış, 0,4 olmuştur. CO₂'in öğrencilerin matematik ve özellikle okuma performanslarını etkilediği görülmekte, dersler esnasında yüksek CO₂ seviyesinin veya yüksek sıcaklığın öğretmenlerin ve öğrencilerin, %15 ile %20 arasında daha fazla ara verdiği gözlenmektedir (Şekil 1.9).



Şekil 1.9. Mekanik havalandırma olan ve olmayan sınıflarda farklı dış sıcaklıklara göre CO₂ değişimi (Duran vd. 2021).

İç hava kalitesinin, öğrenci sağlığına olan etkisinin araştırıldığı uzun dönemli gözlemlere dayalı bir çalışma da Haddad vd. (2021) tarafından Avustralya'da gerçekleştirilmiştir. Benzer konuma ve karakteristiklere sahip, 12-17 yaşları arasında, derslere göre 7 ile 25 arasında öğrencinin olduğu iki sınıfta, bir yıl boyunca gözlem yapılmıştır. Sınıflardan biri talep kontrollü mekanik egzoz havaandırmasına sahiptir. Bir yıl boyunca sınıflarda hava sıcaklığı, bağıl nem ve CO₂ ölçülmüştür. Sınıflarda aralıklı olarak da PM₁₀, PM_{2.5} ve formaldehit ölçümleri yapılmıştır. Ayrıca iki

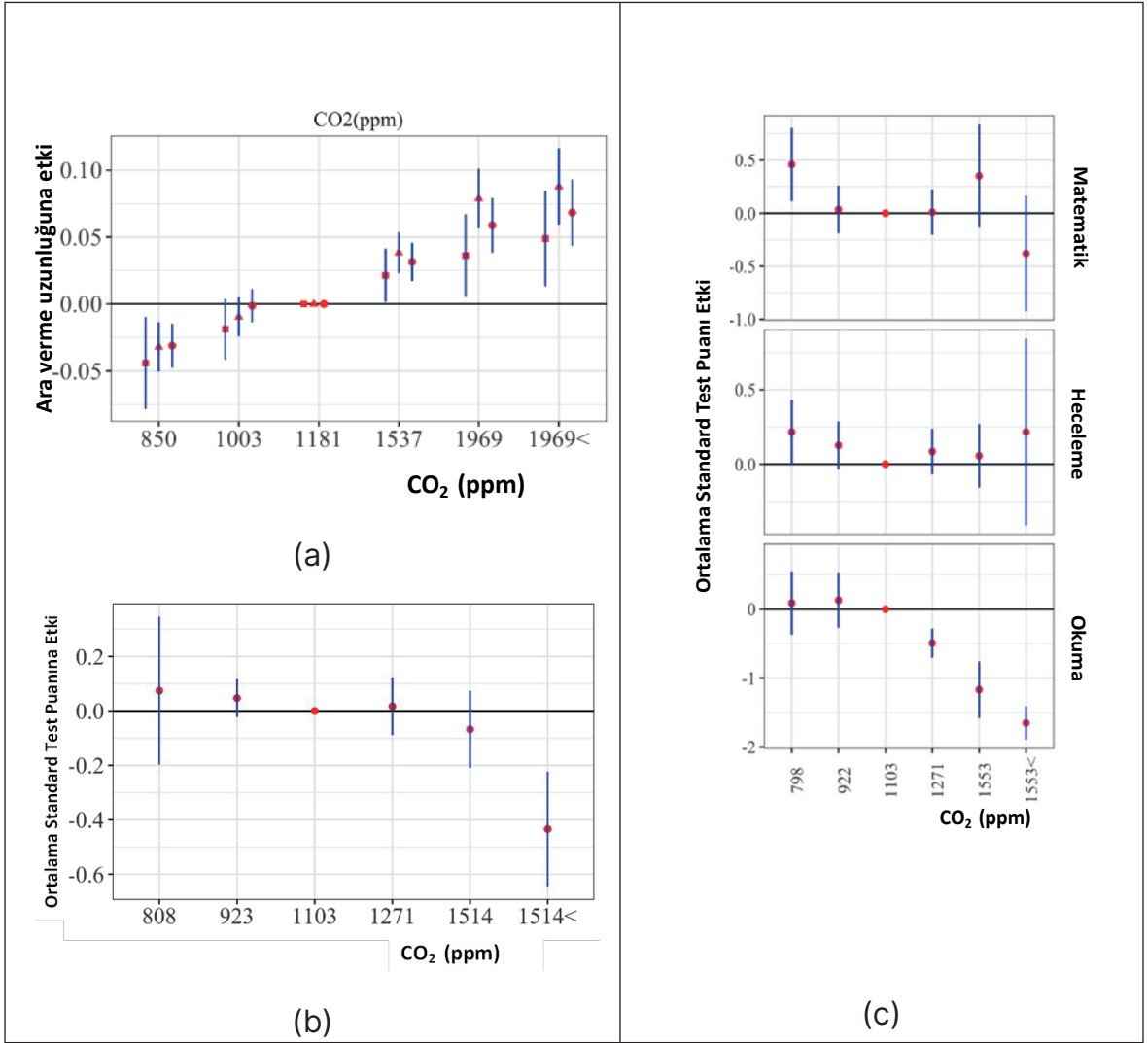
günde de sınıflardaki Uçucu Organik Bileşikler (UOB-VOC²⁸) ölçülmüştür. Araştırma süresince yapılan anketlerden elde edilen bilgilerin değerlendirilmesi sonucunda CO₂ konsantrasyonunun 850 ppm'in altından 1400 ppm'in üstüne çıktığında kendisini yorgun ve uykulu hisseden öğrencilerin sayısında artma olduğu belirlenmiştir (Şekil 1.10). Sınırlı ölçüde yapılan ölçümlerden, mekanik egzoz havalandırmasının olduğu sınıfta ve tahta kalemlerinin kullanılmadığı derslerde UOB'in düzeyleri ulusal limitlerin altında çıkmıştır. İzopropil alkol konsantrasyonunu etkileyen tahta kalemlerinin, kısa ve uzun dönemli olarak sağlık etkilerine neden olabileceği belirtilmiştir. Sınıflarda tanımlanamayan bir bileşiğin de gözlemlendiği not edilmiştir. Bu çalışmada CO₂ seviyesi ile yorgunluk arasında görülen pozitif ilişki, Korsavi ve Montazami (2019) tarafından daha önce yapılan benzer bir araştırmanın sonuçlarını desteklemektedir; 1000 ppm'den daha yüksek konsantrasyonlarda kendilerini daha yorgun ve konforsuz hissetmektedirler.

CO₂'in 3000 ppm'e kadar artan konsantrasyonun yorgunluk ve baş ağrısı üzerinde negatif olarak etkili olduğu, öğrencilerin testlerindeki başarıyı düşürdüğünün farkedildiği ancak CO₂ konsantrasyonu ile etkiler arasındaki ilişkinin (düşük korelasyon katsayısı ile) deterministik olmadığını gözlemlendiği bir araştırma Letonya'da yapılmıştır (Bogdanovica vd. 2020). Çalışmanın genişletilerek devam etmesini öngören araştırmacılar, ders aralarındaki 10 dakikalık zaman diliminde, doğal havalandırma ile CO₂ konsantrasyonunun değişiminin gözlemine dayanarak İHK sınır değerlerinin altına inilemeyeceğini not etmişlerdir.

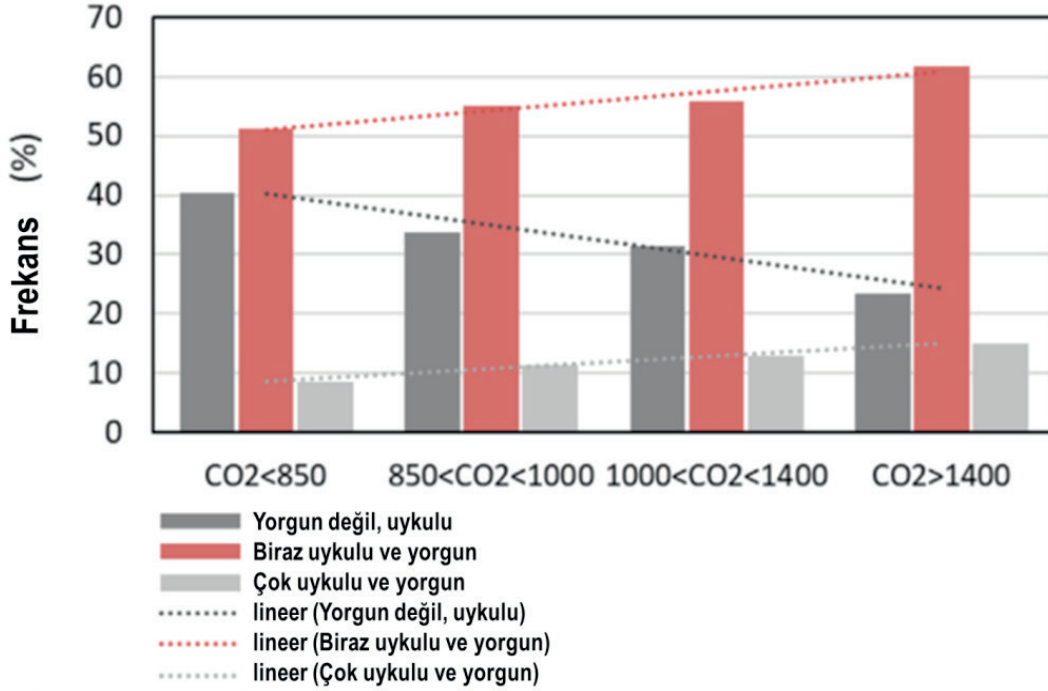
Türkiye'de yapılmış ve 2019 yılında yayımlanmış bir araştırma sonucuna göre (Ranjbar 2019), bir üniversite dersliğinde doğal havalandırmanın mümkün olmadığı kış aylarında, mekanik havalandırma ile CO₂ konsantrasyonunun 800 ppm olduğu zaman aralığında mimarlık öğrencilerinin performansının (aritmetik test ve görsel dikkat), havalandırmanın sadece kapı ve pencere açılarak doğal havalandırma ile sağlanmaya çalışıldığında ulaşılan ve CO₂ konsantrasyonunun 1440 ppm olduğu zaman dilimine göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir.

İngiltere'de 805 öğrencinin katıldığı bir araştırma (Korsavi ve Montazami 2019), 31 sınıfta objektif (fiziksel parametrelerin ölçülmesi) ve subjektif (öğrencilere olan etkilerin anketlerle belirlenmesi) yöntemlerle CO₂ konsantrasyonunun temsil ettiği iç hava kirliliği ile etkileri arasındaki ilişkiler araştırılmış ve konsantrasyonun 1000 ppm den 1300 ppm'e kadar olan değişiminde öğrencilerin yorgunluğunun, konforsuzluğun arttığı ve hava kalitesinin ağırlaştığı değerlendirilmiştir.

Harvard T.H. Chan School of Public Health tarafından yayınlanan bir dokümanda (Eitland 2017), kabul edilebilir bir iç hava kalitesinin, ASHRAE 62.1 – 2016 referans verilerek, karbondioksit konsantrasyonunu 1000 ppm veya altında tutulmasının önerildiği belirtilerek ve ilgili referanslar verilerek yüksek CO₂ seviyelerinde öğrenci devamsızlığının, hava kalitesinden tatminsizliğin, solunum yolları enfeksiyonlarının, hasta bina sendromu vakalarının, astım semptomlarının ve havada asılı patojenlerin sebep olduğu grip, suçiçeği, kızamık gibi viral enfeksiyonların arttığı aktarılmıştır.



Şekil 1.10. CO₂'in (a) ara verme uzunluğuna, (b) öğrenme performansına ve (c) matematik, heceleme ve okuma performanslarına etkisi (Duran vd. 2021).



Şekil 1.11. CO₂ gözlemine dayalı iç hava kirliliğinin yorgunluk ve uykusuzluk üzerine etkisi (Haddad vd. 2021).

Kanada'da halk sağlığı ile ilgili federal bir kurum olan Health Canada tarafından 4 okul ve 21 anaokulunda yapılan bir çalışmada (HC 2021), Şekil 1.12'de verilen sağlık etkilerine eşlik eden CO₂ seviyeleri gözlenmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre okullarda ve anaokullarında önerilen 1000 ppm CO₂ konsantrasyonu aşılmaktadır ve CO₂ seviyesi önerilen maruziyet limitinin altına çekilirse yüksek konsantrasyona eşlik eden sağlık etkilerinin azalacağı belirtilmektedir.

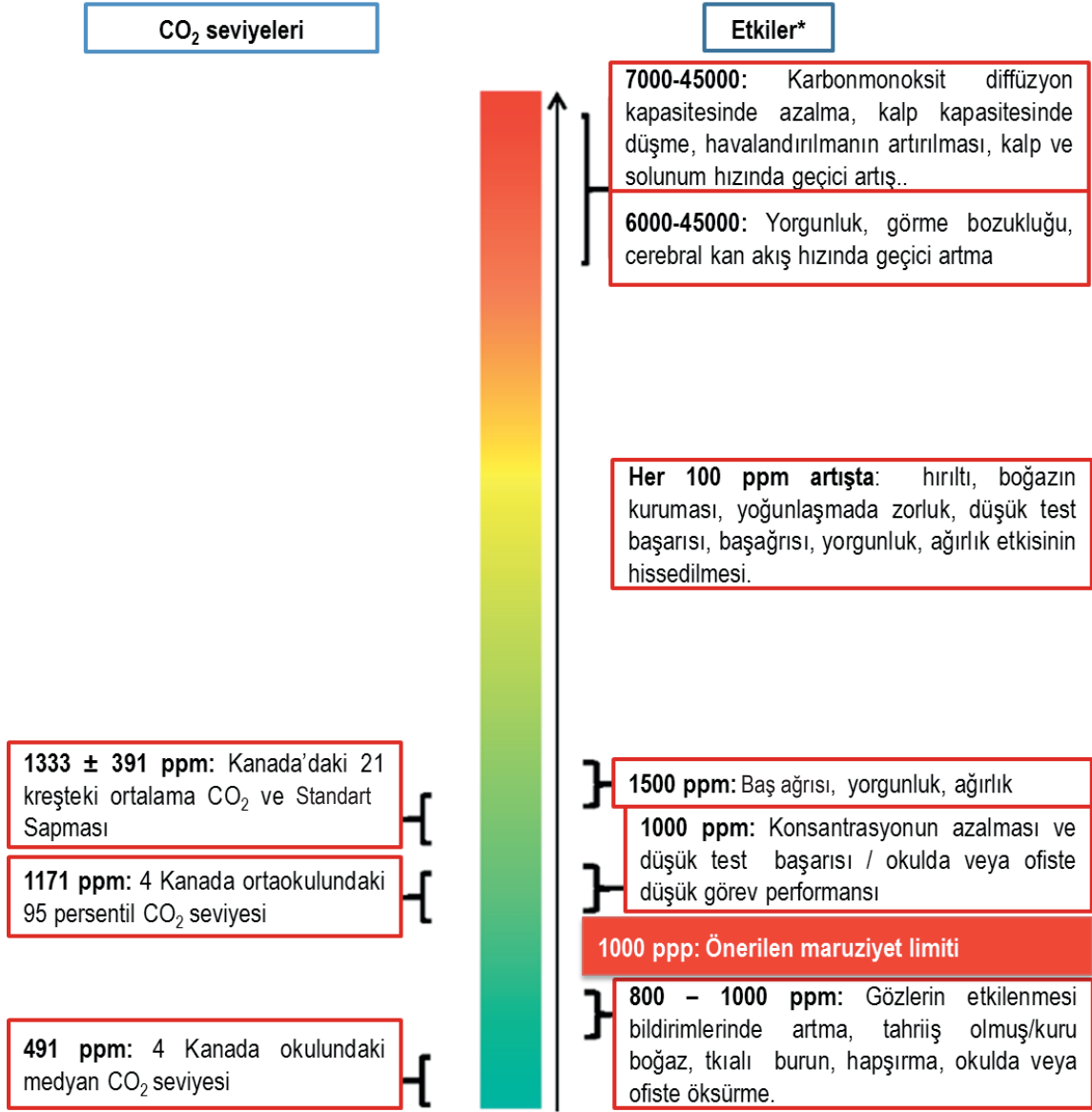
Sınıflardaki "havalandırma – CO₂ – öğrenci sağlığı" üçgenindeki ilişkiler üzerine araştırmalar, 1990'lı yıllardan itibaren gittikçe artan hızda sürmektedir. Bu araştırmalarda kontrol edilmesi gereken bağımsız değişkenler çok fazla olduğu için sonuçlar çoğunlukla araştırmanın yapıldığı yere ve şartlara özel olmakta, bu sonuçlardan bilimsel genellemelere gidilmesi zorlaşmaktadır. Diğer kirleticilerin sabit tutularak CO₂ seviyesinin 600 ppm ile 3000 ppm arasında değiştirildiği araştırmalarda, CO₂ ile öğrenci sağlığı arasındaki ilişki ile ilgili çelişkili araştırma sonuçları söz konusudur. Ancak bu çelişkili sonuçlardan ilişkinin olmadığını söylemek sağlık güvenliği açısından uygun değildir. Antropojenik (insan kaynaklı) CO₂ birikimi ile öğrenci sağlığı arasında, çok farklı coğrafyalarda ve çok farklı kültürlerde yapılan araştırmalar, 800 ppm'den sonraki CO₂ birikimi arttıkça öğrenci sağlığının etkilendiğini göstermektedir. Bu araştırmalarda, CO₂'in yanında sınıflarda insan ve çevre kaynaklı diğer kirletici birikimlerinin birleşik etkisinin söz konusu olduğu konusunda uzmanlar benzer görüşlere sahiptirler. Sonuç olarak yukarıda özetlenen araştırmalar ışığında, CO₂'in kendisinin de dahil olduğu iç hava kirleticilerinin birleşik etkisinin bir göstergesi olarak 800 ppm üzerinde CO₂ konsantrasyonu olan sınıf ortamlarının, konsantrasyonun büyüklüğü ile orantılı olarak öğrencilerin ve öğretmenlerin, fizyolojik ve bilişsel sağlığı

ile öğrenme/öğretme performansını etkilediğini göstermektedir. Unutulmamalıdır ki insan milyonlarca yıl süren evrimini 300 ppm'den düşük atmosferik CO₂ konsantrasyonunda geçirmiştir. Günümüzde deneylediğimiz iç ve dış ortam şartları evrim şartlarından çok uzaktır.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

ASHRAE 62.1 - 2019 Standardı Tablo 6.1'de (Tablo 4), Havalandırma Miktarına göre yapılacak havalandırma tasarımları için farklı fonksiyonlara sahip eğitim alanları (sanat sınıfı, bilgisayar laboratuvarı, derslikler, sabit koltuklu konferans salonları vs) ve farklı yaşlardaki öğrenciler (5-8 yaş arası, 9 yaş üstü gibi) için varsayılan (default) öğrenci yoğunluğu ile birlikte değerler verilmiştir. Varsayılan alan ve bağlı öğrenci yoğunluğu göz önüne alınarak yapılacak hesaplamalar sonucunda bulunan havalandırma debilerinin, hacim içindeki öğrenci yoğunluğu göz önüne alınarak kararlı durum için yapılan hesaplama göre, bazı eğitim alanları için yaklaşık 1000 ppm karbondioksit konsantrasyonunu koruyacak debiye karşılık geldiği görülebilir. Ancak sınıflardaki diğer kirleticiler ayrı ayrı ele alınmamış, tümü için birim alan başına bir havalandırma debisi diğer kirleticilere karşı güvenlik için yeterli bulunmuştur. Bu durum standardın 2022 yılında yayınlanan son sürümünde gerekli durumlarda diğer kirleticilerin dikkate alınması yönünde değiştirilmiş, bazı kirleticiler için esas alınabilecek değerler listelenmiştir.

ASHRAE 62.1-2022 standardında hesaplanacak minimum havalandırma değerleri, (a) standartta varsayılan (default) öğrenci yoğunluğu şartı sağlanmadıkça, (b) birim alan başına öngörülen hava debisi için varsayılan sınıf donanım özellikleri aynı tutulmadıkça, varsayılan öğrenci yoğunluğundan daha yüksek yoğunluklu ve farklı fiziko-kimyasal çevrenin yaratıldığı sınıflarda, hemen hemen tüm dünyada sınıflar için öngörülen CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm'in veya 800 ppm'in altında tutulmasının mümkün olmadığı kolayca görülebilir. Tablo 1.4'ten görüleceği üzere 35 öğrencinin olduğu 100 metrekare bir sınıfta ASHRAE standardına göre kişi başına 6,67 l/s hava debisi, 4 saat boyunca ortalama konsantrasyonu 1000 ppm'in altında tutmakta, maksimum konsantrasyon ise 1074 ppm olmaktadır. Ancak yaklaşık 40 (6,3×6,3) metrekarelik ve 30 öğrencinin olduğu bir sınıfta yine ASHRAE standartlarına göre kişi başına hesaplanan debi 5,77 l/sn olmakta, bu halde CO₂ konsantrasyonu ortalama 1121 ppm, maksimum ise 1181 ppm olmaktadır. Bu sınıfa ancak kişi başına 7,14 l/s havalandırma sağlanırsa (standartta göre hesaplanandan %43,7 büyük) CO₂ konsantrasyonu 1000 ppm değerine kadar azaltılabilmektedir. Yukarıdaki analizde iki sınıfın öğrencilerinin sosyo-kültürel, sınıfların fiziko-kimyasal yapılarının farklılıkları göz önüne alınmamıştır ki bu farklılıklar sonucu daha olumsuz yönde etkileyebilir.



(*) Ofis ve okullarda yapılan ve maruziyetin kontrol edildiği epidemiyolojik çalışmalarda, aşağıdaki etkilere ilişkin gözlemler yapılmıştır. Ancak pek çok sınırlarlamalar da not edilmiş ve sebepler CO₂ 'e bağlanmamıştır. En alttaki yeşil karbondioksit seviyesi, sağlık etkileri riski potansiyelinin en az olduğu seviyeyi göstermektedir.

Şekil 1.12. Sınırlı sayıda Kanada anaokullarında ve okullarında gözlenen CO₂ konsantrasyonları ve eşliğinde gözlenen sağlık etkileri (HC 2021).

Tablo 1.4. İki farklı sınıfta ASHRAE 61.1-2019 ve 2022 Tablo 6.1 'e göre havalandırma debileri ve CO₂ konsantrasyonları.

Tasarım Değerleri	Sınıf A	Sınıf B
Öğrenci sayısı	35 (*)	31 (4*)
Öğretmen sayısı	1	1
Taban alanı (m ²)	100	40
Tavan yüksekliği (m)	2.9	2.9
Öğrenci yoğunluğu (m ² /öğrenci) (5*)	2.78	1.16
Öğrenci yoğunluğu (m ³ /öğrenci) (5*)	8.05	3.37
ASHRAE 62.1-2019'ye göre hava debisi (2*) (l/s)	240	179
Kişi başına entegre havalandırma debisi (l/s.kişi)	6.67	5.77
4 ders süresinde ortalama CO ₂ konsantrasyonu (3*)	990	1121
4 ders süresinde maksimum CO ₂ konsantrasyonu (3*)	1074	1181
Sınıf B'de, Sınıf A daki konsantrasyonlara inilebilmesi için uygun hava debisi (l/s.kişi)		7.14 Ort. : 990 ppm Mak.: 1032 ppm
(*) ASHRAE 62.1-2019/2022 daki varsayılan öğrenci yoğunluğuna (35 öğrenci /100 m ²) uygun		
(2*) Öğretmen sayısı öğrenci sayısına eklenerek hesaplanmış		
(2*) Kullanılan yazılım: http://www.iccevrekalitesi.net/co2yazdir.asp		
(4*) Gerçek sınıftaki öğrenci sayısı		
(5*) Öğretmen sayısı öğrenci sayısına eklenmiştir.		

Sonuç olarak ASHRAE 62.1-2019'da verilen Havalandırma Miktarı Prosedürüne göre havalandırma sistemi tasarımında, sınıflar için metrekare başına önerilen havalandırma debisi bileşenlerinin (R_p ve R_a) sınıflardaki kirleticilerinin tümünü ders saatleri boyunca limit değerlerinin altında tutacağı varsayılmaktadır. Yapılan analiz geometrik şartlar açısından en azından gözlenen CO₂ varsayımının, öğrenci yoğunluğuna getirilen varsayım unutulmamak şartıyla, bazı eğitim alanlarında uygun olduğunu göstermektedir. Kapalı hacimlerde emisyonların tümünü göz önüne alarak çok ölçütlü optimizasyonla havalandırma debisi tasarımını yapmak için uygun yöntem yine ASHRAE 62.1-2019 ve geliştirilerek 62.1-2022 içinde verilen İç Hava Kalitesi Prosedürüdür (Indoor Air Quality Procedure). Yöntemin uygulama için geliştirilerek "Tasarımcı Dostu" bir yapıya getirilmesi, tasarım yöntemi olarak tercih edilmesi açısından önemlidir. Ayrıca iç hava kirleticilerinin emisyon karakteristiklerinin detaylı olarak bilinmesi önemli olan bir diğer konudur. Daha sağlıklı ve konforlu kapalı yaşam hacimleri yaratılması açısından bu yöntemin tasarımcı dostu olarak geliştirilmesi, teknolojik bir kilometre taşı olarak görülmektedir. ASHRAE 62.1 standardının bu yönetime tarihsel olarak verdiği önemin artması da bu gerekliliği göstermektedir.

İç Hava Kalitesi Prosedürüne göre havalandırma debisinin tanımlanması için CO₂ konsantrasyonunun belli bir değer altında tutulmasının, diğer kirletici konsantrasyonlarının da limit değerlerinin altında kalacağı varsayımına dayanmaktadır. Bu varsayımı destekleyen ise günümüze

kadar yapılan araştırmaların ışığında, CO₂ konsantrasyonunun 1000 ppm altında tutulmasının, kapalı hacme ilk defa girenlerin koku konforunu sağladığının kanıtlanması ve araştırmalarda değerlendirmeye tabi tutulan subjektif bazı koşulların gözlenmesi söz konusu olsa da 800 ppm'in altında fizyolojik sağlık ve bilişsel performans etkilerinin görülmemesi ya da etkilerin 800 ppm'den sonra başlamasıdır.

Bu çalışmada göz önüne alınan ve bundan önceki bölümlerde değerlendirilen literatürün ışığında sınıflarda, çocukların fizyolojik sağlığı, bilişsel performansı ve akademik başarısı için antropolojik metriklerin göz önünde tutularak, CO₂ konsantrasyonunu ortalama 800 ppm'de tutacak havalandırma debisi sağlanmasını, dış hava CO₂ konsantrasyonu göz önüne alınarak ve sınıfta konsantrasyonun 1000 ppm'in üzerine çıkmaması ölçütleriyle sistem tasarımının gerçekleştirilmesini öneriyoruz. Bu tasarımın tam olarak yapılabilmesi için de özellikle okullarımız çevresinde zamana bağlı CO₂ dahil dış hava kirlilik haritalarının çıkarılmasının çok önemli olduğunu belirtiyoruz. Önerilen 800 – 1000 ppm değerleri mutlak değerlerdir. Havalandırma sistemi tasarımı yapılırken okulun bulunduğu bölgenin CO₂ konsantrasyonu değişimleri göz önüne alınmalıdır. Eğer herhangi bir değer yoksa, şehrin en kirli bölgesine göre tasarım yapılmalıdır. Bu da bilinmiyorsa benzeri şehirlerdeki kirlilik konsantrasyonları göz önüne alınmalıdır. Dış hava CO₂ konsantrasyonunun yüksek tutulması yatırımı çok fazla etkilemez. Ancak, dış CO₂ seviyesinin öngörülen seviyeden düşük olması durumunda sistem daha düşük hızda çalışabilir. Bu durumda da akustik konfor olumlu yönde etkilenir.

800 ppm ve 1000 ppm değerleri üzerinde, örnekleri görüldüğü üzere tartışmalar olabilir. Birincisi, yapılan inceleme dünyadaki hemen her ülkede artık bu değerlerin standart koşullar olduğunu göstermektedir. İkincisi ise güvenlikçi bakış açısı altında bu değerlerin kullanılması gereğidir. Uçuş simülatörlerinde yapılan testlerde, karar verme mekanizmasının 1000 ppm CO₂ konsantrasyonunun üzerinde etkilendiğini belirten araştırmaların (Cao vd. 2019) sonuçları, performans düşüklüğünün mekanizması bilinmediği için (ki bu nokta eleştirilmektedir) yok mu sayılacaktır? Kokpitlerinde maksimum 1000 ppm konsantrasyonun sağlandığı uçakları mı tercih etmeliyiz, yoksa yeni araştırma sonuçlarını bekleyip, CO₂ konsantrasyonu ne olursa olsun, uçaklar uçuşsun mu demeliyiz? Ya da araştırmalarda yerel şartlar söz konusu diyerek çocuklarımızın akademik başarılarının %12 daha az olması ihtimalini göz ardı mı etmeliyiz?

800 ppm ve 1000 ppm değerlerini şimdilik kaydıyla önerdiğimizizi de belirtmeliyiz. Metabolik karbondioksit dışında özel bir karbondioksit kaynağının olmadığı sınıf gibi kapalı hacimlerde, CO₂'in limit konsantrasyon değerinin altında tutulmasının, geleneksel – kültürel yapı elemanları ve fonksiyonel donanımların diğer kirleticilere ait emisyonlarının da kendilerine ait sınır değerlerinin altında kalacağı kabulünün yapıldığı unutulmamalıdır. İnşaat ve donanım kodlarına ve standartlarına bağlı olarak kapalı hacimlerde kullanılan her türlü malzemenin kirletici emisyon değerleri de farklı olacaktır. Her türlü hacimde olduğu gibi sınıflarda kullanılan her türlü malzemenin emisyonlarından oluşan konsantrasyonlarının değişiminin karbondioksit konsantrasyonu değişimi ile ilişkisi incelenmelidir. Ancak bu tür çalışmalardan sonra karbondioksitin limit değerinin bir gözlem elemanı olarak kullanılıp kullanılmayacağına ya da önerilen karbondioksit limit değerlerinin diğer kirleticilerinin seviyesine gerekli limit değerlerin altında tutup tutmayacağına nihai olarak karar verilmelidir. Şüphesiz bu noktada diğer kirleticilerin kolay ve ekonomik ölçülmesine ait teknolojilerin de gelişmesi önemlidir.

Kaynaklar

- Akimoto, M. vd. (2021) "Reviewing How Bedroom Ventilation Affects IAQ and Sleep Quality". ASHRAE Journal, April, 2021.
- Alfano, F.R.A. vd (2009) "Indoor Environment and Energy Efficiency in Schools". REHVA Guidebook No:13, 2009.
- Allen, J.G. vd. (2019) "Airplane Pilot flight Performance on 21 Maneuvers in a flight Simulator under Varying Carbon Dioxide Concentrations". Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 29,457-468, 2019.
- Allen, J.G. vd. (2016) "Associations of Cognitive Function Scores with Carbon Dioxide, Ventilation, and Volatile Organic Compound Exposures in Office Workers: A Controlled Exposure Study of Green and Conventional Office Environments". Environmental Health Perspectives, 124(6), June 2016.
- ASHRAE (1989) Standard 62: Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality. 1989.
- ASHRAE (2019) Standard. "62.1. 2007, Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality." American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc., Atlanta, GA, 2019.
- ASHRAE (2021) Fundamentals, (9.7), 2021.
- ASHRAE (2022) "ASHRAE Position Document on Indoor Carbon Dioxide". February 2, 2022, February 2, 2022, Expires February 2, 2025.
- Babaoğlu, Ü.T. (2018) "Kırşehir'de Okulların İç Ortam Hava Kalitesinin Sağlık Üzerine Etkisi" Projesi. (Proje Yürütücüsü: Öğr. Üyesi Dr. Ü.T. BABAĞLU). TÜBİTAK, Program Kodu: 3001, Proje No: 216S805, Aralık 2018.
- Batterman, S. vd. (2017) "Ventilation Rates in Recently Constructed U.S. School Classrooms". Indoor Air, 27: 880-890, 2017.
- Bazant, M.Z. vd. (2021) "Monitoring Carbon Dioxide to Quantify the Risk of Indoor Airborne Transmission of COVID-19". Flow, 1 E10, 2021. doi:10.1017/flo.2021.10
- Berg-Munch B, vd. (1986) "Ventilation Requirements for the Control of Body Odour in Spaces Occupied by Women". Environment International, 12, 195-199, 1986,
- Bierwirth, P.N. (2021) "Carbon Dioxide Toxicity and Climate Change: a Major Unapprehended Risk for Human Health". Australian National University, Working Paper, March 2021. doi:10.13140/RG.2.2.16787.48168
- Bogdanovica, S. vd. (2020) "The Effect of CO₂ Concentration on Children's Well-Being during the Process of Learning". Energies, 13, 6099, 2020. doi:10.3390/en13226099
- Braun, G.J. ve Zeiler, W. (2019) "The CO₂ Conditions within the Baby Cots of Day Care Centres" E3S Web of Conferences 111, 02045 (2019) Clima 2019. <https://doi.org/10.1051/e3s-conf/20191110209>
- Cao, X. vd. (2019) "Heart Rate Variability and Performance of Commercial Airline Pilots during Flight Simulations". Int. J. Environmental Research. and Public Health, 16, 237, 2019.
- Carrer, P. vd. (2018) "On the Development of Health-Based Ventilation Guidelines: Principles and Framework" Int. J. Environ. Res. Public Health, 15, 1360, 2018. doi:10.3390/ijerph15071360www.mdpi.com/journal/ijerph

- CEN (2019) EN Standard "16798-1. Energy Performance of Buildings—Ventilation for Buildings—Part 1: Indoor Environmental Input Parameters for Design and Assessment of Energy Performance of Buildings Addressing Indoor Air Quality." Thermal Environment, Lighting and Acoustics—Module M1-6, 2019.
- Chan, W.R. vd. (2020) "Ventilation Rates in California Classrooms: Why Many Recent HVAC Retrofits are not Delivering Sufficient Ventilation". Building and Environment, 167, 106426, 2020.
- Chaumont, F.D. (1875) "An Attempt to Establish a Positive Basis for the Calculation of the Amount of Fresh Air Required for an Inhabited Air-Space", In the Theory of Ventilation, Proceedings of the Royal Society of London, Vol. 23 (1874 - 1875), 1875]
- Choe, Y. vd. (2020) "Evaluation of Carbon Dioxide Concentrations and Ventilation Rates in Elementary, Middle, and High Schools" J Environmental Health Sciences; 46(3): 344-352, 2020.
- de Gids, W.F. ve Wouters, P. (2010) "CO₂ as Indicator for the Indoor Air Quality General Principles". AIVC, Ventilation Information Paper No: 33, July 2010.
- Ding, E. vd. (2022) "Ventilation Regimes of School Classrooms Against Airborne Transmission of Infectious Respiratory Droplets: A Review". Building and Environment, 207, 108484, 2022.
- Du, B. vd. (2020) "Indoor CO₂ Concentrations and Cognitive Function: A Critical Review". Indoor Air, 30, 1067-1082. 2020.
- Duarte, C.M. vd. (2020) "Hypothesis: Potentially Systemic Impacts of Elevated CO₂ on the Human Proteome and Health". Frontiers In Public Health, 8, 543322, 2020.
- Duran, N. vd. (2021) "Indoor Air Quality and Student Performance: Evidence from A Large Scale Field Study in Primary Schools". 2021. https://conference.iza.org/conference_files/environment_2021/palacios_j24419.pdf
- Etiland, E., vd. (2017) "Foundations for Student Success How School Buildings Influence Student Health, Thinking and Performance", Harvard T.H. Chan School of Public Health, 2017.
- Ekren, O. vd. (2015) "Okullarda İç Hava Kalitesinin Geliştirilmesi: Örnek Uygulama", 12. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, TESKON, 8-11 Nisan 2015. <http://www.iccevrekalitesi.net/pdf/seminer/2015-07.pdf>
- Esfa (2018) "Guidelines on Ventilation, Thermal Comfort and Indoor Air Quality in Schools" Building Bulletin 101, Version 1, (Appendix A). Education and Skills Funding Agency, August 2018.
- Eyler, J.M. (1980) "The Conversion of Angus Smith: The Changing Role of Chemistry and Biology in Sanitary Science, 1850-1880". Bulletin of the History of Medicine, Vol. 54, No. 2, pp. 216-234, Summer 1980.
- Fisk, W.J. vd. (2013) "Is CO₂ an Indoor Pollutant, Higher Levels of CO₂ May Diminish Decision Making Performance", Indoor Environment Group Lawrence Berkeley National Laboratory, March 2013.
- Fisk, W.J. (2017) "The Ventilation Problem in Schools: Literature Review". Indoor Air.27:1039-1051, 2017.
- Fisk, W. vd. (2019) "Do Indoor CO₂ Levels Directly Affect Perceived Air Quality, Health, or Work Performance?" ASHRAE Journal, September 2019.
- Goromosov, M. S. (1968) "The Physiological Basis of Health Standards for Dwellings". World Health Organization (WHO), 1968.

- Gunnarsen, L. ve FANGER, P.O. (1992) "Adaptation to Indoor Air Pollution". Environment International, 18, 43 - 54, 1992.
- Güllü, G. (2015) "İlköğretim Okullarında İç Ortam Hava Kalitesi ve Sağlık Etkileşimi". 12. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, TESKON, 8-11 Nisan 2015. <http://www.iccevrekalitesi.net/pdf/seminer/2015-03.pdf>
- Haddad, S. vd. (2021) "On the Potential of Demand-Controlled Ventilation System to Enhance Indoor Air Quality and Thermal Condition in Australian School Classrooms". Energy and Buildings, 238, 110838, 2021
- Hanninen, O. vd. (2017) "Analysis of CO₂ Monitoring Data Demonstrates Poor Ventilation Rates in Albanian Schools During the Cold Season". Air Quality, Atmosphere and Health, 10:773-782, 2017.
- Haugen, H.A. (2007) "Indirect Calorimetry: A Practical Guide for Clinicians". Nutrition in Clinical Practice 22:377-388, August 2007.
- HC (2021). Health Canada. "Residential Indoor Air Quality Guidelines, CARBON DOXIDE for Public Consutation", Water and Air Quality Bureau Health Canada, October 2021.
- Herrmann, D. (2000) "Understanding CO₂ and Standard 62". AQ Applications/Summer 2000.
- Jones, E. vd. (2020) "Healthy Schools: Risk Reduction Strategies for Reopening Schools". Harvard T.H. Chan School of Public Health Healthy Buildings program. June, 2020.
- Kajtár, L. ve Herczeg, L. (2012) "Influence of Carbon-Dioxide Concentration on Human Well-Being and Intensity of Mental Work". IDOJÁRÁS; Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service, Vol. 116, No. 2, pp. 145-169, April-June 2012.
- Kalema, T. ve Viot, M. "Methods to Reduce the CO₂ Concentration of Educational Buildings Utilizing Internal Ventilation by Transferred Air". Indoor Air, 24: 71-80, 2014.
- Kapolo, P. vd. (2020) "Influence of Indoor Climate on Employees in Office Buildings—A Case Study". Sustainability, 12, 5569, 2020.
- Keskin, B. S. (2015) "Kreş Ve Ana Okullarında İç Hava Kalitesi Çalışmaları". 12. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, TESKON, 8-11 Nisan 2015. <http://www.iccevrekalitesi.net/pdf/seminer/2015-04.pdf>
- Korsavi, S.S. ve Montazami, A. (2019) "Developing a Valid Method to Study Adaptive Behaviours with Regard to IEQ in Primary Schools". Building and Environment, 153, 1-16, 2019.
- Krawczyk, D.A. vd. (2016) "CO₂ Concentration in Naturally Ventilated Classrooms Located in Different Climates—Measurements and Simulations". Energy and Buildings 129, 491-498, 2016.
- Kuşçu, E. (2018) "Sınıflarda Hava Kalitesinin Öğrenme Üzerine Etkisi". Yüksek Lisans Tezi. Kastamonu Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, 2018.
- Laurent, J. G. C. vd. (2021) "Associations Between Acute Exposures to PM2.5 and Carbon Dioxide Indoors and Cognitive Function In Office Workers: a Multicountry Longitudinal Prospective Observational Study". Environmental Research Letters, 16, 094047, 2021.
- Lin, J.C. vd (2018) "CO₂ and Carbon Emissions From Cities". American Meteorological Society, November 2018
- Liu, M. (2016) "Spatial Variation of Near-Surface CO₂ Concentration During Spring in Shanghai". Atmospheric Pollution Research, 7, 31-39, 2016.

Locher, W.G. (2007) "Max von Pettenkofer (1818–1901) as a Pioneer of Modern Hygiene and Preventive Medicine". *Environmental Health and Preventive Medicine*, 12, 238–245, November 2007.

Maniscalco, J. vd. (2022) "Physiological Responses, Self- Reported Health Effects, and Cognitive Performance During Exposure to Carbon Dioxide at 20 000 ppm". *Indoor Air*, 32, 12939, 2022.

Matarese, L.E. (1997) "Indirect Calorimetry: Technical Aspects". *American Dietetic Association. Journal of the American Dietetic Association*, 97/10, Oct 1997.

MEB (2015) "Eğitim Yapıları Asgari Tasarım Standartları Kılavuzu". 2015

MEB (2020) "Özel Öğretim Kurumları Standartlar Yönergesi". 11 Mar 2020

Mitchell, L. vd. (2018) "Long-Term Urban Carbon Dioxide Observations Reveal Spatial and Temporal Dynamics Related to Urban Characteristics and Growth". *PNAS*, 20 March 2018.

Nishi, Y. (1981) "Measurement of Thermal Balance of Man". *Bioengineering, Thermal Physiology and Comfort* (edited by K. Cena and J.A. Clark), 1981.

Okobia, L.E. vd. (2017) "Increase in Outdoor Carbon Dioxide and its Effects on the Environment and Human Health in Kuje FCT Nigeria". *Environmental Health Review*, 60(4), 104–112, 2017.

Peng, Z. vd. (2022) "Practical Indicators for Risk of Airborne Transmission in Shared Indoor Environments and Their Application to COVID-19 Outbreaks". *Environmental Science and Technology*, 56, 1125–1137, 2022.

Peng, Z. ve JIMENEZ, J.L. (2021) "Exhaled CO₂ as a COVID-19 Infection Risk Proxy for Different Indoor Environments and Activities". *Environmental Science and Technology Letters*, 8, 392–397, 2021.

Pereira-Da-Silva, I. (2020) "Evolution of Resting Energy Expenditure, Respiratory Quotient, and Adiposity in Infants Recovering from Corrective Surgery of Major Congenital Gastrointestinal Tract Anomalies: A Cohort Study", *Nutrients*, 11 October 2020.

Persily, A.K. (2020) "Quit Blaming ASHRAE Standard 62.1 for 1000 ppm CO₂". 2020. <https://www.nist.gov/publications/quit-blaming-ashrae-standard-621-1000-ppm-co2>

Persily, A.K. (2021) "Don't Blame Standard 62.1 for 1,000 ppm CO₂". *ASHRAE Journal*, February 2021.

Persily, A. ve JONGE, L. (2017) "Carbon Dioxide Generation Rates for Building Occupants". *Indoor Air*, 27:868–879, 2017.

Prentice, I.C. (Co-ordinating Lead Author) (2018) "The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide". 2018. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/TAR-03.pdf>

Ranjbar, A. (2019) "Analysing the Effects of Thermal Comfort and Indoor Air Quality in Design Studios and Classrooms on student Performance". *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering* 609 042086, 2019. doi:10.1088/1757-899X/609/4/042086

Rodeheffer, C.D. vd. (2018) "Acute Exposure to Low-to-Moderate Carbon Dioxide Levels and Submariner Decision Making". *Aerospace Medicine and Human Performance*, Vol. 89, No. 6, June 2018.

Rudnick, S. N. ve MILTON, D. K. (2003) "Risk of Indoor Airborne Infection Transmission Estimated from Carbon Dioxide Concentration". *Indoor Air*, 13, 237–245, 2003.

- Sahin, C. vd. (2022) "Indoor Environmental Quality in Naturally Ventilated Schools of a Dusty Region: Excess Health Risks and Effect of Heating and Desert Dust Transport". *Indoor Air*, 32, e13068, 2022. doi: 10.1111/ina.13068
- Saka, M. vd (2003) "Solunum Fonksiyonları ve Beslenme". *Tüberküloz ve Toraks Dergisi*, 51(4): 461-466, 2003.
- Santamouris, M. (2008) "Experimental Investigation of the Air flow and Indoor Carbon Dioxide Concentration in Classrooms with Intermittent Natural Ventilation". *Energy and Buildings*, 40, 1833-1843, 2008.
- Satish, U. vd. (2012) "Is CO₂ an Indoor Pollutant? Direct Effects of Low-to-Moderate CO₂ Concentrations on Human Decision-Making Performance". *Environmental Health Perspectives*, 120(12), December 2012.
- Sekhar, C. vd. (2020) "Bedroom Ventilation: Review of Existing Evidence and Current Standards". *Building and Environment*, 184, 107229, 2020.
- Seppanen, O.A. vd. (1999) "Association of Ventilation Rates and CO₂ Concentrations with Health and Other Responses in Commercial and Institutional Buildings". *Indoor Air*, 9, 226-252, 1999.
- Simanec, B. vd. (2019) "Indoor Air Temperatures, CO₂ Concentrations and Ventilation Rates: Longterm Measurements in Newly Built Low-Energy Schools in Sweden". *Journal of Building Engineering*, 25, 2019
- Sireesha, N.L. (2017) "Correlation Amongst Indoor Air Quality, Ventilation and Carbon Dioxide". *Journal of Scientific Research*, 9(2), 179-192, 2017.
- Sofuoğlu, S.C. (2015) "İç Hava Kirleticileri ve İnsan Sağlığına Etkisi". 12. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, TESKON, 8-11 Nisan 2015. <http://www.iccevrekalitesi.net/pdf/seminer/2015-09.pdf>
- Stumm, R.E. (2022) "Revisiting the 1,000 ppm CO₂". *ASHRAE Journal*, June, 2022.
- Sundell, J. (2004) "On the History of Indoor Air Quality and Health". *Indoor Air*, 14 (Suppl 7): 51-58, 2004.
- Sundell, J. (2017) "Reflections on the History of Indoor Air Science, Focusing on the Last 50 Years". *Indoor Air*, 27:708-724, 2017.
- Swegon (2015) <https://www.swegonairacademy.com/2015/12/30/history-of-ventilation-carbon-dioxide-as-an-indicator-of-indoor-air-pollution-in-1858/>
- Swegon (2021) "Education and Indoor Climate - Air Quality and Ventilation in Schools", Research Paper, Swegon, 2021. <https://blog.swegon.com/en/knowledge-is-the-first-step-read-our-white-paper-on-education-and-indoor-climate>
- To, G.N.S. ve Chao C.Y.H. (2010) "Review and Comparison Between the Wells-Riley and Dose-Response Approaches to Risk Assessment of Infectious Respiratory Diseases". *Indoor Air*, 20: 2-16, 2010.
- Toksoy, M. (2015) "Okullarda İç Hava Kalitesi ve Yönetimi: Günümüz Bilgi ve Pratiği". 12. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, TESKON, 8-11 Nisan 2015. <http://www.iccevrekalitesi.net/pdf/seminer/2015-02.pdf>
- Toksoy, M. (2021) "İç Hava Kalitesinin Uyku Kalitesine ve Ertesi Gün Performansına Etkisi". TTMD İç Çevre Kalitesi ve Uyku (Ed. MacitToksoy ve Ziya Haktan Karadeniz), Yayın No: 41. 2021.

- Toksoy, M. (2022) "DuBOIS ve DuBOIS Eşitliği: İnsanların Vücut Yüzey Alanlarının Hesaplanması". TTMD Dergisi: Ocak – Mart, 2022
- USEPA (2015) "Appendix B - Overview of Acute Health Effects". 2015. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/co2appendixb.pdf>
- USEPA (2022) <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>
- Wargocki, P. (2021) "What We Know and Should Know about Ventilation". REHVA Journal, April 2021
- Wargocki, P. vd. (2017) "Quantitative Relationships Between Classroom CO2 Concentration and Learning in Elementary Schools" 2017. <https://www.aivc.org/resource/quantitative-relationships-between-classroom-co2-concentration-and-learning-elementary>
- Wargocki, P. vd. (2020) "The Relationships Between Classroom Air Quality And Children's Performance in School". Building and Environment, 173, 106749, 2020.
- West, J. B. (2019) "Three Classical Papers in Respiratory Physiology by Christian Bohr (1855–1911) Whose Work is Frequently Cited but Seldom Read". Am. J. Physiol. Lung Cell Mol. Physiol. 316: L585–L588, 2019.
- WHO (2010) "Parma Declaration for Environment and Health". Ministers and Representatives of Member States in the European Region of the World Health Organization, 2010.
- WMO ve UNEP (2000) "Emissions Scenarios". A Special Report of IPCC Working Group III, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000.
- Yurdakul, S. vd. (2019) "Süleyman Demirel Üniversitesi Seçili Dersliklerinin İç Çevre Kalitesi Açısından İncelenmesi" Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi, 7(4), 811 – 818, 2019.
- Zhang, J. vd. (2020) "The Effects of Elevated Carbon Dioxide Concentration and Mental Workload on Task Performance in an Enclosed Environmental Chamber". Building and Environment, 178, 106938, 2020.
- Zhang, X. vd. (2017a) "Physiological Responses During Exposure to Carbon Dioxide and Bioeffluents at Levels Typically Occurring Indoors. Indoor Air, 27(1), 65-77, 2017.
- Zhang, X. vd. (2017b) "Effects of Exposure to Carbon Dioxide and Bioeffluents on Perceived Air Quality, Self-Assessed Acute Health Symptoms, and Cognitive Performance". Indoor Air, 27, 47–64, 2017.
- Web-1. <https://www.maltaramc.com/regsurg/c/chaumontfsbfd.html>
- Web-2. <https://www.co2levels.org/>
- Web-3. <http://www.iccevrekalitesi.net/co2.htm>
- Web-4. De Achitectura MÖ 24. <https://docplayer.biz.tr/74472-Mimarlik-uzerine-on-kitap-vitruvius-saygilarimla-cengiz-akyol-25-12-2012.html>
- Web-5. "The Impact of CO₂ Emissions on Children Learning". [https://www.sav-systems.com/wp-content/uploads/2020/11/The-Impact-of-CO₂-on-Childrens-Learning.pdf](https://www.sav-systems.com/wp-content/uploads/2020/11/The-Impact-of-CO2-on-Childrens-Learning.pdf)
- Web-6. "Good Indoor Air Quality Leads to Good Decisions". VAISALA Application Note. <https://www.vaisala.com/sites/default/files/documents/VIM-G-HVAC-Good-Indoor-Air-Quality-Application-note-B211681EN.pdf>

KARBONMONOKSİT, AZOT DİOKSİT VE OZON

SAİT CEMİL SOFUOĞLU¹

MACİT TOKSOY²

Giriş

Bu kısımda inorganik gaz kirleticiler başlığı altında karbonmonoksit (CO), azot dioksit (NO₂) ve ozon (O₃) derlenmiştir. CO, NO₂ ve O₃ dış hava kirliliğinde yaygın kirleticiler arasında yer aldığından iç hava kirliliği araştırmalarında da çok sayıda çalışmada ele alınmış dolayısıyla bu kirleticileri ele alan bir çok uluslararası derleme yayınlanmıştır. Bu derlemelerden 2015 yılına kadar yayınlanmış olanlar daha önce incelenmişti: Sofuoğlu (2015) toplamda kaynak sayısı 2016 olan 17 derleme çalışmasını inceleyerek iç hava kirleticilerinin kaynaklarını ve sağlık etkilerini derlemiştir. Şimdi, ek olarak 2015'ten 2021'e kadar yayınlanmış çalışmalar dahil edilmiş böylece kullanılan derleme sayısı 21'e yükselmiş ek olarak bazı özgün araştırmalar da kullanılmıştır. Değerlendirmeler aksi belirtilmediği sürece merkez ölçütleri (ortalama veya ortanca) üzerinden yapılmıştır.

İÇ ORTAM KAYNAKLARI

Karbonmonoksit

Bu gaz kirletici eksik yanma sonucu yanma kaynaklarından havaya salınmaktadır. Dolayısıyla, iç ortamda ısınma, pişirme, mum-tütsü yakma, tütün kullanımı, hobiler gibi yanma işleminin bulunduğu faaliyetler bulunmadığı sürece; ki okullarda, özellikle sınıflarda durum genel itibarla böyledir, ana kaynak dış hava olarak değerlendirilmektedir (Sofuoğlu 2015, Chittra ve Shiva Nagendra, 2018). Dış hava konsantrasyonlarını belirleyen güçlü beşeri kaynaklar sanayi, evsel ısınma, motorlu taşıtlar olarak düşünülebilir. Bu kaynaklardan herhangi birisine yakınlık o kaynağı belirleyici kılabilen olup okullar genellikle şehirlerde bulunduğundan trafiğin yoğun olduğu yollara yakınlık motorlu taşıt emisyonlarını öne çıkarmaktadır (Chittra ve Shiva Nagendra, 2018).

Azot Dioksit

Bu gaz kirletici yanma sırasında havadaki ve yakıttaki azotun oksitlenmesi sonucu oluşan azot oksitin (NO) kısa bir süre için oksitlenmesi sonucu oluşmaktadır (de Nevers, 1995). İki bileşik birlikte değerlendirildiğinde NO_x olarak anılmakta ve dış hava çalışmalarında daha çok bu başlık altında incelenmektedir. Ancak, CO'ye benzer şekilde iç ortamda ısınma, pişirme, mum-tütsü yakma, tütün kullanımı, hobiler gibi yanma işleminin bulunduğu faaliyetler bulunmadığı sürece; ki okullarda, özellikle sınıflarda durum genel itibarla böyledir, içeriye ulaşan bileşik NO₂ olmakta ve ana kaynağı dış hava olarak değerlendirilmektedir. Burada Seinfeld ve Pandis'ten (2016) alıntıyla dış hava için emisyonların %77 oranında beşeri kaynaklardan %23 oranında doğal kaynaklardan yapıldığı belirtilmiştir. Dış hava derişimlerini belirleyen güçlü beşeri kaynaklar sanayi, evsel ısınma, motorlu taşıtlar olarak düşünülebilir. Bu kaynaklardan herhangi birisine yakınlık o

1 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: cemilsofuoglu@iyte.edu.tr

2 RD&PM ve Emekli Öğretim Üyesi, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: macittoksoy@gmail.com

kaynağı belirleyici kılabilenekte olup okullar genellikle şehirlerde bulunduğundan trafiğin yoğun olduğu yollara yakınlık motorlu taşıt emisyonlarını öne çıkarmaktadır (Chittra ve Shiva Nagendra, 2018). Bununla birlikte şehirlerde, özellikle doğal gazın yakıt olarak kullanıldığı yerlerde diğer bir önemli NO₂ kaynağı evsel ısınmadır (de Gennaro vd., 2014); ki bu da doğalgaz kombilerini potansiyel bir kaynak haline getirmekte, yemek pişirmeyi evlerimizde önemli bir iç kaynak olarak ortaya çıkarmaktadır. Bununla birlikte kazan dairesinden ve mutfaklardan kontaminasyon gibi özel durumlar dışında bu durum okullarda genel itibarla geçerli değildir. Okullar için önemli bir kaynak okulun yakınında öğrenci indirip bindiren servis araçlarıdır. Özellikle bekleme sırasında rölantide çalıştırılmaları egsoz dumanının içeriye nüfuz etmesi veya havalandırma yoluyla alınması sonucu NO₂ de dahil olmak üzere birçok kirletici iç hava derişiminin özellikle binanın durak – park yeri yönüne bakan taraftaki sınıflarında artmasına sebep olmaktadır (Matthaios vd., 2022).

NO_x atmosfer kimyasının en önemli moleküllerindendir (Seinfeld ve Pandis, 2016). Atmosferde uçucu organik bileşikler ve güneş ışığının varlığında yer seviyesi ozonunun oluşumunda yer almakta, iç hava kimyasında da hem gaz faz hem de yüzey tepkimelerinde yer almaktadır (Weschler, 2011). İç hava gaz faz kimyasında hem ozon ile tepkimeye girmekte hem de ozonun başlattığı terpenler gibi organik bileşiklerin tepkimelerinde yer almakta dolayısıyla ikincil aerosol vd. ürünlerin oluşumunda rol oynamakta iken yüzey tepkimelerinde de yer alarak nitröz asit (HONO) oluşumunda rol oynamaktadır (Weschler, 2011).

Ozon

Stratosferde doğal olarak bulunan güneşten gelen UV ışınlarının insan sağlığına zararlı dalga boylarının insanlara ulaşmasını engelleyen elzem bir gazdır. Ancak, çok kuvvetli bir oksitleyici olması sebebiyle atmosferin insanların yaşadığı katmanı olan troposferde istenmeyen bir kirleticidir. Troposferde güneş ışığındaki UV ışınlarının varlığında azot oksitler ve hidrokarbonların tepkimeleri sonucu oluşması sebebiyle ikincil bir kirleticidir (Seinfeld ve Pandis, 2016). Troposferik ozon derişimlerinin yazın, şehirlerde trafik yoğunluğunun arttığı saatleri takip eden zamanlarda yükseldiği bilinmektedir. Ozon oluşumunun hava kütlelerinin hareketi sırasında devam etmesi sonucu şehirlerin rüzgar yönündeki yarı-kentsel ve kırsal alanlarında da –derişimleri belirleyici şartlara bağlı olarak– gün içinde yükselmektedir. Dolayısıyla, iç ortamlar için dış hava önemli bir O₃ kaynağıdır (Chittra ve Shiva Nagendra, 2018). Ancak, iç ortamlarda çeşitli O₃ kaynakları bulunabilmektedir. Bunlar arasında en önemlileri ozon jeneratörleri, fotokopi makineleri, yazıcılar ve ikincil ozon oluşumuna sebep olan cihazlar, örn. hava temizleme cihazları, olarak sayılabilir. Bir iç kaynak bulunmaması durumunda O₃ için ana kaynak dış hava olup iç hava derişimlerinin, iç ortamda ozonun yok olma hızı ve havalandırma hızına bağlı olarak dış hava derişiminin %30 ile 70'i arasında olacağı hesaplanmıştır (Salonen vd. 2018). Dış hava derişimleri atmosfer kimyasına yani tepkimelere ve hızlarına, bunlar da öncüllerin emisyonuna ve çevresel şartlara (ışınım, sıcaklık, vb.) bağlı olarak değişkenlik göstermekte dolayısıyla troposferik ozon derişimlerinde zamana bağlı (gün içi, mevsimsel, yıllık) ve yersel kuvvetli değişkenlik görülmektedir. Salonen vd. (2018) tarafından aktarıldığına göre iklim değişikliği dolayısıyla çevresel şartlarda değişim beklenmekte ve model sonuçlarına göre yer seviyesi ozon derişimlerinde artış olacağı tahmin edilmektedir; ki, Amerika ve Avrupa için 1981-2007 arasında yükseliş eğilimi, Avrupa'da 2000-2014 arasında kırsal istasyonlarda azalış, trafik istasyonlarında artış, 1997-2013 arasında Güney Kıbrıs'ta artış, 1990-2015 arasında Kuzey Avrupa'da öncül

derişimlerinde azalma sebebiyle yıl içi en yüksek 8 saatlik maksimum O_3 derişimlerinde azalma ancak yazın gece, kışın hem gece hem de gündüz derişimlerinde artış görüldüğü aktarılmıştır. İç kaynaklarını kontrol etmek dış hava yer seviyesi ozonunu kontrol etmeye göre çok daha mümkün olduğundan yakın ve orta vadeli gelecekte (örn. 2050'ler) ozon için ana kaynağın kuvvetlenerek dış hava olacağı sonucu çıkarılabilir.

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Karbonmonoksit

Spesifik bir iç kaynağı bulunmadığı sürece okullarda iç hava CO derişimlerinin buldukları mahalin dış hava düzeylerinde veya daha düşük olduğu bildirilmektedir. İç hava düzeyleri genel itibarla düşük olup 3 ppm seviyesini aşmamaktadır (Annesi-Maesano vd. 2013). Portekiz (19 okul, Rufo vd., 2016) ve Malezya'daki (3 okul, Razali vd., 2015) okullar için de benzer durum söz konusudur. Güney Kore'de 55 okulda yapılan çalışmanın sonuçlarına göre iç/dış hava derişim oranının (I/D) $<0,7$ olduğu aktarılmıştır (Chittra ve Shiva Nagendra, 2018). Bununla birlikte Mejia vd. (2011) yine aynı G.Kore çalışmasına atıfta bulunarak I/D değerinin mevsimsel değişkenlik gösterdiğine ve kış aylarında 0,84 düzeyine çıktığına vurgu yapmışlardır. Dış hava derişimlerinin yüksek olması veya iç kaynak bulunması durumunda iç hava derişimleri de yüksek olabilmektedir. Örneğin, Yunanistan'da (Attika) ölçüm yapılan dokuz okulun ikisinde ortalama derişimler 7,2 ve 12,1 ppm olarak bildirilmiş ve trafik emisyonlarına bağlanmıştır (Dorizas vd., 2015). Bununla birlikte, SINPHONIE projesinin bir yayınına göre AB ülkelerinde (54 şehirdeki 115 okulda) öğrencilerin sadece <1 'i >3 ppm derişimlere maruz kalmaktadır (ortanca 0,2 ppm, Baloch vd., 2020).

Azot Dioksit

Daha önceki 2015 öncesi bilgilerin derlendiği çalışmamızda NO_2 için ölçülmüş en yüksek ve en düşük ortalama derişimlerin sırasıyla 93 ve $5 \mu g/m^3$ olduğu, rastlanılan en yüksek derişimin de $250 \mu g/m^3$ olduğu bildirilmişti (Sofuoğlu, 2015). Okullarda NO_2 derişimleri yakın bir zamanda Salonen vd. (2019) tarafından derlenmiştir. Derlemede kullandıkları 47 çalışmada (354 okul, >963 sınıf) bildirilen ortalama değerlerden hesapladıkları ortalama derişim $30 \mu g/m^3$ olup Uppsala, İsveç'te ölçülen $6 \mu g/m^3$ ile Santiago, Şili'de ölçülen $69 \mu g/m^3$ arasında değişkenlik göstermiştir. Bu değerler daha önce bildirdiğimiz aralık içinde kalmaktadır. Okul içinde de değişkenlik söz konusudur. Örneğin, laboratuvar sınıflarında nitrik asit ve Bunsen beki kullanımı ile ilişkilendirilmiş olan diğer sınıflara göre daha yüksek değerler ölçülmüştür ($47 \mu g/m^3$). Sınıf içinde bacasız soba kullanımı sonucu çok yüksek derişimlerle karşılaşmıştır (geometrik ortalama $60 \mu g/m^3$, 95. yüzdilik $259 \mu g/m^3$). Ayrıca, derişimler trafik yoğunluğuna bağlı olarak gün içinde, ısınmaya bağlı olarak yıl içinde mevsimsel değişkenlik göstermektedir. Zamana bağlı değişkenliğe ek olarak yersel değişkenlik de görülmekte olup en yüksek derişimler sanayi bölgelerinde (ortalama $13 - 32 \mu g/m^3$) ve şehirlerde, özellikle trafik yoğun yollara yakın okullarda (ortalama $18 - 113 \mu g/m^3$) ölçülmekte, yarı-kentsel noktalar ise bu ikisinin arasında kalmakta (ortalama $13 - 55 \mu g/m^3$), en düşükler de kırsal alanlarda veya trafiğin yoğun olmadığı alanlardaki okullarda (ortalama $6 - 14 \mu g/m^3$) görülmektedir. Bu aralıkların belirlendiği çalışmalar arasında Türkiye'den iki çalışma da bulunmaktadır (Eskişehir, Demirel vd., 2014; Kocaeli, Bozkurt vd., 2015). Salonen vd. (2019) derlemesinden sonra yayınlanan çalışmalar 39 okul, Barselona (Ri-

vas vd., 2018), 17 okul, Marsilya (Sasso vd., 2019), 74 okul, ABD (Matthaios vd., 2022) dikkate alındığında derişimlerin (ortalama [aralık] sırasıyla 30 [5-69], 22 [belirsiz] ve 22 [4-57] $\mu\text{g}/\text{m}^3$) yukarıda bildirilen 2015 ve 2019 öncesi bildirilen aralıklar içinde kaldığı görülmektedir.

İç hava derişimleri ya dışarı ile benzer ya da daha düşük düzeylerde. Salonen ve diğerlerinin (2019) belirlediği ortalama ve ortanca İ/D oranları sırasıyla 0,9 ve 0,7 olup derlemede yer alan okullar için 0,3 ila 4,3 arasındadır. İ/D oranının >1 olduğu çalışmaların oranı %16 olup sadece bir çalışmada >2.5 bildirilmiştir; ki, bu durum İspanya'da kırsal alandaki bu okulun ısınma amaçlı yakma tesisatına bağlanmıştır. Sonuç olarak, NO_2 için ana kaynak dış hava olarak düşünülmektedir. Salonen vd. (2019) derlemesinde yer alan çalışmalardan birinde iç hava derişimindeki değişkenliğin $>80\%$ 'lik kısmının dış hava derişimleri ile açıklandığını aktarmışlardır. Bu durum iç – dış derişimlerinin ilişkilendirilemediği durumlarda bina-içi mikroçevreler arasında iç kaynak(lar) bulunması veya havalandırma farklılıkları sebebiyle değişkenliğin yüksek olması makul açıklayıcı etkenler olarak öne sürülmüştür. Ayrıca, dış hava derişimindeki gün içi değişkenlik ile beraber okuldaki havalandırma pratiğinin zamanlaması da önem taşımaktadır; ki Bozkurt vd. (2015) kış aylarına göre 1,3 – 4,3 kat daha düşük derişimler bildirmesine rağmen yaz aylarında NO_2 ve diğer inorganik gaz kirletici derişimlerinin saat 8:00'de yükselmeye başladığı, dışarıdan içeriye taşınım sürecinden dolayı 12:00'de zirve yaptığı, geri düştükten sonra bu sefer O_3 – NO tepkimesi ile NO_2 oluşumu sebebiyle saat 19:00 tekrar zirve yaptığını değerlendirmiştir. ABD'de yapılan 74 okulun incelendiği çalışmada iç hava NO_2 derişimindeki değişkenliği, %34 dış hava derişimleri, %34 okul özellikleri (okul büyüklüğü (öğrenci ve sınıf sayısı), veli gelir düzeyi düşüklüğü vb.), %26 sınıf pencere sayısı ve yönü (servis otobüsü alanı) ve %3 sınıfın alt katlarda olması açıklamıştır (Matthaios vd., 2022). Bu etkenler birlikte değerlendirildiğinde kentsel alanlardaki, trafiğin yoğun olduğu yollara yakın konumlanmış okullarda NO_2 düzeylerinin daha yüksek olduğu sonucu teyit edilmiştir.

NO_2 'nin yüzey kimyası tepkimelerinde yer almasından dolayı iç havadan kaybolması söz konusudur. Kaybolma hızının genellikle 0,8 ila 1,45 sa^{-1} düzeylerinde olduğu, 1,0 sa^{-1} değeri ve tipik havalandırma hızları (0,1 – 5 sa^{-1}) esas alındığında İ/D oranlarının 0,3 ila 0,9 arasında olacağı hesaplanmıştır (Salonen vd. 2019). Ölçümler ile bulunan İ/D değerleri bu hesap ile uyumludur.

Ozon

Daha önceki 2015 öncesi bilgilerin derlendiği çalışmamızda O_3 için okullarda ölçülmüş en yüksek ve en düşük ortalama derişimlerin sırasıyla 81 ve 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olduğu, rastlanılan en yüksek derişimin de 192 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olduğu bildirilmiştir (Sofuoğlu, 2015). Salonen vd. (2018) derledikleri çalışmalarda 91 okulda ölçülen ortalama derişimlerin ortancasının 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ve 1 – 114 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında olduğunu, bu değişkenliğin Avrupa ülkelerinde 5 ile 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında olduğunu bildirmiştir. Eskişehir ve Kocaeli'de ölçülen ortalama derişimler (Demirel vd., 2014; Bozkurt vd., 2015) Avrupa ülkeleri aralığında kalmıştır. İzmir'de üç okulda güz, kış ve bahar mevsimlerinde yapılan ölçümler sonucunda mevsimsel ortalama derişimleri $<5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en yüksek saatlik ortalama derişim 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olmuştur (Kocahakimoğlu vd., 2009). Okullarda O_3 derişimleri SINPHONIE projesinde de ölçülmüştür: AB ülkelerinde (54 şehirdeki 115 okulda) öğrencilerin $<10\%$ $>15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $<1\%$ $>52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ derişimlere maruz kalmaktadır (ortanca 3 $<10\%$ $>15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Baloch vd., 2020).

Okullarda ölçülen iç hava O_3 derişimleri dışarıya göre küçüktür. İ/D oranı Salonen vd. (2018) derlemesinde genel itibarla <1 (ortanca 0,21) olup 13 çalışmadan ikisinde $>0,3$ 'tür (Almanya: 0,66 ve Meksika: 0,35). Oranın Kocaeli'de ortalama değeri 0,66; Eskişehir'de aralığı 0,5-1,1 olarak bildirilmiştir. İ/D oranlarının düşük olmasının tek nedeni ana O_3 kaynağının dış hava olması değildir. İç hava kimyasında yer alması sebebiyle yarılanma ömrünün literatürden 3-15 dk. arasında olduğu aktarılmıştır (Salonen vd., 2018). Ozon için kaybolma hızını literatürdeki değerlerden belirledikleri $1-7 \text{ sa}^{-1}$, havalandırma hızını $0,1-1,0 \text{ sa}^{-1}$ aralıklarında alarak kendilerinin yaptıkları hesaba göre de İ/D oranı düşük havalandırma hızlarında $0,1-0,2$ aralığında; yüksek havalandırma hızlarında $0,5-0,6$ aralığında; havalandırma hızı $0,5 \text{ sa}^{-1}$ alındığında ise $<0,3$ olarak bulunmuştur. Ozon kaybolmasının belirleyici unsurları arasında ozonun alken ve monoterpenler ile tepkimeye girmesi, NO ile tepkimeye girmesi, mekanda poroz malzemelerin bulunması ve mekandaki kişi sayısıdır. Ozon insan derisi, saç ve giyecekleri ile de tepkimeye girmektedir. Dolayısıyla kişi sayısının artması ile ozon kaybolma hızı artmakta olup bu hız 25 kişilik (24 öğrenci bir öğretmen) bir sınıfta sınıfın boş olmasına göre yaklaşık 2,6 kat daha yüksektir.

Sağlık Etkileri

Karbonmonoksit

Lee vd. (2012) literatürde astım, bronşit semptomları ve hırıltı ile CO arasında pozitif ilişki bildiren çalışmalar olduğunu bildirmiştir. Ancak, ihtimal oranları (odds ratio, OR) $<1,20$ (%95 güven aralığı 0,77 – 1,86) olup derişimlerin diğer inorganik gaz kirleticilerle karşılaştırıldığında genel itibarla göreceli düşük olması sebebiyle sağlık etkilerinin de düşük olduğu belirtilmektedir. Yirmi üç AB ülkesindeki okullarda elde edilen veriler de benzer bulgular üretmiştir: son üç ayda görülen sağlık etkileri için $OR < 1,27$ (0,46-1,60) ve herhangi bir semptom ile ilişkisi için $OR < 1,0$ (0,78-1,31) (Baloch vd., 2020).

Azot dioksit

2015 öncesindeki bilgilerin derlendiği çalışmamız (Sofuoğlu, 2015) okul iç havasında NO_2 'in mevcut astım, asım atağı, akciğer fonksiyonunda düşüş, bronşit ve balgam yaygınlığı, atopik dermatit, hırıltı, egzema ve öksürük ile ilişkili olduğunu bildirmiştir. Salonen vd. (2019) tarafından yapılan 2018 ve öncesindeki yayınların derlemesinde $35-44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ derişim aralığının solunum yolu semptomlarında artış, alerji alevlenmesi, mevcut hırıltı, deride kaşıntı ve göz nezlesi/saman nezlesi (konjonktivit) ve astım ile ilişkili olduğunu bildirmiştir. Bu kirleticinin ayrıca Hasta Bina Sendromu semptomları ile ilişkilendirilmiş olduğu çalışmalar olduğunu bildirmişlerdir. Bu semptomlar arasında deri, mukoza ve genel semptomlar vardır. İlkokul çağı çocuklarında dış hava kirliliği ile akciğer fonksiyonu, mevcut hırıltı, mevcut deride kaşıntı ve mevcut rinokonjonktivit (saman nezlesi) incelemiş Türkiye'den bir çalışma da bulunmaktadır (Altuğ vd., 2013). Eskişehir'de yapılmış olan bu çalışmada NO_2 ile incelenen sağlık etkileri arasında bir ilişki kurulamamıştır. Bununla birlikte Gaffin vd. (2018) kentsel alanda konumlanmış okullarda NO_2 derişiminde her $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ artış ile akciğer fonksiyonunda azalma arasında bir ilişki (FEV_1/FVC oranında %5 azalma) kurmuş ancak ölçütleri (yüzde tahmini FEV_1 , verilen nefeste azot oksit oranı, astım semptomları) ile arasında ilişki kuramamıştır. NO_2 için Lee vd. (2014) tarafından derlenen OR değerlerinin neredeyse tamamı >1 olup astım ile ilişkili olarak >2 olan bir çalışma olduğu da

belirtilmiştir. Salonen vd. (2019)'un belirttiği OR değerleri 1.0-1.5 aralığındadır.

Ozon

2015 öncesi çalışmaların sonuçlarına göre O_3 , gece nefessiz kalma ve akciğer fonksiyonunda düşüş ile ilişkili olup OR değerleri 0,8 – 1,5 aralığındadır. Bu aralıktaki üst değerler her 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ artış ile astım yaygınlığı (1,5) ve hırıltı (1,4) içindir (Sofuoğlu, 2015). Daha sonra yayınlanan ve bu incelemede atıfta bulunulmuş olan derlemelerde O_3 sağlık etkileri hakkında yeni bir bilgiye rastlanmamıştır. Bununla birlikte, SINPHONIE projesinin bulguları okul iç havasında O_3 ile Avrupalı öğrencilerin son üç ayda yaşadıkları hem üst hem de alt solunum yolları hastalıkları arasında ilişki olduğunu göstermiş, incelenen deri ile ilgili olanlar hariç tüm semptomlar ile ilişkili bulunmuştur (Baloch vd., 2020). İlişkili bulunan herhangi bir semptom için OR değeri (1,47, %95 Güven Aralığı: 1,24-1,74) girişim yapabilecek tüm demografik değişkenlerin, havalandırmanın ve CO_2 düzeyinin etkisi dikkate alındıktan (kontrol altına alındıktan) sonra dahi ozona maruziyetin semptom yaşama riskini yaklaşık %50 arttırdığı bildirilmiştir.

Dış Hava için Bildirilen Sağlık Etkileri

Aralarında CO , NO_2 ve O_3 'un da bulunduğu yaygın hava kirleticileri için dış hava standart değerleri ABD'de sağlık etkileri temel alınarak oluşturulmuştur. ABD'de USEPA, standart değerlerini sağlık etkileri ile ilgili yeni bilimsel verileri değerlendirmek suretiyle belirli aralıklarla tekrar ele almaktadır. Dolayısıyla, ilgili literatür belirli aralıklarla değerlendirilmekte ve standart değerlerde değişime ihtiyaç olup olmadığına karar verilmektedir.

Karbonmonoksit

USEPA, CO – sağlık etkileri üzerindeki literatürü en son 2010 yılında tekrar gözden geçirmiş ve 1971 yılında uygulamaya alınan standart değerlerde değişikliğe gitmemiştir (USEPA, 2010). Son değerlendirmeye göre dış havada maruz kalınan tipik derişim düzeylerinde CO için kısa süreli maruziyet ile kardiyovasküler, sinir sistemi, solunum yolu etkileri ve bunlar dolayısıyla mortalite arasında muhtemel bir sebep-sonuç ilişkisi olduğu bildirilmektedir. Uzun süreli maruziyet ile sinir sistemi ve doğum-gelişim üzerindeki etkiler arasında sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunduğu değerlendirilmiştir.

Kontrollü deneysel çalışmaların bulgularını destekleyen epidemiyolojik çalışmalar dış havada maruz kalınan tipik CO derişimleri ile acil servis başvurusu, hastane yatışı, iskemik (damar tıkanıklığı ile ilişkili) kalp rahatsızlığı, kalp yetmezliği, kardiyovasküler hastalıklar arasında ilişki gözlemlenmiştir. Genelde diğer trafik/yanma kaynaklı kirleticiler ile birlikte maruz kalınıyor olsa da CO ile kardiyovasküler hastalıklar arasındaki doğrudan ilişki tespit edilebilmiştir. Yüksek derişimlerde yani akut CO zehirlenmesi sonrası sinir sistemi üzerindeki aralarında baş ağrısı, baş dönmesi, bilişsel zorluklar, oryantasyon bozukluğu ve koma bulunan etkileri olduğu bilinmektedir. Bununla birlikte, tipik dış hava düzeylerinde nörolojik fonksiyonlar ile ilişkisi net olmayıp bu etkiler epidemiyolojik çalışmalarda incelenmemiştir. Dolayısıyla, hem kısa hem de uzun süreli maruziyet sonucu nörolojik etkileri olduğuna işaret eden kanıtlar bulunmakla beraber bunlar sebep-sonuç ilişkisi bulunduğu kanaat etmek için yetersiz bulunmuştur.

Solunum yolu hastalıkları ile CO arasındaki ilişkiyi incelemiş kontrollü insan çalışmalarının sınırlı olması ve çelişkili bulgular bildirmiş olmalarına rağmen epidemiyolojik çalışmaların kısa süreli maruziyet ile solunum fonksiyonu, solunum yolu semptomları, ilaç kullanımı, hastane yatışı ve acil servis başvurusu arasında pozitif ilişkiler bildirmiş olması ve hayvan çalışmalarında bunların altındaki potansiyel biyolojik mekanizmaların önerilmiş olması dolayısıyla kısa süreli CO maruziyeti ile solunum yolu üzerindeki etkiler arasında bir sebep-sonuç ilişkisi olduğuna işaret eden kanıtlar bulunduğu değerlendirilmiştir. Benzer şekilde uzun süreli maruziyet ile doğum-gelişim üzerindeki etkiler ve mortalite arasında da sebep-sonuç ilişkisi olduğuna işaret eden kanıtlar bulunduğu değerlendirilmiştir.

Azot dioksit

USEPA, NO₂ – sağlık etkileri üzerindeki literatürü en son 2016 yılında tekrar gözden geçirmiş ve 1971 yılından beri uygulamada olan yıllık ortalama ve 2010 yılında uygulamaya alınan saatlik ortalama standart değerlerde değişikliğe gitmemiştir (USEPA, 2016). Son değerlendirmeye göre kısa süreli NO₂ maruziyeti ile solunum yolu etkileri arasında sebep-sonuç ilişkisi bulunurken uzun süreli maruziyet için bu etkiler muhtemel olarak değerlendirilmiştir. Kısa süreli maruziyet ile kardiyovasküler etkiler ve toplam mortalite arasında, uzun süreli maruziyet ile kardiyovasküler etkiler ve diyabet, doğum ile ilgili etkiler, toplam mortalite ve kanser arasında sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunduğu ancak belirsizlikler sebebiyle yetersiz olarak değerlendirilmiştir.

Kısa süreli maruziyetin solunum yolu etkileri için 2008 yılında yapılan değerlendirme aradaki ilişkinin muhtemel olduğu yönünde iken 2014 yılına kadar sonraki çalışmalar değerlendirildiğinde NO₂ maruziyetinin astım atağı tetiklenmesi ile ilişkili olduğuna dair kanıtlar sebebiyle değerlendirme sonucu sebep-sonuç ilişkisi olduğu şeklinde güncellenmiştir. Buna ek olarak kısa süreli maruziyet ile kronik obstruktif akciğer hastalığı (KOAH), solunum yolları enfeksiyonu, sağlıklı popülasyonlarda solunum yollarına etkiler, solunum yolları ile alakalı mortalite arasında da ilişki olduğu değerlendirilmiş olmakla birlikte bunun diğer trafik kaynaklı kirleticilerden bağımsızlığı yönünde belirsizlik olduğu değerlendirilmiştir.

NO₂'nin astım atağı tetiklenmesine maruziyet ile artan solunum yollarında hassasiyet ve alerjik inflamasyon sonucu etkilere yol açtığına dair kanıtlar kontrollü insan maruziyet çalışmalarında bildirilmiştir. Aslen antioksidanlar ile tepkimeler NO₂ maruziyeti açısından olumlu bir katkı olarak görünse de tepkimelerin solunum yollarında gerçekleşmesi sonucunda iç yüzeyini kaplayan sıvıda oluşan reaktif kimyasalların solunum yollarında hassasiyet ve alerjik inflamasyonu kötüleştirdiği düşünülmektedir. Kontrollü insan çalışmalarının bu bulguları epidemiyolojik çalışmalarda gözlenen astım sebebiyle hastane yatışı ve acil servis başvurusundaki artışın, astımlılarda solunum yolu semptomları ve inflamasyonda artışın ve astımlı çocuklarda akciğer fonksiyonunda düşüşün kısa süreli ortalama NO₂ derişimindeki artış ile ilişkisi birbirini desteklemektedir. Epidemiyolojik çalışmalarda görülen bu ilişkiler sadece merkezi istasyonların temsil ettiği yerleşim ahalesinde değil çocukların kişisel maruziyet derişimleri, okullarının dışındaki ve evlerinin içindeki derişimler ile de görülmektedir. Astım ile ilgili etkiler ile insanların buldukları yerlerde ölçülen NO₂ derişimleri, trafik kaynaklı diğer (PM_{2,5}, siyah karbon, metaller veya ultra ince partiküller) kirleticilerin etkisi kontrol altına alındığında dahi ilişkili bulunmaktadır (Ek 1 ve 2, USEPA 2016'da Fig 5-16 ve 5-17). Benzer bir durum uzun süreli maruziyet ile astım gelişimi

için de mevcut olup literatürde bildirilen ilişkilerin sosyo-ekonomik durum, tütün kullanımı gibi değişkenlerden bağımsız olduğu gösterilmiş olmakla beraber trafik kaynaklı diğer kirleticilerden bağımsızlık için yeterince bilgi üretilmemiş olması belirsizlik oluşturduğundan muhtemel sebep-sonuç ilişkisi kararına varılmıştır.

Ozon

Dış havadaki O₃ maruziyeti sonucu oluşan sağlık etkileri epidemiyolojik çalışmalar da dahil olmak üzere uzun süredir incelenmiştir. USEPA ilgili literatürün değerlendirilmesinin ardından 2015 yılında O₃ sınır değerini düşürmüştür. Değerlendirme 2020 yılında tekrarlanmış sınır değerinde herhangi bir değişiklik yapılmamıştır. Son yapılan değerlendirmeye göre solunum sırasında ozon, solunum yollarının iç yüzeyini kaplayan sıvıdaki lipit, protein ve antioksidanlar ile tepkime verip ikincil oksidasyon ürünlerinin oluşumuna, dolayısıyla solunum yollarında etkilere yol açmaktadır. Bu etkiler ile kısa süreli O₃ maruziyeti arasında sebep-sonuç ilişkisi bulunmaktadır. Uzun süreli maruziyet için ise solunum yolu üzerindeki etkiler ile O₃ maruziyeti arasındaki ilişki için muhtemel sebep-sonuç ilişkisi bulunduğu sonucuna varılmıştır (USEPA 2020). Kısa süreli ve uzun süreli O₃ maruziyeti ile sebep-sonuç ilişkisi olabileceğine işaret eden bazı kanıtlar bulunan ancak belirsizlikler sebebiyle yetersiz olarak değerlendirilen sağlık etkileri de vardır: metabolik, kardiyovasküler ve sinir sistemi hastalıkları, üreme / gelişim hastalıkları ve mortalite.

On yıllardır yapılmış olan kontrollü insan maruziyet çalışmaları kısa süreli O₃ maruziyetinin solunum fonksiyonunda azalmaya (Ek 3, USEPA 2020'de Fig ES-3, >=70 ppb derişimlerdeki etki istatistiksel olarak anlamlıdır.), semptomlara ve inflamasyona yol açtığını göstermektedir. Epidemiyolojik çalışmalar bu ilişkiyi desteklemekte, aralarında astım alevlenmesi, KOAH alevlenmesi, solunum yolları enfeksiyonu ve tüm bunlar için hastane yatışı ile acil servis başvurusunun olduğu etkiler ile dış havadaki O₃ derişimleri arasında ilişki olduğu yolunda kanıtlar sunmaktadır. Uzun süreli O₃ maruziyeti açısından deneysel hayvan toksikoloji çalışmalarında görülen ciğerlerde morfolojik değişim ile epidemiyolojik çalışmalarda bildirilen maruziyet ile yeni astım başlangıcı, astımlı çocuklarda solunum semptomları ve mortalite arasında ilişki birbirini desteklemektedir.

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Bu literatür incelemesinde derlenen bazı derleme makalelerin bazı mevcut standartları yayınladıkları tarih itibarıyla derlemiş oldukları görülmüştür (Chitra ve Nagendra-Shiva 2018, Ahmed Abdul-Wahab vd. 2015). Ek olarak, Salthammer (2011) iç hava kalitesi standartlarının belirlenmesi konusunu eleştirel bir derlemeye konu etmiş, bazı sınır değerleri derlemiştir. Buralarda listelenen değerlerin güncel durumları internette ulaşılabilir ise güncellenerek, USEPA ve WHO'dan derlenen sınır değerler ile birlikte Tablo 1.5'te sunulmuştur.

Tablo 1.5. Mevcut İç Hava Kalitesi ve İç Havaya Uygulanabilir Dış Hava Kalitesi Sınır Değerleri

Ülke	Kurum	CO (mg/m ³ /ppm)		NO ₂ (µg/m ³ /ppb)		O ₃ (µg/m ³ /ppb)	
		SD ^a	OS ^b	SD	OS	SD	OS
-	WHO	100 / -	15 dk				
		35 / -	1 sa	200 / -	8 sa	60 / -	8 sa
		10 / -	8 sa	40 / -	1 yıl		
		7 / -	24 sa				
ABD [#]	USEPA	40 / 35	1 sa	188 / 100	1 sa	-	-
		10 / 9	8 sa	100 / 53	1 yıl	137 / 70	8 sa
	CalEPA	23 / 20	1 sa	339 / 180	1 sa	180 / 90	1 sa
		10 / 9	8 sa	57 / 30	1 yıl	137 / 70	8 sa
AB [#]	EEA	10 / -	Maks. Günlük 8 sa	200 / -	1 sa	120 / -	Maks. Günlük 8 sa
				40 / -	1 yıl		
Almanya	UBA	RW2 ^c	-	-	250 / -	1 sa	-
		RW1 ^c	-	-	80 / -	1 sa	-
Birleşik Krallık (UK)	ESFA	BB101 ^e : WHO İç Hava ve UK Dış Hava Sınır Değerlerine atf.					
Çin ^{**}	AQSIQ	10 / -	1 sa	240 / -	1 sa	160 / -	1 sa
				80 / -	1 yıl		
Finlandiya [*]	FISIAQ	2 / -	S1 ^d	-	-	20 / -	S1 ^d
		3 / -	S2 ^d	-	-	50 / -	S2 ^d
		8 / -	S3 ^d	-	-	80 / -	S3 ^d
Hong Kong	GHKSA-IAQMG	2 / 1,7	8 sa E ^e	40 / 21	8 sa E ^e	50 / 25	8 sa E ^e
		7 / 6,1	8 sa G ^e	150 / 80	8 sa G ^e	120 / 61	8 sa G ^e
				100 / 53	1 sa E ^e		
				200 / 106	1 sa G ^e		
Kanada	HC	28,6 / 25	1 sa	170 / 90	1 sa	-	-
		11,5 / 10	24 sa	20 / 11	24 sa	40 / 20	8 sa
Singapur [*]	IEE	10 / 9	8 sa	-	-	100 / 50	8 sa
Türkiye [#]	ÇYGM	AB dış hava kalitesi sınır değerlerine geçiş 2024'te tamamlanacak.					

* Güncel değerlere ulaşamadığı için Abdul-Wahab ve diğerlerinden (2015) alıntı yapılmıştır.

Dış hava kalitesi standardı

^a SD: Sınır değer

^b OS: Ortalama süresi

^c RW-2: Güncel toksikoloji/epidemioloji bilgilerine göre belirsizlikleri dikkate alan rehber değer; RW-1: Ömür boyu maruz kalırsa bile sağlık etkisi oluşmayacağı değerlendirilen düzey

^d S1: En yüksek kalite, S2: 2. Derece, S3: 3. Derece kalite kategorisi; ortalama süresi belirsiz.

^e E: Mükemmel kategori; G: İyi kategori

WHO: World Health Organization; USEPA: US Environmental Protection Agency; CalEPA: California EPA; EEA: European Environment Agency; UBA: Umwelt Bundesamt Agency; ESFA: Education and Skills Funding Agency; BB: Building Bulletin; AQSIQ: Admisitration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine; FISIAQ: Finnish Society of Indoor Air Quality and Climate; GHKSA-IAQMG: The Government of Hong Kong Special Administrative Region-IAQ Management Group; HC: Health Canada; IEE: Institute of Environmental Epidemiology; ÇYGM: Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

CO, NO₂ ve O₃ genel itibarla dış hava kaynaklı kirleticiler olup bu kirleticilerin ve dış havanın çok sayıda hastalıkla ilişkisi uzun zamandır çalışılmış özellikle epidemiyolojik çalışmaların bulgu ve sonuçları ile geniş bir bilgi birikimi oluşmuştur. Bu bilgiler ışığında ABD (USEPA) yaygın kirleticiler için sınır değerler (Maximum Contaminant Levels) oluşturmuş, aralarında Türkiye'nin de bulunduğu diğer ülkeler ABD'ni takip etmiş, WHO rehber değerler belirlemiştir. Ülkemizdeki standartlar günümüzde AB ile harmonizasyon çerçevesinde belirlenmektedir. Kontrollü insan maruziyeti ve epidemiyolojik çalışmalar sürekli devam etmekte olup sınır/rehber değer atanan kirleticilerin sayısı artabilmekte, mevcut kirleticilerin sınır değerlerinde sıkılaştırmaya gidilebilmektedir.

Yakın zamanda yapılan çalışmalarda hava kirliliğine maruziyet ile akciğer fonksiyonunda düşüş ve astımda artış arasında ilişki bildirilmekte (Rice vd., 2016; 2018) çocukların uzun süreli maruziyet düzeyleri düşürüldüğünde solunum yolları sağlıklarında iyileşme olduğu bildirilmektedir (Urman vd., 2020; Garcia vd., 2021). Hatta dış hava kirliliği WHO tarafından kanserojenik olarak sınıflanmıştır (IARC 2013). Bu literatür incelemesinde ele alınan CO, NO₂ ve O₃ kirleticilerinin altı yaygın hava kirleticisinden üçü olmaları ve okullarda özellikle sınıflarda iç kaynaklarının bulunmaması, dolayısıyla iç hava düzeylerinin dışarıya göre düşük olması sebebiyle WHO ve USEPA tarafından da uygulandığı gibi dış hava rehber/standart değerlerinin iç havaya uygulanması makul görülmektedir. Hatta bazı ülkelerin iç hava kalitesi sınır değerleri WHO rehber değerlerini veya USEPA sınır değerlerini esas almakta veya atıfta bulunmaktadır. Bunlardan biri, 2022 yılında revize edilen 62.1 standardı ile ASHRAE olup CO ve O₃ için sırasıyla 9 ppm ve 70 ppb USEPA 8 saatlik ortalama standart değerlerini listelemiştir. Ayrıca, hem WHO hem de USEPA sınır/rehber değerlerinin dayandığı bilgiler ve bu değerleri belirlerken uyguladıkları mantık silsilesi açık olarak erişilebilir durumda olup eleştirel olarak değerlendirilmiş geniş bir literatüre dayandığı için ve kirleticilerin çocukların da aralarında bulunduğu sağlık etkilerine daha açık ve hassas alt popülasyon gruplarını koruyacak düzeyler şeklinde belirlediklerini ifade etmiş olmaları sebebiyle tercih edilebilir kılmaktadır. Alman iç hava kalitesi rehber değerleri için de benzer durum söz konusu olmakla birlikte gerek dokümanların kendi dillerinde olması gerekse burada incelenen üç kirleticiden sadece birisi için değer belirlenmiş olması tercih edilebilirliğini göreceli azaltmaktadır.

CO için Tablo 1'de listelenen değerler incelendiğinde ağırlıklı olarak 1 ve/veya 8 saatlik ortalama süreler için sınır/rehber bulunduğu görülmektedir. Her iki sürenin de okullarda geçirilen süreler ile uyumlu olmasından dolayı her iki süre için de birer sınır değer önerilmesi makul bulunmuştur. Bunlardan 8 saatlik ortalama için genel itibarla 10 mg/m³ (9 ppm) değeri üzerinde bir birliktelik olduğu görülmektedir. Saatlik ortalama için ise Çin'in 10 mg/m³ (9 ppm) ile USEPA'nın 40 mg/m³ (35 ppm) arasında değişen değerler bulunduğu görülmektedir. Aralığın en düşük değeri asıl kaynağından teyit edilememiştir ve 8 saatlik ortalama için görüş birliği bulunan düzeydir; dolayısıyla makul görülmemektedir. Bu durumda CalEPA tarafından uygulanan 23 mg/m³ (20 ppm), WHO tarafından önerilen 35 mg/m³ (30 ppm) ve USEPA tarafından uygulanan 40 mg/m³ (35 ppm) değerleri arasında WHO rehber değeri makul görünmektedir.

NO₂ için Tablo 1'de listelenen değerler incelendiğinde saatlik ortalama ve yıllık ortalama değerlerde görüş birliği olduğu görülmektedir. Okullarda geçirilen süreler düşünüldüğünde yıllık ortalama sınır değer önerilmesi makul değildir. Saatlik ortalama değerleri Almanya'nın 80 µg/

m³ RW-1 değeri (RW-2 250 µg/m³) ile CalEPA'nın 339 µg/m³ değeri arasında değişkenlik göstermektedir. Kanada (170 µg/m³), USEPA (188 µg/m³), AB (200 µg/m³), Çin (240 µg/m³), Alman RW-2 (250 µg/m³) değerleri arasında USEPA (188 µg/m³/100 ppb) değeri makul görülmektedir. Bununla birlikte, WHO (200 µg/m³) ve Hong Kong (1. Sınıf 40 µg/m³, 2. Sınıf 150 µg/m³) 8 saatlik ortalama değerler de önermekte/uygulamaktadır. Dolayısıyla, okullar için 8 saatlik ortalama sınır değer önerilmesi ve bunun WHO rehber değeri olan 200 µg/m³ olması uygun olabilir ancak bu durumda 1 ve 8 saatlik değerler neredeyse aynı düzeyde olacağından sadece saatlik ortalama değer önerilmesi makul bulunmuştur.

O₃ için Tablo 1'de listelenen değerler incelendiğinde ağırlıklı olarak 1 ve/veya 8 saatlik ortalama süreler için sınır/rehber bulunduğu görülmektedir. Her iki sürenin de okullarda geçirilen süreler ile uyumlu olmasından dolayı her iki süre için de birer sınır değer önerilmesi makul bulunmuştur. Bu sürelerden 8 saat için çok sayıda rehber/sınır değer mevcut iken saatlik ortalama sadece CalEPA (180 µg/m³) ve Çin (160 µg/m³) tarafından uygulanmaktadır. Dolayısıyla, CalEPA'nın uygulamakta olduğu değer makul bulunmuştur: 180 µg/m³ (90 ppb). Sekiz saatlik ortalama için 40 µg/m³ (Kanada) ile 137 µg/m³ (USEPA ve CalEPA) arasında değerler mevcuttur. Saatlik ortalama için 90 ppb uygulayan CalEPA'nın 8 saatlik ortalama sınır değeri (70 ppb) bu durumda makul bulunmuştur. CO, NO₂ ve O₃ için önerilen sınır değerler ve ortalama süreleri Tablo 1.6'da birlikte sunulmuştur.

Tablo 1.6. Okullar için önerilen sınır/rehber değerler

	CO		NO ₂		O ₃	
	mg/m ³	ppm	µg/m ³	ppb	µg/m ³	ppb
1 sa Ortalama	35	30	188	100	180	90
8 sa Ortalama	10	9	-	-	137	70

Kaynaklar

Ahmed Abdul-Wahab, S., En, S.C.F., Elkamel, A., vd., 2015. A review of standards and guidelines set by international bodies for the parameters of indoor air quality. Atmospheric Pollution Research 6, 751-767.

Altuğ, H., Gaga, E. O., Döğeroğlu, T., vd., 2013. Effects of air pollution on lung function and symptoms of asthma, rhinitis and eczema in primary school children. Environmental Science and Pollution Research 20, 6455-6467.

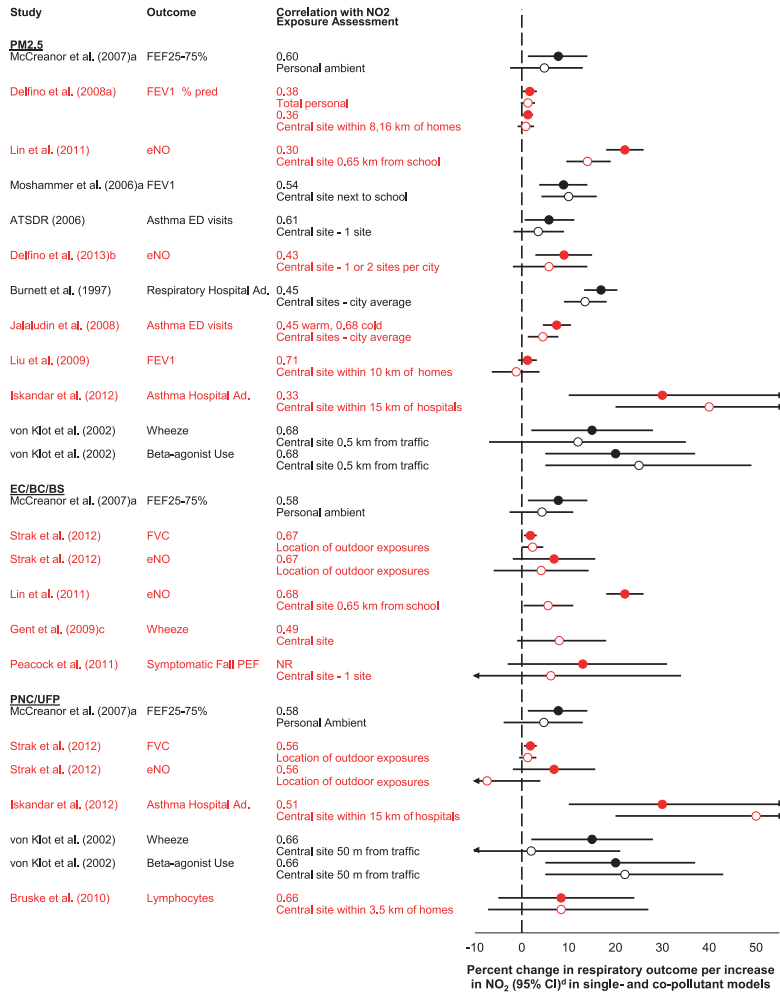
Bozkurt, Z., Doğan, G., Arslanbaş, D., vd., 2015. Determination of the personal, indoor and outdoor exposure levels of inorganic gaseous pollutants in different microenvironments in an industrial city. Environmental Monitoring and Assessment 187, 1-17.

Chithra, V.S., Nagendra-Shiva S.M., 2018. A review of scientific evidence on indoor air of school building: Pollutants, sources, health effects and management. Asian Journal of Atmospheric Environment 12, 87-108.

- De Gennaro, G., Dambruoso, P. R., Loiotile, A. D., vd., 2014. Indoor air quality in schools. *Environmental Chemistry Letters* 12, 467-482.
- De Nevers, N., 1995. *Air Pollution Control Engineering*, McGraw-Hill.
- Demirel, G., Özden, Ö., Döğeroğlu, T., vd., 2014. Personal exposure of primary school children to BTEX, NO₂ and ozone in Eskişehir, Turkey: Relationship with indoor/outdoor concentrations and risk assessment. *Science of the Total Environment* 473, 537-548.
- Dorizas, P. V., Assimakopoulos, M. N., Helmis, C., vd., 2015. An integrated evaluation study of the ventilation rate, the exposure and the indoor air quality in naturally ventilated classrooms in the Mediterranean region during spring. *Science of the Total Environment* 502, 557-570.
- Gaffin, J. M., Hauptman, M., Petty, C. R., vd., 2018. Nitrogen dioxide exposure in school classrooms of inner-city children with asthma. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 141, 2249-2255.
- Garcia, E., Rice, M.B., Gold, D.R., 2021. Air pollution and lung function in children. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 148, 1-14.
- Heinzow, B., Sagunski, H., 2009. Evaluation of indoor air contamination by means of reference and guide values: the German approach. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Eds.), *Organic Indoor Air Pollutants*. Wiley-VCH, Weinheim, sf. 189-211.
- IARC, 2013. *Outdoor Air Pollution*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 109. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- Kocahakımoğlu, C., Turan, D., Özeren, F., vd., 2009. İlköğretim Okullarında Bina-İçi Hava Ozon Derişimleri. 9. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, 697-703, İzmir.
- Kuula, J., Timonen, H., Niemi, J.V. vd., 2022. Insights into updating Ambient Air Quality Directive 2008/50/EC. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22, 4801-4808.
- Lee, J.Y., Lee, S.B., Bae, G.N., 2014. A review of the association between air pollutant exposure and allergic diseases in children. *Atmospheric Pollution Research* 5, 616-629.
- Matthaios, V. N., Kang, C. M., Wolfson, J. M., vd., 2022. Factors Influencing Classroom Exposures to Fine Particles, Black Carbon, and Nitrogen Dioxide in Inner-City Schools and Their Implications for Indoor Air Quality. *Environmental Health Perspectives* 130, 047005.
- Mejía, J. F., Choy, S. L., Mengersen, K., vd., 2011. Methodology for assessing exposure and impacts of air pollutants in school children: data collection, analysis and health effects – a literature review. *Atmospheric Environment* 45, 813-823.
- Razali, N. Y. Y., Latif, M. T., Dominick, D., vd., 2015. Concentration of particulate matter, CO and CO₂ in selected schools in Malaysia. *Building and Environment* 87, 108-116.
- Rice, M. B., Rifas-Shiman, S. L., Litonjua, A. A., vd., 2016. Lifetime exposure to ambient pollution and lung function in children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 193, 881-888.

- Rice, M. B., Rifas-Shiman, S. L., Litonjua, A. A., vd., 2018. Lifetime air pollution exposure and asthma in a pediatric birth cohort. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 141, 1932-1934.
- Rivas, I., Querol, X., Wright, J., vd., 2018. How to protect school children from the neurodevelopmental harms of air pollution by interventions in the school environment in the urban context. *Environment International* 121, 199-206.
- Salonen, H., Salthammer, T., Morawska, L., 2019. Human exposure to NO₂ in school and office indoor environments. *Environment International* 130, 104887.
- Salthammer, T., 2011. Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. *Chemosphere* 82, 1507-1517.
- Sasso, F., Izard, M., Beneteau, T., vd., 2019. 18-year evolution of asthma and allergic diseases in French urban schoolchildren in relation to indoor air pollutant levels. *Respiratory Medicine* 148, 31-36.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2016. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Sofuoğlu, S.C., 2016. İç Hava Kirleticileri ve İnsan Sağlığına Etkisi, *Tesisat Mühendisliği* 153, 33-44.
- Urman, R., Garcia, E., Berhane, K., vd., 2020. The potential effects of policy-driven air pollution interventions on childhood lung development. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 201, 438-444.
- USEPA, 2010. *Integrated Science Assessment for Carbon Monoxide*. Center for Public Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-09/019F.
- USEPA, 2016. *Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria*. Center for Public Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-15/068.
- USEPA, 2020. *Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants*. Center for Public Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-20/012.
- USEPA, 2022. *National Ambient Air Quality Standards*. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Weschler, C.J., 2011. Chemistry in indoor environments: 20 years of research. *Indoor Air* 21, 205-218.

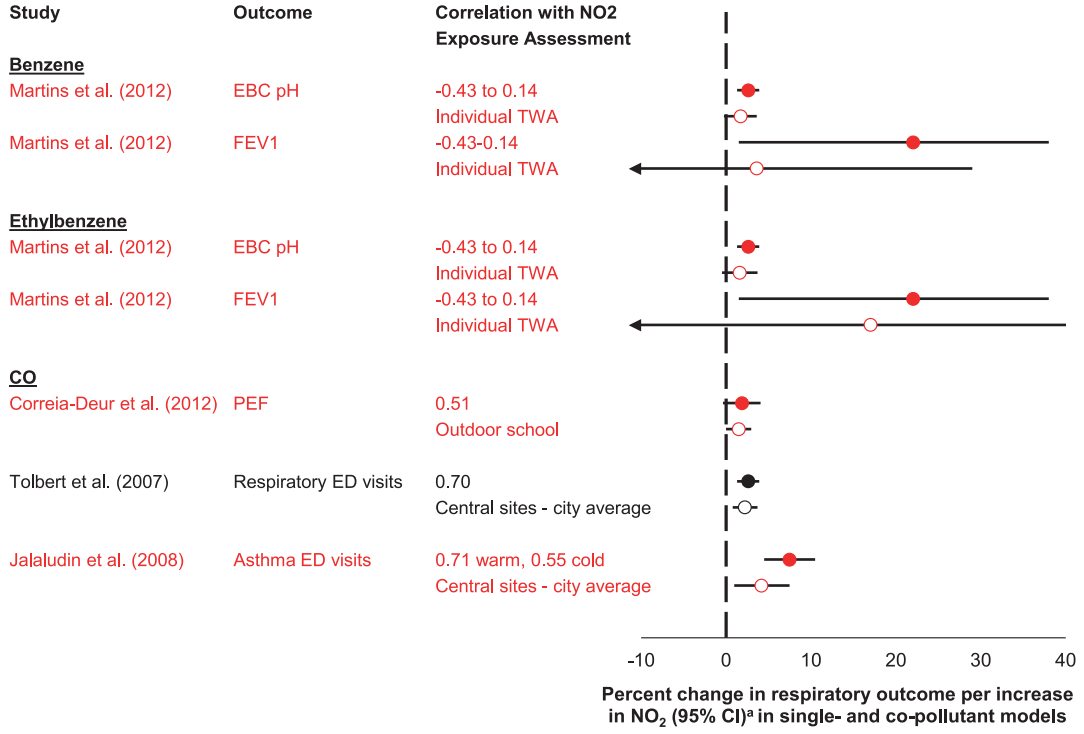
EKLER



Note: BS = black smoke; CI = confidence interval; EC/BC = elemental/black carbon, ED = emergency department; eNO = exhaled nitric oxide; FEF_{25-75%} = forced expiratory flow between 25 and 75% of forced vital capacity; FEV₁ = forced expiratory volume in 1 second; FVC = forced vital capacity; km = kilometer; m = meter; NO₂ = nitrogen dioxide, PEF = peak expiratory flow; PM_{2.5} = particles with a nominal mean aerodynamic diameter less than equal to 2.5 µm, PNC = particle number concentration; UFP = ultrafine particles. Black = studies reviewed in the 2008 Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen, Red = recent studies, Closed circles = NO₂ effect estimate in a single-pollutant model; open circles = NO₂ effect estimate adjusted for a copollutant. Magnitude and precision of effect estimates should not be compared among different outcomes. Results are organized by copollutant analyzed then by exposure assessment method. Percentage change in FEF_{25-75%}, FEV₁, or FVC refers to percentage decrease. Quantitative results presented in [Table 5-38](#).

^aTo fit results in the figure, effect estimates are multiplied by 10. ^bCopollutant is ROS generated from PM_{2.5} extract. ^cCopollutant is a source apportionment factor comprising EC and various metals. ^dEffect estimates standardized to a 20-ppb increase for 24-h avg NO₂ and a 30-ppb increase for 1-h max NO₂. Effect estimates for 2-h, 5-h, or 15-h avg NO₂ are not standardized but presented as reported in their respective studies (see [Section 5.1.2.2](#)).

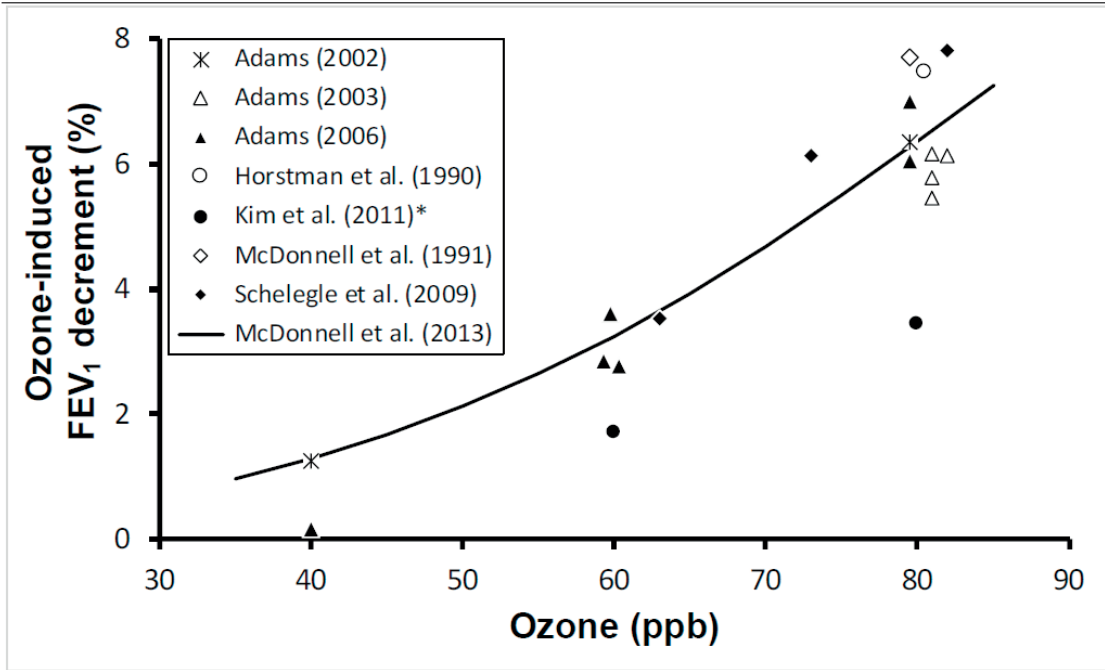
Ek 1. Literatürdeki dış hava veya kişisel NO₂ ile solunum etkileri arasındaki ilişkiler (ince PM, elemental/siyah karbon veya ultra ince PM ile ilişkilerdikkate alınarak düzeltilmiştir) (USEPA 2016).



Note: CI = confidence interval; CO = carbon monoxide; EBC = exhaled breath condensate; ED = emergency department; FEV₁ = forced expiratory volume in 1 second; NO₂ = nitrogen dioxide; PEF = peak expiratory flow; TWA = time-weighted average; VOC = volatile organic compound. Black = studies reviewed in the 2008 Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen, Red = recent studies, Closed circles = NO₂ effect estimate in a single-pollutant model; open circles = NO₂ effect estimate adjusted for a copollutant. Magnitude and precision of effect estimates should not be compared among different outcomes. Results are organized by copollutant analyzed then by exposure assessment method. Percentage change in EBC pH, FEV₁, and PEF refers to percentage decrease. Quantitative results presented in [Table 5-38](#).

^aEffect estimates standardized to a 20-ppb increase for 24-avg NO₂ and a 30-ppb increase for 1-h max NO₂.

Ek 2. Literatürdeki dış hava veya kişisel NO₂ ile solunum etkileri arasındaki ilişkiler (uçucu organik bileşikler veya karbonmonoksit ile ilişkiler dikkate alınarak düzeltilmiştir) (USEPA 2016).



All responses at and above 70 ppb (targeted concentration) were statistically significant ($p < 0.05$). [Adams \(2006\)](#) found statistically significant responses to square-wave chamber exposures at 60 ppb based on the analysis of [Brown et al. \(2008\)](#) and [Kim et al. \(2011\)](#). During each hour of the exposures, subjects were engaged in moderate quasi-continuous exercise (20 L/minute per m² BSA) for 50 minutes and rest for 10 minutes. Following the 3rd hour, subjects had an additional 35-minute rest period for lunch. The data at 60 and 80 ppb have been offset on the x axis for illustrative purposes. The solid line illustrates the predicted FEV₁ decrements using Model 3 coefficients at 6.6 hours as a function of ozone concentration for a 23.8-year-old with a BMI of 23.1 kg/m² from [McDonnell et al. \(2013\)](#).

*80 ppb data for 30 health subjects were collected as part of the [Kim et al. \(2011\)](#) study, but only published in Figure 5 of [McDonnell et al. \(2012\)](#).

Adapted from Figure 6-1 of 2013 Ozone ISA ([U.S. EPA, 2013](#)). Studies appearing in the figure legend are: [Adams \(2006\)](#), [Adams \(2003\)](#), [Adams \(2002\)](#), [Horstman et al. \(1990\)](#), [Kim et al. \(2011\)](#), [McDonnell et al. \(2013\)](#), [McDonnell et al. \(1991\)](#), and [Schelegle et al. \(2009\)](#).

- Ek 3.** Literatürdeki çalışmaların 6,6 saatlik O₃ maruziyeti sonrası sağlıklı genç ve yetişkin bireylerde görülen FEV₁ (Birinci Saniyedeki Zorlu Ekspiratuar Volüm: Zorlu ekspirasyonun birinci saniyesi içinde akciğerlerden atılan gaz hacmi) azalması için karşılaştırması (USEPA 2020).

RADON

SAİT CEMİL SOFUOĞLU¹

MACİT TOKSOY²

Giriş

Radon, uzun zamandır bilinen ve incelenen bir kirletici olması sebebiyle hakkında geniş bir literatürün olduğu bir kirleticidir ve hakkındaki genel bilgiler Godish'ten (2001) alınmıştır. Radon yeraltında doğal olarak oluşan bir gaz olup toprak, su ve havada bulunmaktadır. Bir soy gaz olan radon renksiz ve kokusuz olup başka maddelerle tepkimeye girmez. Ancak, gerek oluşumu gerekse yok olması Uranyum-238'den başlayıp Kurşun-210 ile son bulan radyoaktif parçalanma sırasında gerçekleşmektedir. Radyum-226'nın parçalanmasıyla oluşan radon (222) gazının yarılanma ömrü 3,8 gün olup parçalanması sonucu sırasıyla polonium (218) kurşun (214), bizmut (214), polonium (214) ve kurşun (210) oluşmakta, ilk iki adımda alfa partikül ve gama ışını, sonraki iki adımda beta partikül ve gama ışını, son adımda da yine alfa partikül ve gama ışını salımı olmakta, radondan sonraki ara ürünlerin yarı-ömrüleri dakika ve saniye mertebesinde olup toplamı 50 dakikanın altında kalmaktadır. Kurşun (210) 19,4 yıl yarı ömre sahip olup sonunda kurşun (206) oluşmaktadır. Radon parçalanma ürünleri elektrik yüklenmiş (alfa partikülleri pozitif yüklü olup ağır olduklarından görece kısa süre içinde çökme eğilimindedirler) olduklarından havada uçuşan toz zerreciklerine (partiküllere) ve diğer yüzeylere tutunarak havadan uzaklaşırlar (plate-out mekanizması).

İç Ortam Kaynakları

İç hava için ana kaynağı toprak olan radon gazı binaların, özellikle bodrum ve yer altındaki diğer katların toprak ile temas halindeki yüzeylerindeki çatlaklardan, toprağa açılan drenaj, atıksu borularının geçiş noktalarından ve kontamine ise çeşme suyundan iç havaya karışır. Kontamine bina malzemelerinin kullanımı da bir kaynak olarak karşımıza çıkabilmektedir. Bu sebeple, giriş katında, içeride toprak ile temas yüzeylerinin bulunduğu hacimlerde negatif basınç oluşması, topraktan içeriye taşınım hızını artıran en önemli faktör olarak bilinmektedir. Bu durum, iç hacmin ısıtılması (baca etkisi), şiddetli yağmurlar yağması, kuvvetli rüzgarlar, kuraklık gibi doğal etmenler yoluyla geçikleşebildiği gibi mekanik havalandırması olan binalarda insan eliyle de oluşturulabilmektedir. Ayrıca, radon kaynağı topraklarda yeraltı suları da radon ile kontamine olmaktadır. Buralarda yeraltı suyunun bina içinde kullanımı radon gazının sudan havaya geçmesine yol açmakta iç hava kirliliğine sebep olabilmektedir. En etkin sudan havaya geçişin, duş başlığından spreylenecek çıkan sulardan gerçekleştiği de bilinmektedir.

Radonun kaynağı olan radyum, uranyum madeninin, fosfat kayaçlarının, granit, gnays ve şist gibi metamorfik minerallerin ve daha az oranda kireçtaşı gibi yaygın minerallerin olduğu yerlerde bulunabilmektedir. Türkiye Atom Enerjisi Kurumu (TAEK) ülke genelinde konutlarda radon ölçümleri yaparak radon tehdidinin olduğu yerleri belirlemiştir (Şekil 1.16, TAEK, 2014). Bu raporda il bazında ölçüm sonuçlarının istatistikî değerlerini bulmak mümkündür.

1 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: cemilsofuoglu@iyte.edu.tr

2 RD&PM ve Emekli Öğretim Üyesi, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü. e-posta: macittoksoy@gmail.com

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Radon ölçümleri gerçek zamanlı değerler sunabilen cihazlar ile veya genellikle üç ay örnekleme süresine sahip olan dolayısıyla üç aylık ortalama konsantrasyon değerinin belirlendiği pasif örnekleyiciler ile (katı hal nükleer iz dedektör dozimetreler) yapılmaktadır. Ülkemizde okullarda iç hava radon seviyelerinin ölçümü genel itibarla üniversite binalarında yapılmıştır. Sadece bir çalışmada K12 okullarında ölçüm yapılmıştır. Batman'da pasif örnekleyiciler ile 41 ilkokulda yapılan bir çalışmada belirlenen ortalama derişim 41 Bq/m^3 olarak bildirilmiş, ölçülen en yüksek değer 109 Bq/m^3 olduğu görülmüş ve hesaplanan yıllık etkili dozların eylem seviyesinin (3-10 mSv) altında kaldığı ifade edilmiştir (Aldemir, 2018). Üniversite binaları haricinde yapılan bir çalışmada İstanbul'da bir hastanenin iki bodrum katında sürekli dedektör ile 10 dakikalık sekizer ölçüm alınmıştır (Günay, Aközcan, Kulalı, 2018). Konsantrasyonlar 19 ile 53 Bq/m^3 arasında değişirken iki katın ortalama değerleri benzer (K1: $32,5 \text{ Bq/m}^3$, K2: $31,6 \text{ Bq/m}^3$) bulunmuştur. Diğer çalışmada ise Isparta'da 30 işyerinde pasif örnekleyiciler ile belirlenen ortalama konsantrasyon 144 Bq/m^3 (Std.Sapma 90 Bq/m^3) olarak bildirilmiştir (Kürkçüoğlu ve Tozun, 2015). Üniversite kampüslerindeki çeşitli binalarda pasif örnekleyiciler ile yapılan ölçümlerde $0,2 - 417 \text{ Bq/m}^3$ aktif dedektörler ile yapılan ölçümlerde $6 - 234 \text{ Bq/m}^3$ arasında derişimler bildirilmiştir (Kürkçüoğlu vd., 2009; Kürkçüoğlu ve Bayraktar, 2012; Aldemir, 2018; Çıtlak, 2018; Tamir-Darcan, 2020; Duran ve Küçükönder, 2021; Küçükömeroğlu, 2020; Gümüş ve Yalım, 2022).

Sağlık Etkileri

Gerek Dünya Sağlık Örgütü verileri gerekse Sağlık Bakanlığının verilerine göre akciğer kanserinin ana nedenleri arasında ilk sırayı sigara bağımlılığı alırken, ikinci sırada radon gazı etkilerinden kaynaklı kanserlerin olduğu belirtilmektedir. Sağlık Bakanlığı verilerine göre ülkemizdeki akciğer kanserlerinin, %3-15 arasındaki oranının radon gazından kaynaklandığı belirtilmekte, bazı bilimsel araştırmalara göre ülkemizde radon gazı etkilerinden kaynaklı ölüm sayıları yıllık 2300 kişiyi geçmiş durumdadır (WHO, 2022; JMO, 2022). Uzun süreli ortalama radon konsantrasyonundaki her 100 Bq/m^3 artışın akciğer kanseri riskinde %16 oranında artışa yol açtığı, oranın tütün kullananlarda 25 kat yüksek olduğu belirtilmektedir (WHO, 2022). Ancak, bu durum tütün kullananlar ile sınırlı olmayıp radonun bulunduğu iç ortamlarda ikincil tütün dumanına veya benzer PM maruziyeti bulunanlarda, radyoaktif parçalanma sırasında salınan alfa parçacıklarının PM'ye tutunması ve solunum yollarında çökelmeleri sonrasında gama ışımalarının devam etmesi sebebiyle daha yüksek olduğu bilinmektedir (Godish, 2001).

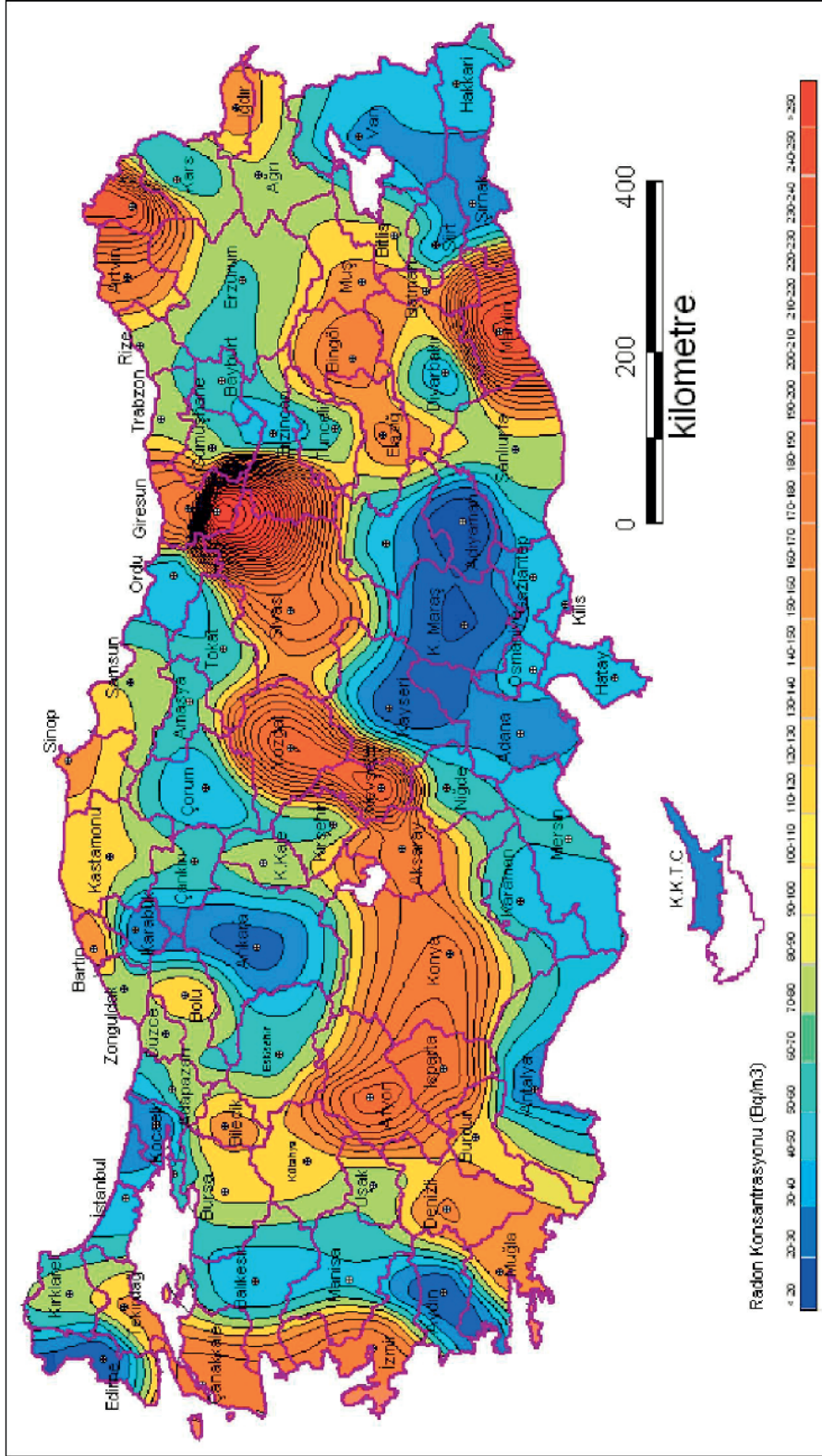
Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Radon, uzun zamandır bilinen ve incelenen bir kirletici olması sebebiyle sağlık etkileri hakkında geniş bir literatürün olduğu, dolayısıyla iç hava sınır değerlerinin yaygın olduğu bir kirleticidir. Ülkemiz için Radyasyon Güvenliği Yönetmeliğinde belirtildiği üzere ev ve işyerlerinde doğal kaynaklı radon gazı sınır değerleri yıllık ortalama konsantrasyon için sırasıyla 400 Bq/m^3 ve 1000 Bq/m^3 'tür (Resmi Gazete, 2000). Dünya Sağlık Örgütü, referans düzey olarak yıllık ortalama konsantrasyonu 100 Bq/m^3 önermekte, bunun ülke spesifik sebeplerle mümkün olmaması durumunda 300 Bq/m^3 düzeyini aşmamasını tavsiye etmektedir (WHO, 2022). Kanada 200 Bq/m^3 düzeyini bir binanın sakinleri tarafından kullanılan alanlarında aşılması durumunda bu durumun düzeltilmesi için tedbir alınması gereken rehber değer (Health Canada, 2022) ola-

rak belirlerken, İngiltere’de, okulların da arasında bulunduğu işyerlerinde 300 Bq/m³ düzeyinin aşılması durumunda ilgili otoritenin bilgilendirilmesi gerekmektedir (HSE, 2017). Bahsedilen bu sınır değerler yıllık ortalama derişimler için iken ABD Çevre Ajansı okullarda kısa süreli ortalama konsantrasyon aksiyon sınır değeri olarak 4 pCi/l düzeyini (148 Bq/m³) belirlemiş, 70.000’den daha fazla sınıfta bu düzeyden yüksek değerlerin görüldüğünü bildirmiştir (USEPA, 2022a). Ancak, kansere sebep olması nedeniyle herhangi bir düzey güvenli olarak kabul edilememekte dolayısıyla derişimlerin mümkün olan en düşük düzeyde tutulması gerektiği de belirtilmektedir.

Yukarıda sunulan ülkemiz ve çeşitli ülkelerde uygulanmakta olan rehber/sınır değerler ve ülkemizde ölçülmüş konsantrasyonlar dikkate alındığında, okullar için ve kısa süreli ortalama değerin sadece ABD’de uygulanmakta olduğu, aksiyon düzeyinin aşılması durumunda alınması gereken tedbirlerin standardize edilmiş olması (Protocol for Conducting Measurements of Radon and Radon Decay Products In Schools and Large Buildings, ANSI/AARST MALB 2014 WITH 1/2021 Revisions ve Radon Mitigation Standards for Schools and Large Buildings, ANSI/AARST RMS-LB 2018) sebepleriyle ülkemizde de ev ölçümlerine göre radon tehdidinin olduğu bölgelerde (TAEK, 2014) bu değerin uygulanması önerilmesinin uygun olacağı değerlendirilmiştir: 150 Bq/m³.

Ek olarak, radon tehdidinin olduğu bölgelerde kaynağının yeraltı suları olması durumunda içme suyunda radon kirliliğinin bulunması kuvvetle muhtemel olduğundan bu bölgeler için bir içme suyu radon sınır değerinin uygulanması önerilmektedir. Ülkemizde içme suyu standart parametreleri arasında AB direktifinde olduğu gibi radyoaktivite bulunmakla beraber radon yer almamakta olup AB’de havada 200 Bq/m³ düzeyinin sebep olduğu yıllık doza benzer düzeyde bir dozun sudaki radona ağız ve solunum yoluyla maruziyet durumunda 1000 Bq/l derişiminin sebep olduğundan hareketle aksiyon seviyesi olarak tavsiye edilmiştir (EC, 2001). ABD’de ise radyum ve uranyum için özel sınır değerler belirlenmiş, radon için belirlenmemiş olmakla birlikte alfa parçacıkları için 15 pCi/l (555 Bq/m³), beta parçacıkları ve foton yayıcılar için de 4 milirem/yıl (40 µSv/yıl) değerleri uygulanmaktadır (USEPA, 2022b).



Şekil 1.16. Türkiye’de konutlarda radon derişimi (Bq/m³) dağılım haritası (TAEK, 2014).

Kaynaklar

- AARST (2022). American Association of Radon Scientist and Technologists. <https://standards.aarst.org/>
- Aldemir, K. (2018). Batman'da bulunan ilkokul binalarında radon düzeyinin ölçülmesi. YL Tezi, Batman Üniversitesi.
- Çıtak, K. (2018). Sakarya Üniversitesi kampüs bölgesinde bina içi radon konsantrasyonunun belirlenmesi. YL Tezi, Sakarya Üniversitesi.
- Duran, S.U., Küçükömeroğlu, B. (2020). Karadeniz Teknik Üniversitesi Kanuni Kampüsü'nde Bazı Ofislerde Radon Gazı Ölçümü ve Çevrelerindeki Topraklarda Radyonüklid Seviyeleri. Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 9, 68-77.
- EC (2001). Avrupa Komisyonu, Official Journal of the European Communities L 344/85, 28.12.2001.
- Godish, T. (2001). Indoor environmental quality. CRC Press LLC, Boca Raton, USA.
- Gümüş, A., Yalın, H.A. (2022). Afyon Kocatepe Üniversitesi Ahmet Necdet Sezer Kampüsü Bina içi Radon Konsantrasyonlarının ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğerlerinin Belirlenmesi. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 22, 719-729.
- Günay, O., Aközcan, S., Kulalı, F. (2018). Bina içi radon konsantrasyonlarının belirlenmesi. Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi, 13, 91-97.
- HSE (2017). The Ionising Radiations Regulations 2017. Health and Safety Executive, UK.
- Health Canada (2022). Radon action guide for provinces and territories. Health Canada.
- JMO (2022). Jeoloji Mühendisleri Odası. www.jmo.org.tr
- Küçükönder, E. (2021). Kahramanmaraş İlinde Bina İçi Mevsimsel Radon Gazı Aktivitesi Ölçümü. Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 10, 891-901.
- Kürkçüoğlu, M., Haner, B., Yılmaz, A., Toroğlu, İ. (2009). Karaelmas yerleşkesi merkez kütüphanesi radon ölçümleri. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Dergisi, 4, 177-188.
- Kürkçüoğlu, M., & Tozun, F. (2015). Isparta il merkezindeki iş yerlerinde atmosferik radon ölçümleri. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Dergisi, 10, 62-74.
- Kürkçüoğlu, M., Bayraktar, G. (2012). Süleyman Demirel Üniversitesi'nde Bina İçi Radon Konsantrasyonlarının Nükleer İz Dedektörleri Kullanılarak Belirlenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 16, 167-183.
- Resmi Gazete, 2000. Radyasyon Güvenliği Yönetmeliği. Resmî Gazete, Sayı 23999, Tarih 24.03.2000.
- TAEK (2014). Konutlarda radon ölçümleri. Teknik Rapor TR-2014-2, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu, Ankara.
- Tamir Darcan, M. (2020). Kırklareli Üniversitesi Kayalı Kampüsünde Bina İçi Radon Gazı Ölçümü. YL Tezi, Kırklareli Üniversitesi.
- USEPA (2022a). Radon in Schools. <https://www.epa.gov/radon/radon-schools>
- USEPA (2022b). National Primary Drinking Water Regulations. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
- WHO (2022). Radon and Health Fact Sheet. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/radon-and-health>

ORGANİK GAZ KİRLETİCİLER





Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLER

AKİF ARI¹

Giriş

Bazı ülkeler son yıllarda iç ortam hava kirliliğini azaltmada ilerlemeler kaydetmiş ve iç mekan hava kirleticileri için yönergeler belirlemiştir (örneğin Almanya, Kanada, Japonya ve Hollanda). Bu bağlamda çeşitli toplumlarda Sağlık ve Çalışma Bakanlıkları bünyesinde çeşitli İç Ortam Hava Kalitesi Komiteleri kurulmuş ve önemli kirleticiler için maruziyet sınır değerleri ve/veya tavsiye maruziyet seviyeleri belirlenmiştir (Azuma vd. 2020). Hatta bazı ülkelerde yine bu amaç doğrultusunda inşaat malzemelerinin çeşitli kirleticiler bakımından belirli emisyon değerlerine sahip olması gerekliliği yine yönetmeliklerle belirlenmiştir. Örneğin Japonya'da inşaat yapı malzemelerinin formaldehit ve diğer uçucu organik bileşenler (UOB'ler), klorpyrifos ve ağır metal salım ve içerik değerleri idare tarafından sınırlandırılmıştır (Azuma vd. 2008). Benzer şekilde Birleşik Krallık'ta da okullardaki iç ortam hava kalitesinin iyileştirilmesi ve düzenlenmesi hakkında çalışmalar mevcuttur. Birleşik Krallık bir önlem olarak iç ortamda toplam uçucu organik bileşik derişimini kullanmakta, Fransa ve Kaliforniya belirli uçucu organik bileşikler için ayrı sınır değerler kullanırken Almanya ve Kanada gibi diğerleri her ikisinin bir kombinasyonunu kullanmaktadır (Shrubsole vd. 2019). Yine Birleşik Krallık'ta özel UOB'ler bazında iç ortam sınır değerleri bulunmamasına karşın, İngiliz Eğitim Bakanlığı tarafından yakın zamanda revize edilen bina yönergesi "BB101: Okullarda havalandırma, termal konfor ve iç hava kalitesi" dokümanında iç ortam hava kalitesi maruziyet sınırları hususunda Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ) tarafından önerilen tavsiye değerlerinin kullanılmasının uygun olacağı belirtilmektedir (DfE BB101 2018). Yine Birleşik Krallık Bina Yönetmeliği F'e göre iç ortam hava kalitesinin belirleyicileri sayılabilecek inorganik kirleticiler ve toplam UOB için maksimum derişim değerleri bulunmaktadır (HM Government 2000). Toplam UOB derişimleri aynı zamanda bina havalandırma hızlarının hesaplanmasında bir ölçü olarak da kullanılmaktadır (Hormigos-Jimenez vd. 2017).

Bu kısmın genel amacı, özellikle hava kirletici maruziyetleri konusunda hassas gruplar olarak tanımlanan çocukların sağlığının korunması için Türkiye'de okullarda seçili UOB'ler üzerine sağlık temelli iç ortam sınır değer kılavuzları önermektir. Çalışmanın başlangıç noktası olarak; Türkiye'de ve dünyanın farklı ülkelerinde özellikle eğitim kurumlarında yapılmış çeşitli iç ortam UOB ölçüm-değerlendirme çalışmalarının sonuçlarının derlenmesi ve risk yaratma potansiyeli bakımından öne çıkan UOB'lerin saptanmasıdır. Öne çıkan bileşenlerin belirlenmesini takip eden adım, dünya çapında rapor edilen ve uygulanan mevcut kılavuzlar, yönetmelikler ve sınır değerlerden oluşan veri tabanını gözden geçirerek en uygun kılavuz değerleri önermektir. Önerilen UOB kılavuz değerleri, Türkiye için bu alanda gerçekleştirilmiş ilk çalışma olma özelliğini taşımaktadır.

1 Doç.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Bolu Abant İzzet Baysal Üniversitesi. e-posta: akifari@ibu.edu.tr

İç Ortam Kaynakları ve Sağlık Etkileri

Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA), UOB'leri "atmosferik fotokimyasal reaksiyonlara katılan karbonmonoksit, karbondioksit, karbonik asit, metalik karbürler veya karbonatlar ve amonyum karbonat hariç herhangi bir karbon bileşiği" olarak tanımlamıştır. Bununla birlikte, bu bileşik grubunun tarifinde daha ayrıntılı bir tanımlama esasen gereklidir. Sonuç olarak, UOB'ler; 25°C'de 10 Pa'dan daha yüksek bir buhar basıncına, atmosferik basınçta 260°C'ye varan kaynama noktasına ve 15 veya daha az karbon atomuna sahip olan organik bileşikler olarak tanımlanmıştır (Koppmann 2007).

Günlük hayatta yaptığımız hemen hemen her faaliyet, organik bileşiklerin atmosfere salınmasıyla sonuçlanmaktadır. Araba kullanmak (Fraser vd. 1998), badana yapmak (Fortmann vd. 1998), yemek pişirmek (McDonald vd. 2003), ateş yakmak (Andreae ve Merlet 2001), çim biçmek (Fall vd. 1999; Kirstine vd. 1998) ve hatta nefes alıp vermek (Barker vd. 2006; Phillips vd. 1999) – tüm bu işlemler karboniller, alkoller, alkanlar, alkenler, esterler, aromatikler, eterler ve amidler olarak sınıflandırılabilen uçucu organik bileşiklerin birer kaynağıdır. İnsan faaliyetlerinden kaynaklanan emisyonlara ek olarak, bitki örtüsü doğal olarak havaya çok miktarda organik gaz salmaktadır. Bitkiler, fotosentez yoluyla karbondioksiti biyokütleye asimile ettikçe bu karbonun bir kısmı, ağırlıklı olarak izopren ve terpenler gibi oldukça indirgenmiş formlarda atmosfere salınmaktadır (Fuentes vd. 2000; Guenther 2002; Kesselmeier vd. 2002). Bu bahsedilen faaliyetlerin tamamı ise esasen bina içi ortamlardaki UOB derişimlerini şekillendirmektedir. Yemek pişirme, halı ve kilimler, çeşitli elektronik eşyalar ve mobilyalardan buharlaşan çeşitli bileşenler, yazıcı, bilgisayar ve fotokopi makinesi kullanımı, oyuncaklar ve hatta evlerdeki bitkilerden bina içi ortama çeşitli UOB'ler salınabilmektedir. Bunun yanında evlerin havalandırılması esnasında dışarıdaki otomobiller, endüstriyel faaliyetler, benzin istasyonları ve hatta bitkilerden salınan çeşitli bileşikler bina içerisine alınmakta, diğer zamanlarda bina kabuğundan nüfuz ederek içeri sızmakta ve iç ortam UOB derişimlerinin birer kaynağı olarak ortaya çıkmaktadırlar (Destaillets vd. 2008; Sarigiannis vd. 2011; Ni vd. 2012; Dutta vd. 2016).

Atmosferdeki organik bileşiklerin antropojenik kaynakları önemli ölçüde fosil yakıtların (kömür, petrol ve sıvı petrol gazı) kullanımı tarafından domine edilmektedir. Küresel bazda "teknolojik" kaynaklar olarak tanımlanabilen otomobiller ve sanayi emisyonlarından yaklaşık 100 TgC/yıl, ve biyokütle yakma dahil tüm antropojenik kaynaklardan 150 TgC/yıl karbon eşdeğer organik kütlenin atmosfere salındığı tahmin edilmektedir (Müller 1992). Kömür üretimi esas olarak metan emisyonuna yol açmakla birlikte, az miktarda etan ve propan emisyonlarına da sebep olmaktadır. Sıvı fosil yakıt üretimi, depolanması ve dağıtımı, atmosfere çok çeşitli organik gaz emisyonlarının salınımı ile sonuçlanır. Ham petrol üretim platformları metan, etan, propan, bütan, pentan, heksan, heptan, oktan ve sikloparafin gibi hidrokarbonların önemli noktasal kaynaklarıdır (McInnes 1996). Sıvı fosil yakıtların işlenmesi esnasında öne çıkan başlıca emisyon kaynakları, katalitik kırma (0,25 - 0,63 kg/m³ besleme), koklaştırma (yaklaşık 0,4 kg/m³ besleme) ve asfalt püskürtmedir (yaklaşık 27 kg UOB/m³ asfalt) (Friedrich ve Obermeier 1999). Ayrıca, her türlü ekipman ve tesisattan kaynaklanan sızıntılardan ve buharlaşmadan değişen miktarlarda kaçak emisyonlar oluşabilmektedir. Akaryakıt istasyonlarında meydana gelen buharlaşma emisyonlarının ise yaklaşık sıvı yakıt başına 2,9 kg/t olduğu tahmin edilmektedir (McInnes 1996).

İç ortam havasında ise UOB'ler inşaat ve yapı ürünlerinden (örneğin boyalar, vernikler, cilalar ve çözücüler), ev tipi tüketim ürünlerinden (deterjanlar, temizlik ürünleri, oda spreyleri ve kişisel

bakım ürünleri) (Edwards vd. 2001), yemek pişirme emisyonlarından (Fullana vd. 2004; Cheng vd. 2016; Arı vd. 2020) ve ayrıca elektronik cihazların (fotokopi makineleri, yazıcılar) kullanımını sırasında salınarak yaygın olarak bulunmaktadır (Missia vd. 2010; Cacho vd. 2013; Bartzis vd. 2015). Bina tipine ve yaşına bağlı olarak ise yapı malzemeleri tek başına iç mekan UOB kaynaklarının yaklaşık %40'ını oluşturabilmektedir (Shrubsole vd. 2019).

İnsanların günlük yaşamlarının yaklaşık %80'den daha fazlasını iç ortamlarda geçirdikleri düşünülürse (Klepeis vd. 2001; Adgate vd. 2004) iç hava kalitesi (İHK), bina sakinlerinin konforu, sağlığı ve üretkenliği üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. İç ortam hava kalitesinin bozulmasının tüm nedenleri arasında UOB'ler, iç mekan hava kirleticilerinin en önemli sınıflarından biri olarak kabul edilmiştir (Weschler 2009). Özellikle iç ortam havasında benzen, formaldehit, naftalin, ksilenler, toluen, stiren, asetaldehit, hegzanal ve limonen gibi bileşiklerin baskınlığıyla öne çıkan UOB maruziyetleri neticesinde çalışan performans düşüklüğü (Bako-Biro vd. 2004; Fanger 2006), baş ağrısı, astım atakları, göz ve solunum yollarında yanma ve tahriş ve dikkat dağınıklığı gibi akut etkilerle (Wolkoff ve Nielsen 2001; Jie vd. 2011), kronik etkiler ve kanser gibi rahatsızlıklar ortaya çıkabilmektedir (Rennix vd. 2005; Boeglin vd. 2006). Bununla birlikte, farklı UOB'lerin sağlık etkileri, "oldukça toksik" veya "karsinojenik" olmaktan çok az bilinen ve hatta henüz açıklanamamış çeşitli sağlık etkilerine kadar büyük ölçüde değişebilir. Örneğin, benzen bileşiğinin "insanlarda üzerinde karsinojenik" olduğu bilinmektedir (NTP 2011). Benzer bir moleküler yapıya sahip olmasına rağmen toluen ise benzenden çok daha az toksiktir.

İnsanlar günlük yaşamlarının oldukça büyük bir bölümünü iç ortam olarak tanımlanan çeşitli kapalı mekanlarda geçirmektedirler. Dolayısıyla zamanlarının büyük bölümünü geçirdikleri bu kapalı ortamlardaki hava kalitesi, kişilerin sağlık durumunu uzun vadede şekillendiren önemli bir risk faktörü olarak ortaya çıkmaktadır. Bu sağlık risklerinin hesaplanmasında çeşitli teorik yaklaşımlar kullanılmakla birlikte, çoğunlukla bulunulan ortamdaki kirletici derişiminin, kişinin birim zamandaki nefes alıp-verme hızının, vücut ağırlığının, mevcut ortamda bulunulan zamanın ve risk hesaplarında hedef alınan kimyasal ajanın insan sağlığı üzerindeki zararını ifade eden karsinojenik risk faktörü ile kanser dışındaki çeşitli akut ve/veya kronik diğer sağlık etkilerine sebep olma potansiyelini ifade eden referans dozunun bir fonksiyonu olan temel yaklaşım Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından önerilmekte ve bu alandaki çalışmalarda sıklıkla kullanılmaktadır (USEPA 1989 ve 2009).

İç ortam UOB derişimlerinin genellikle dış ortam seviyelerini zaman zaman oldukça ciddi oranlarda aştığı bilinmektedir (Ohura vd. 2006; Jia vd. 2008; Missia vd. 2010). Örnek olarak benzen bileşiği hem dış hem de iç ortam havasında bulunur. Benzen, boyalarda, verniklerde, cila incelticilerde ve benzinde (%1 - 4) endüstriyel bir çözücü olarak yaygın olarak kullanılmaktadır (IARC 1989). Günümüzde benzen, stiren, fenol, sikloheksan, anilin ve alkil benzenlerin sentezinde, çeşitli plastiklerin, reçinelerin ve deterjanların imalatında hammadde olarak kullanılmaktadır (Sarigiannis vd. 2011). En önemli iç mekan kaynakları, sigara ve tütsü yakma ve tüketici ürünlerinden kaynaklanan emisyonlardır. İç ortamdaki tüm UOB'ler arasında ise benzen bileşeni, en yaygın ve en iyi bilinen bileşiklerden biridir ve iç ortam havasındaki geniş dağılımı ve yüksek derecede toksik yapısı nedeniyle öncelikli bir iç mekan hava kirleticisidir. İç ortam havası benzen maruziyetinin önemli bir kaynağı ve insanların benzen maruziyetinin ana yolu solunum olduğundan, iç ortam havası için maruz kalma seviyelerine ilişkin sınırlamalara ihtiyaç vardır. Benzen, insanlarda genotoksik bir karsinojenik olması sebebiyle DSÖ tarafından

herhangi bir güvenli bir maruz kalma seviyesi önerilmeyen bir bileşiktir (Harrison vd. 2010). Solunan benzenden kaynaklanan toksisite riski, maruziyetin iç veya dış ortamda olmasına bakılmaksızın benzerdir. Bu nedenle, iç ortam havası yönetmeliklerinin dış ortam havası yönetmeliklerinden farklı olması için hiçbir neden yoktur. Benzen maruziyetine bağlı kanser risklerinin hesaplanmasında hem iç ortam hem de dış ortamda gerçekleşen maruziyetleri için aynı birim risk faktörlerinin kullanılmasına devam edilmesi de önerilmektedir. Örneğin; iç veya dış ortam farkı olmaksızın ölçülen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ benzen derişimi maruziyetine bağlı ilave yaşam boyu lösemi riski oluşma tahminlerinin aralığının geometrik ortalaması 6×10^{-6} 'dır. Bu hesaplama daha açık şekilde yorumlandığında; $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ seviyesindeki bir benzen derişimine hayat boyu maruz kalan tipik bir yetişkinin, diğer bütün kanser yapıcı riskler dışarıda tutulması şartıyla doğrudan benzen maruziyeti kaynaklı lösemiye yakalanma ihtimalinin bir miyonda altı olduğu anlamına gelmektedir. Bahsedilen risk değerlendirme yaklaşımında herhangi bir karsinojenik bileşenin toplumun geneli için kaydadeğer bir kanser riski oluşturma güvenli sınırı $1/1000000$ olarak belirlenmiştir (USEPA 2009). Bu bağlamda havadaki $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ benzen derişimleri, güvenli sınırı 6 kat oranında aşan riskler oluşturmaktadır. $1/10000$, $1/100000$ ve $1/1000000$ ilave yaşam boyu risk ile ilişkili havadaki benzen derişimleri ise bu yaklaşımla sırasıyla 17, 1,7 ve $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 'tür. Yine USEPA tarafından önerilen risk değerlendirme yaklaşımlarında herhangi bir kanserojen bileşik için hesaplanan risk değerleri $1/10000$ ve daha altındaki değerler için "önemli kanser riski", $1/10000$ ile $1/1000000$ aralığı "kaydadeğer risk", ve $> 1/1000000$ için "kaydadeğer risk "bulunmamakta" olarak sınıflandırılabilir (Arı vd. 2020).

Bununla birlikte, dış ortam havasında bulunan benzenin iç ortama nüfuz etmesi ve diğer birçok iç ortam kaynağının varlığı nedeniyle, iç ortam derişimleri çoğu zaman dış havadaki derişimlerinden daha yüksektir. Benzenin iç ortamda mevcut olduğu ve ağırlıklı olarak iç ortamlarda olan kişisel maruz kalma senaryoları dikkate alındığında maruziyeti kontrol altında tutmak için iç ortam yönergelerine ihtiyaç vardır. Yukarıda da belirtildiği gibi benzene maruz kalma riskleri için bilinen güvenli bir maruz kalma eşiği bulunmamaktadır. Bu nedenle, pratik bir bakış açısıyla özellikle benzen için iç ortam maruziyet seviyelerini mümkün olduğunca düşük seviyelere indirmek esastır. Bu, tütün mamülleri içmek, çeşitli hobiler, boyalar veya temizlik için benzen içeren çözücüler/incelticileri kullanmak veya benzen emisyonu olan bazı yapı malzemelerini kullanmak gibi benzen salan insani faaliyetlerinin azaltılmasını veya hiç kullanılmamasını gerektirmektedir. Bina iç ortamlarını yeterli derecede havalandırma yöntemleri ise binanın bulunduğu yere göre değişkenlik gösterecektir. Şöyle ki; yoğun trafiğin veya diğer ana dış ortam benzen kaynaklarının yakınında bulunan modern binalarda, temiz hava girişleri binanın en az kirli tarafına (örneğin trafiğin yoğun olduğu işlek otoyoldan mümkün olan en uzak cephesine) yerleştirilmeli veya kontrol tedbirleri uygulanmalıdır.

İç havadaki benzen derişimlerinin sınırlandırılması ile ilgili yönetmeliklere, Belçika'da Flanders bölgesi ve Çin'de rastlanmaktadır (Sarigiannis vd. 2011). Ancak bu iki ülkenin önerdiği değerler arasında derişim seviyeleri bakımından büyük bir fark göze çarpmaktadır. Belçika/Flanders'ta önerilen maruziyet sınır değeri $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ iken Çin'deki önerilen değer $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ seviyelerindedir (Stranger vd. 2007). İki sınır değeri karşılaştırıldığında, Çin tarafından uygulanan sınır değerinin Belçika'da önerilen değerinde oldukça üzerinde kaldığı görülmekle birlikte, yine de insan sağlığının korunması bakımından önemli bir adım veya bir başlangıç çalışması olduğu şeklinde bir yorum da yapılması mümkündür. Ayrıca, Çin hükümeti tarafından uygulanan sınır değeri, akut etkiler için yeterince koruyucu olarak değerlendirilebilmektedir (Sarigiannis vd. 2011). Ancak,

bu seviyelerde derişimlere maruziyet yine de karsinojenik risklerin 10^{-6} lık yaygın olarak kabul edilebilir riskin 2 ila 3 katı üzerinde sonuçların ortaya çıkmasını önleyememektedir. Bu sebeple, Çin tarafından uygulanan benzen maruziyet sınır değeri, halk sağlığının kronik etkiler bakımından yeterince korunabilmesi için yeterli değildir.

Yukarıda bahsedilen benzen bileşğinden farklı olarak, trikloretilen bileşğii çeşitli sağlık otoriteleri tarafından farklı kategorilerde ele alınmaktadır. Bu sonucun ortaya çıkmasında, trikloroetilen toksisitesi üzerine yapılan araştırmaların bazılarında türe özgü olmayan bir etki mekanizmalarının gözlenmesi, zayıf genotoksisite kanıtları ve hayvanlarda ve insanlarda gözlenen belirli kanserler (özellikle karaciğer kanseri) arasında kesin olarak kanıtlanabilir tutarlılıklara ulaşılamaması sıralanabilir. Bu nedenle, trikloroetilen bileşğii için bir maruziyet tavsiye değeri önerme aşamasında karsinojenite (genotoksisite) temel olarak seçilmiştir. Fare deneylerinde artan Leydig hücre tümörleri (testis tümörleri) temelinde elde edilen $4,3 \times 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ birim risk tahmini, çeşitli sağlık otoriteleri tarafından iç hava kalitesi tavsiye değeri olarak önerilmiştir. Bu aynı zamanda 2000 yılında DSÖ'nün, 2004 yılında Avrupa Birliğı'nin ve 2009 yılında Fransız Çevre ve İş Sağlığı Ajansı'nın vardığı sonuçtur (WHO 2010a).

Dünya Sağlık Örgütü tarafından trikloroetilenle farklı olarak tetrakloroetilen bileşğii için maruziyet tavsiye sınır değeri belirlenmesi aşamasında karsinojenite parametresi bir kriter olarak seçilmemiştir. Bunun, epidemiyolojik kanıtların şüpheli olması, hayvan deneylerinde tespit edilen tümör türlerinin insanlarla ilgili olmayışı ve bu bileşğinin genotoksik olduğuna dair bir bulgu olmaması olmak üzere üç temel nedeni bulunmaktadır. Bunların yerine tavsiye maruziyet limitlerinin belirlenmesinde bozulmuş nörodavranışsal performans ve ani böbrek rahatsızlıklarının gözlendiğı derişim seviyeleri esas alınmıştır. Genel sağlık riski değerlendirmesi temelinde DSÖ tarafından tetrakloroetilen bileşğii için yıl boyu gerçekleşecek maruziyetlerde önerilen tavsiye maksimum maruziyet derişimi $0,25 \text{ mg}/\text{m}^3$ olarak önerilmiştir (WHO 2010a).

Toluen (metilbenzen), boyalar, aerosoller, incelticiler, temizlik maddeleri, kaplamalar, kauçuk, oje ve diğer kozmetik ürünleri, yapıştırıcılar, reçine ve baskı ürünleri gibi çeşitli ev ürünlerinde çözücü olarak kullanılan oldukça yaygın bir organik çözücüdür. Ayrıca oktan oranlarını artırmak için petrokimya endüstrisinde de kullanılmaktadır (WHO 1986). Solunum veya cilt tarafından emilim yollarıyla insanlar üzerinde olumsuz sağlık etkilerinin ortaya çıkmasına sebep olabilir. Toksikolojik terminolojide "teratojen", yani insanlarda gelişim aşamasındaki embriyo veya fetüs üzerinde olumsuz etkilere sebep olabilen bir bileşik olarak tanımlanmaktadır. Bunun yanında gözlerde, ciltte, burun ve boğazda tahrişe sebep olabilmekte, merkezi sinir sistemine etkileyerek baş ağrısı, halsizlik ve sersemliğe, sürekli maruziyetler neticesinde karaciğer, böbrek ve beyin hasarına sebep olabilmektedir (NJH 2016).

Toluen için güncel uygulanan yönetmelik değerleri Almanya'da ($3 \text{ mg}/\text{m}^3$) ve Flanders/Belçika'da ($260 \mu\text{g}/\text{m}^3$) belirlenmiştir. Benzen bileşğii için uygulanan çeşitli sınır değerlerde olduğu gibi bu iki ülke tarafından belirlenen üst limitler de önemli ölçüde farklılık göstermektedir.

Ksilenler (dimetilbenzen), orto (o-), meta (m-) ve para (p-) olmak üzere üç izomerik biçimde bulunabilen aromatik hidrokarbonlardır (HSDB 2003). Ksilenler kimya endüstrisinde boyalar, mürekkepler, yapıştırıcılar, farmasötikler ve deterjanlar gibi ürünler için çözücü olarak yaygın olarak kullanılmaktadır (HSDB 2003). Ksilenler ayrıca diğer pek çok UOB gibi sigara içmenin bir sonucu olarak iç havaya salınır (Kotzias vd. 2004). Ksilenler literatürde genellikle BTEX grubu

kimyasalları olarak benzen, etilbenzen ve toluen bileşikleriyle birlikte değerlendirilmektedirler. İnsanlarda ksilenlere solunum yoluyla akut maruziyet, nefes darlığı ve burun ve boğazda tahriş ile ilişkilendirilmiştir. Ayrıca mide bulantısı, kusma ve mide rahatsızlığı gibi mide-bağırsak etkileri, hafif geçici göz tahrişi ve kısa süreli hafıza bulanıklıkları, refleks sürelerinde bozulmalar, sayısal yetenekte performans düşüşleri, ve vücut dengesindeki değişiklikler gibi nörolojik etkiler de rapor edilmiştir (ATSDR 1995). 8 saatlik zaman ağırlıklı ortalamanın (TWA) sadece biraz üzerindeki seviyeler koordinasyon eksikliğine ve amneziye neden olabilir. 50 ppm'den (217,5 mg/m³) düşük seviyeler bile maruz kalan kişinin kişisel özelliklerine bağlı olarak uyumsuzluğa, orta derecede yorgunluğa ve baş ağrılarına sebep olabilmektedir (Alexopoulos vd. 2006).

Stiren (vinilbenzen), esas olarak vinil grubunda sahip olduğu ve polimerize olmasına ve bu şekilde plastikler gibi bir dizi üründe kullanılmasına izin veren çift bağ nedeniyle oldukça yaygın olarak kullanılan uçucu bir organik bileşiktir. Evlerde günlük hayatta kullanılmakta olan çok sayıda ürünün yapısında yer alan stiren-bütadien kauçuğu (SBR) ve stiren-bütadien lateks, iç ortamda stiren derişimlerinden sorumlu temel malzemelerdir. Özellikle SBR, sentetik bir tabana sahip hemen hemen tüm halılarda kullanılan önemli bir polimerdir. Bu özelliğinden dolayı iç ortam stiren kaynaklarının başında SBR kullanılmış halılar gelmektedir. Bunların yanında yine çok sayıda UOB için olduğu gibi sigara dumanından da önemli miktarda stiren salınabilmektedir (Katsoyiannis vd. 2008).

Terpen grubu bileşikler (başlıca limonen ve α -pinen) özellikle temizlik ürünlerinde ve iç ortam kokularında kullanılan bitkisel kaynaklı UOB'lerdir. Limonen, karakteristik hoş kokusu nedeniyle gıdalarda, ev temizlik ve cila ürünlerinde ve parfümlerde, kişisel bakım ürünlerinde aroma ve koku katkı maddesi olarak kullanılır. Ayrıca çeşitli çözücülerde (örneğin terebentin) bulunabilir (Kotzias vd. 2005a ve 2005b). Limonen sağlık etkileri bakımından genellikle güvenli olarak kabul edilmekle birlikte bu bileşiğe yüksek derişimlerde maruziyetler ile ilişkili en önemli sağlık etkileri göz, burun, boğaz ve cilt tahrişidir. Limonenin farelerde böbrek hasarına neden olduğunu kanıtlayan bazı çalışmalar mevcut olmakla birlikte, insanlarda benzer etkiler kanıtlanamamıştır (IARC 1999). Diğer bir terpen grubu UOB olan α -pinen ise ahşap esaslı ürünler tarafından iç mekamlarda yayılan veya aerosol formlu boyalarda, temizlik ve hijyen ürünlerinde, çeşitli likit boyalarda ve vernik sökücülerde, su geçirmezlik bileşiklerinde, çözücülerde ve bazı aromalarda bulunan doğal bir bileşiktir (Kotzias vd. 2005a ve 2005b). Limonene benzer şekilde, α -pinen bileşiği de karsinojen değildir. Bununla birlikte göz teması veya yutulması durumunda sadece tahrişe neden olduğu bilinmektedir (Sarigiannis vd. 2011). Solunması ise insanlarda çarpıntı, baş dönmesi, sinir bozuklukları, göğüs ağrısı, bronşit veya nefrite neden olabilir (Budavari vd. 1989).

Okullarda İç Hava Seviyeleri

İç ortamlardaki UOB'lerin çok sayıda kaynağı mevcuttur. Bununla birlikte, dış ortamda oluşan UOB'lerin bina havalandırması sırasında iç ortama nüfuz etmesi de yine iç ortamlardaki UOB'lerin bir diğer kaynağıdır. Ülkemizde bilimsel bir bakış açısıyla insanların yoğun zaman geçirdiği başlıca kamu binaları olmak üzere; ofislerde, alışveriş merkezlerinde, üniversitelerde, kantin, restoran, yemekhane-mutfaklar ve okullarda iç hava UOB seviyelerini, kaynaklarını ve olası sağlık etkilerini araştıran çok sayıda bilimsel çalışma gerçekleştirilmiştir.

Pekey ve Arslanbaş (2008) Kocaeli’nde bulunan 15 ev, 10 ofis ve 3 okulda iç ve dış hava UOB derişimlerini inceleyerek aralarındaki ilişkiyi değerlendirmiştir. Benzen, toluen, m/p-ksilen, o-ksilen, etilbenzen, stiren, siklohegzan, n-heptan, n-nonan, n-oktan ve n-undekan bileşiklerinin yaz mevsimi ortalama okul iç ortam derişimleri dış ortam derişimlerine göre daha yüksek ölçülürken 1,2,4-trimetilbenzen, n-hegzan ve n-dekan bileşikleri dış ortamda bir miktar daha yüksek bulunmuştur. Kış mevsiminde ise siklohegzan, n-hegzan derişimleri iç ortamda dışarıya göre daha düşük gözlenmiştir. Okullardaki önemli UOB’lerden benzen, toluen, m/p-ksilen, o-ksilen, etilbenzen ve stiren derişimleri yaz/kış mevsimlerinde sırasıyla ortalama 7,5/19,77; 55,05/77,77; 9,55/21,47; 5,88/11,19; 11,11/12,40 ve 7,20/11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak raporlanmıştır. Güney vd. (2011) Türkiye’de çeşitli evler, okullar, ofisler ve alışveriş merkezlerinde iç ortam UOB derişimleri belirlemiştir. Benzen, kloroform, ksilenler ve toluen bileşiklerinin izlendiği çalışma sonuçlarına göre karsinojen benzen derişimleri evlerde ortalama 4,5; okullarda 3,8; alışveriş merkezlerinde 3,6 ve ofislerde 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ seviyelerinde bulunmuştur. Bununla birlikte diğer bir önemli UOB olan kloroform derişimleri evlerde 143,2 ve okullarda 95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak belirlenmiştir. Okullardaki 6 UOB’nin toplam ortalama derişimi ise 178,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak belirtilmiştir. Hatay/İskenderun’da yaşları 10 ile 11 arasında değişen 101 ilköğretim öğrencinin UOB maruziyetinin değerlendirildiği bir diğer çalışmada ise, BTEX grubu UOB’lerin okullardaki derişimleri benzen için 0,85 – 41,1, toluen için 0,07 – 1316; m/p-ksilen için 0,02 – 28,1 ve o-ksilen için 0,07 – 16,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında değişmiştir. Çalışmanın gerçekleştirildiği 4 okul içerisinde bütün bileşikler için en yüksek değerler, demir-çelik üretim ve yan sanayisinin yoğunlaştığı Payas kasabesindeki okullarda gözlenmiştir (Scheepers vd. 2010). İzmir’de ikisi şehir merkezinde, biri nispeten yarı-kentsel bir bölgede olan üç ilköğretim okulunda kreş, derslikler ve bunun yanında okul dış hava UOB derişimleri Sofuoğlu vd. (2011) tarafından incelenmiştir. Benzen, kloroform, 1,3-diklorobenzen, 1,4-diklorobenzen, naftalin, toluen ve ksilen bileşiklerinin sıklıkla tespit edildiği çalışmanın sonuçlarına göre benzen ortalama derişimi 10,8 ve toluen derişimi 18,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak belirtilmiştir. Bununla birlikte, bu iki bileşiğin derişimleri ölçümlerin gerçekleştirildiği mevsimlere göre önemli değişiklikler göstermiş, ayrıca şehir merkezindeki okullarda ölçülen derişimlerin, yarı-kentsel bölgedeki okula göre yaklaşık 2,6 kat daha yüksek olduğu raporlanmıştır. Son olarak Ekren vd. (2017) İzmir’de bir ilköğretim okulunda gerçekleştirilen çalışma kapsamında iç ortam termal konfor ve hava kirletici seviyelerini incelemiştir. Bileşen bazından farklı olarak toplam UOB derişimlerinin incelendiği bu çalışma sonucunda mesai saatlerinde dersliklerde ölçülen toplam UOB derişimleri 104 – 222 ppb (425,3 – 907,98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) aralığında değişmiş, insan sağlığının korunması için önerilen değer olan 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ’ün üzerinde olduğu bulunmuştur. Bu sonuçlar ise yukarıda da belirtildiği gibi iç hava UOB derişimlerine dış ortam kaynaklarının önemli bir etkisi olduğu yorumunu doğrulamıştır.

Ülkemizde ilköğretim okulları dışında bir diğer önemli eğitim öğretim kurumu olan üniversitelerde de iç hava UOB derişimlerinin seviyelerinin belirlenmesine yönelik bazı çalışmalar mevcuttur. Can vd. (2015) UOB’lerin yoğun şekilde mevcut olabileceği Anadolu Üniversitesi Güzel Sanatlar Fakültesi Resim Bölümü atölyelerinde gerçekleştirdikleri çalışmada, iç ortamda sanatsal çalışma sırasında kullanılan boya ve incelticilerin sebep olabileceği UOB derişimlerini incelemiştir. Toplamda 29 UOB’nin incelendiği çalışma neticesinde yağlı boya resim çalışmalarının yapıldığı ve bununla birlikte cam ürünlerin tasarlanarak üretildiği atölyelerde özellikle toluen derişimlerinin 999 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gibi oldukça yüksek seviyelere çıktığı görülmüştür. Toluene ek olarak diğer önemli UOB’lerden benzen, m/p-ksilen, o-ksilen, ve etilbenzen maksimum derişimleri sırasıyla

5,34; 129,5; 76,14; ve 66,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak ölçülmüştür. Çalışma kapsamında iç hava örnekleriyle paralel toplanan dış hava örneklerindeki toluen, benzen, m/p-ksilen, o-ksilen ve etilbenzen derişimleri ise sırasıyla 3,58; 1,54; 0,35; 0,24 ve 0,19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ seviyelerinde, ve açık şekilde iç hava seviyelerinden çok daha düşük gözlemlenmiştir. Urganlı vd. (2015) ise İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü Kimya Mühendisliği ve Kimya bölümleri laboratuvarlarında gerçekleştirdikleri çalışmada iç ortam konfor parametreleri olarak nitelendirilen sıcaklık, nem ve karbondioksitle birlikte iç hava hava kirleticileri olan ince ve kaba atmosferik partikül maddeler, karbonmonoksit ve toplam UOB derişimlerini incelemiştir. Üç farklı laboratuvarında gerçekleştirilen toplam UOB ölçümleri laboratuvar 1, 2 ve 3 için ortanca değerler olmak üzere 22,6; 29,8 ve 24,5 ppb (92,43; 121,88 ve 100,20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) olarak değişmiştir. Her ne kadar gerçekleştirilen ölçüm çalışması neticesinde elde edilen iç hava derişimleri 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak önerilen sınır değerinin altında olup, bu maruziyetler neticesinde önemli bir akut etki beklenmemiştir. Benzer yaklaşımlarla Akal vd. (2015), ve Yurdakul vd. (2017 ve 2018) tarafından Ankara Hacettepe Üniversitesi ve Orta Doğu Teknik Üniversitesi derslik, laboratuvar ve ofislerinde UOB bileşiklerinin genel dağılımı ile olası kaynakları incelenmiştir. Arı (2020) Bolu Abant İzzet Baysal Üniversitesi Mühendislik Fakültesinde lazer yazıcının yoğun kullanıldığı bir ofiste iç ortam UOB'lerin derişimlerine doğrudan yazıcı emisyonlarının etkisini incelemiştir. Güneş vd. (2022) ise Bartın Üniversitesi kütüphanesinde iç hava UOB derişimlerinin incelendiği çalışmasında yine toplam UOB derişimlerini incelemiş, her ne kadar sağlık riski değerlendirme yaklaşımı neticesinde maruz kalınan kirletici seviyelerinin kanser ve kanser harici risklerin oluşması bakımından düşük olduğu sonucuyla karşılaşmış olsa da iç ortam hava kalitesinin farklı bir inceleme yaklaşımı olan endeks değerlendirmesi neticesinde "kötü" olarak nitelendiğini belirtmiştir. Yukarıdaki çalışmaların bazılarında tanımlı iç ortam atmosferlerinde her ne kadar iç ortam UOB'lere maruz kalınması sonucu özellikle USEPA'nın önermiş olduğu kanser ve kanser dışı sağlık riski hesaplama yaklaşımları neticesinde elde edilen risk faktörleri tehlike uyarı eşiklerinin altında hesaplanmış olsa da özellikle UOB'lere düşük seviyelerde bile uzun süreli maruziyetler neticesinde çeşitli kronik sağlık sorunlarının ortaya çıkma olasılığı hiçbir zaman ihmal edilmemesi gereken bir risktir. Bu sebeple de Dünya Sağlık Örgütü özellikle benzen bileşeni için herhangi bir güvenli maruziyet sınır değeri önermemekte, bu bileşenin kanserojenik yapısı sebebiyle maruziyet için "güvenli sınır" olmadığını vurgulamaktadır.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Çeşitli ulusal ve uluslararası kuruluşlar tarafından tanımlanan standartlar ve yönetmelikler, araştırmacılar ve kanun koyucu/uygulayıcılar tarafından hem iç hem de dış ortamlarda kabul edilebilir bir hava kalitesini değerlendirmek için kullanılmaktadır. Bu yönetmelik ve tavsiye maruziyet sınır değerlerinin tamamında amaçlanan temel hedef ise çeşitli kirleticilere bağlı gerçekleşebilecek her çeşit mesleki ve diğer maruziyetler kaynaklı sağlık risklerinin önlenmesidir.

UOB'lere iç ortamlardaki maruziyeti sınırlandırmak için farklı otoriteler tarafından, farklı analitik, toksikolojik ve pratik yaklaşımlar doğrultusunda pek çok sınır ve/veya tavsiye maksimum maruziyet değeri önerilmiştir. Bu önerilen ve/veya uygulanan maruziyet değerleri öncelikle analitik olarak her bir UOB bazında özel olarak düzenlenebileceği gibi bazı otoriteler tarafından daha geniş bir grupta neticesinde toplam UOB, veya toplam toluen eşdeğeri UOB derişimleri (TVOC - TUOB) özelinde değerlendirilmiştir. Toplam uçucu organik bileşikler (TUOB'ler), gaz kromatografik analiz neticesinde özel olarak tanımlanmış ve tanımlanmamış UOB'lerin

konsantrasyonlarının toplamıdır. Temel olarak, gaz kromatografik sistemden n-hegzandan önce veya n-heksadekandan sonra elute olsalar bile UOB olarak kabul edilmektedir. Bunlara aromatik hidrokarbonlar, doymuş alifatik hidrokarbonlar (n, -iso, siklo-), terpenler, alifatik alkoller, aromatik alkoller, glikoller, glikoleterler ve aldehitler de dahildir (Shrubsole vd. 2019). Örneğin, Birleşik Krallık Bina Yönetmelikleri inorganik kirleticiler için maksimum konsantrasyon yönergelerinin yanı sıra, iç mekan hava kalitesinin olası bir göstergesini ifade etmek için bir ölçü olarak değerlendirilen TUOB parametresini kullanmaktadır (HM Government 2010). TUOB'ler, gerçek bina havalandırma oranının hesaplanması için bir gösterge olarak da önerilmektedir (Hormigos-Jimenez vd. 2017). Bununla birlikte, bir sınır değer kriteri olarak değerlendirilen TUOB'ler, tek tek bileşiklerin doğası, konsantrasyonları ve olası toksik etkileri hakkında detaylı bilgi içermemektedir.

TUOB'ler olarak adlandırılan tüm UOB'lerin toplamı, genellikle hava örneklerinde kimyasal seviyelerin yükselip yükselmediğini belirlemek için bir vekil olarak kullanılır. Bu seviyeler genellikle bina sakinlerinin, diğer bir ifadeyle çalışanların veya ziyaretçilerin, öğrencilerin maruziyet neticesinde karşılaşabilecekleri tahriş ve rahatsızlık potansiyelini yansıtır. TUOB'lerin bilinen semptomları göz ve boğazda hafif derecelerde rahatsızlık ve tahrişten, nihayetinde ölüme yol açan yüksek toksik maruziyet seviyelerine kadar değişebilir (EC 1997; Abdul-Wahab vd. 2015). Aşağıda Tablo 2.1'de çeşitli otoriteler ve devletler tarafından uygulanan ve/veya önerilen iç hava TUOB standartları özetlenmiştir.

Daha önce belirtildiği gibi konu ile ilgili bilimsel literatür incelendiğinde, iç ortam UOB maruziyetini değerlendirme amacıyla gerçekleştirilen bilimsel çalışmaların ekseriyetle TUOB ölçümlerinin değerlendirilmesinden ziyade, belirli UOB'ler üzerinde yoğunlaştığı görülmektedir. Buna ilaveten, bazı çalışmalarda aynı bina içerisinde izlenen TUOB ve belirli UOB'lerin derişim seviyelerinin birbiri ile herhangi bir korelasyonu olmadığı da belirtilmektedir (Shrubsole vd. 2019). Genel olarak, ofislerde görülen UOB seviyeleri, havalandırma uygulamalarından, temizlik faaliyetlerinden, bina yapı malzemeleri ve mobilyalardan, kullanılan çeşitli elektronik cihazlardan ve hatta bina geometrisinden etkilenebilmektedir. Buna bağlı olarak, yayınlanan bilimsel çalışmalardan elde edilen sonuçlar derlendiğinde, iç ortam TUOB sınır değerlerinin pek çok ofis ve/veya bina için genellikle aşılmakta olduğu görülebilir (Berry vd. 1996; Salis vd. 2017). Ek olarak, TUOB derişimleri tek başına, toplamı oluşturan tekil UOB'lerin doğası, derişimleri ve insanlar için olası toksisitesi hakkında hiçbir şey ortaya koymaz. Bu sebeple, TUOB parametresi daha çok iç ortamdaki UOB maruziyeti neticesinde ortaya çıkabilecek olumsuz sağlık etkilerinin önlenmesinden ziyade, bina havalandırma verimini izlemek amacıyla tercih edilmesi daha uygun bir kriter olarak öne çıkmaktadır.

Tablo 2.1. UOB'ler için insan sağlığının korunması amacıyla uygulanan sınır/tavsiye sınır değerleri ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Parametre	Ülke/Bölge	İç Mekan Tanımı	Sınır Değer	Temas Süresi	Referans
TUOB	Çin	Evler	600	8-saat	CMH 2002
	Japonya	Evler	400	8-saat	JMHLW 2002
	Hong Kong	Ofisler ve kamu binaları	600 - 3000	8-saat	KHEPD 2003
	Kore	Kamu binaları	400	8-saat	KME 2011
	Portekiz	Ticari ve hizmet binaları	600	8-saat	PME 2013
	Kanada	Evler	500	8-saat	GoC 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	300	8-saat	GFEA 2018
	Belçika	Düşük enerjili ev ve kamu binaları	300	Hedef seviye	FG 2018
Akrolein	Fransa	Evler	0.8	Yıllık	ANSES 2016
	Kalifornia/ ABD	Evler	0.35	Yıllık	OEHHA 2016
			0.7	8-saat	
			2.5	1-saat	
Kanada	Evler	0.35	Uzun süreli	GoC 2016	
α-Pinen	Fransa	Evler	450	Yıllık	ANSES 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	200	Hedef seviye	GFEA 2018

Parametre	Ülke/Bölge	İç Mekan Tanımı	Sınır Değer	Temas Süresi	Referans
Benzen	Çin	Evler	90	1-saat	CMH 2002
	Hong Kong	Ofisler ve kamu binaları	16.1	8-saat	KHEPD, 2003
	Avusturya	Evler	2.5	Yıllık	JRC/IHCP/PCE 2005
	Dünya	Tüm iç ortam maruziyetleri	0	-	WHO 2010b
	Kore	Kamu binaları	5	Yıllık	KME 2011
	Portekiz	Ticari ve hizmet binaları	5	8-saat	PME 2013
	Fransa	Evler	0.2	Yıllık	ANSES 2016
	Kalifornia/ ABD	Evler	3	Yıllık	OEHHA 2016, ASHRAE 2022
	Kanada	Evler	0	Uzun süreli	GoC 2016
	Belçika	Düşük enerjili ev ve kamu binaları	0.4	Hedef seviye	FG 2018
_D-Limonen	Fransa	Evler	450	Yıllık	ANSES 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	200	Hedef seviye	GFEA 2018
Etilbenzen	Japonya	Evler	3800	Yıllık	JMHLW 2002
	Fransa	Evler	1500	1-saat	ANSES 2016
	Kanada	Evler	2000	Uzun süreli	GoC 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	200	Hedef seviye	GFEA 2018

Parametre	Ülke/Bölge	İç Mekan Tanımı	Sınır Değer	Temas Süresi	Referans
Toluen	Çin	Evler	200	1-saat	CMH 2002
	Japonya	Evler	260	Yıllık	JMHLW 2002
	Hong Kong	Ofisler ve kamu binaları	1092	8-saat	KHEPD 2003
	Avusturya	Evler	75	1-saat	JRC/IHCP/PCE 2005
	Portekiz	Ticari ve hizmet binaları	250	8-saat	PME 2013
	Fransa	Evler	1900	1-saat	ANSES 2016
	Kalifornia/ ABD	Evler	300	Yıllık	OEHHA 2016, ASHRAE 2022
			37000	1-saat	
	Kanada	Evler	2300	Yıllık	GoC 2016
			15000	8-saat	
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	300	Hedef seviye	GFEA 2018
	Belçika	Düşük enerjili ev ve kamu binaları	4000	Hedef seviye	FG 2018
	5000		Müdahale seviyesi		
Trikloroetilen	Dünya	Tüm iç ortam maruziyetleri	2,3		WHO 2010b
	Portekiz	Ticari ve hizmet binaları	25	8-saat	PME 2013
	Fransa	Evler	2	24-saat	ANSES 2016
	Kalifornia/ ABD	Evler	0,2	Yıllık	OEHHA 2016
	Belçika	Düşük enerjili ev ve kamu binaları	0,2	Hedef seviye	FG 2018
			2,5	Müdahale seviyesi	

Parametre	Ülke/Bölge	İç Mekan Tanımı	Sınır Değer	Temas Süresi	Referans
Tetrakloroetilen	Dünya	Tüm iç ortam maruziyetleri	250	Yıllık	WHO 2010b
	Portekiz	Ticari ve hizmet binaları	250	8-saat	PME 2013
	Fransa	Evler	2	Yıllık	ANSES 2016
	Kanada	Evler	40	Yıllık	GoC 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	100	Hedef seviye	GFEA 2018
	Belçika	Düşük enerjili ev ve kamu binaları	4	Hedef seviye	FG 2018
			38	Müdahale seviyesi	
Ksilenler	Japonya	Evler	870	Yıllık	JMHLW 2002
	Hong Kong	Ofisler ve kamu binaları	1447	Yıllık	KHEPD 2003
	Avusturya	Evler	350	8-saat	JRC/IHCP/PCE 2005
	Fransa	Evler	200	Yıllık	ANSES 2016
	Kalifornia/ ABD	Evler	700	Yıllık	OEHHA 2016
			22000	1-saat	
	Kanada	Evler	100	Yıllık	GoC 2016
	Almanya	Evler/Kamu binaları, Ulaşım araçları	100	Hedef seviye	GFEA 2018

Bu çalışma kapsamında Tablo 2.1'de de özetlenen sınır/tavsiye maruziyet değerleri göz önünde bulundurularak özellikle ilköğretim ve lise seviyesindeki gençlerin ve bunların yanında kurumlarda görevli öğretmenlerin daha sağlıklı şartlarda eğitim/öğretim faaliyetlerine devam edebilmelerini sağlamak üzere ülkemizde ilk kez UOB'ler için iç ortam maruziyet sınır değerleri tanımlanarak önerilmektedir. Bu kapsamda, tarafımızca önerilecek değerlerin seçiminde başvurulan yaklaşım, özellikle ilköğretim seviyesindeki öğrencilerin hava kirleticilerine maruziyetlerinin değerlendirilmesinde **hassas** gruplardan birisi olması münasebetiyle, mümkün olan en düşük değerlerin seçilerek önerilmesi şeklinde gerçekleşmiştir. Sonuç olarak tarafımızca başlangıçta tavsiye maruziyet değeri, ilerleyen aşamalarda ise maruziyet sınır değeri olarak önerilen iç ortam UOB değerleri aşağıda Tablo 2.2'de sunulmuştur. Her bir parametre için uygun tavsiye maruziyet değerleri, genel olarak önerilen ve/veya uygulanmakta olan sınır değerler arasında en düşük olanların seçilmesi, bazı durumlarda ise en sık tekrarlanan değerlerin seçilmesi şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bununla birlikte, sınır değer öneriler bileşenler için çeşitli otoriteler tarafından yayınlanmış toksikolojik çalışmalar temelli referans derişimler mevcuttur. Bu referans derişimler (RfC – reference concentration) genel olarak söz konusu bileşiğe maruziyet durumunda zararlı etkilerin görülmeye başladığı eşik derişimi ifade etmektedir. Önerilen sınır değerlerin seçilmesi aşamasında şayet söz konusu bileşik için yayınlanmış bir RfC değeri mev-

cutsa önerilecek sınır değer bu referans derişim veya bu değere yakın bir değer seçilmesi şeklinde gerçekleşmiştir.

TUOB parametresi, iç ortamdaki uçucu kimyasalların derişiminin artmakta olduğunun genel bir göstergesidir ve çoğu otomatik havalandırma sistemi iç ortam TUOB derişimleri belirlenen limitlere ulaştığı durumlarda devreye girmeye programlanmaktadır (Shrubsole vd. 2019). Bununla birlikte TUOB seviyeleri ile iç ortam sakinlerinde iritasyon ve birtakım semptomlar görülmesi arasında istatistiksel ilişkiler de bulunmaktadır. Değişen iç hava TUOB seviyelerine karşılık görülen semptomların başında hafif iritasyon belirtileri gelirken istenmeyen düzeyde artan derişimler neticesinde zehirlenme ve hatta ölüm gibi son etkiler ortaya çıkması olağandır (EC 1997). Literatür taramaları neticesinde Dünyanın farklı bölgelerinde uygulanan iç hava TUOB sınır ve tavsiye değerleri Tablo 2.1'de özetlenmiştir. Bu örnek uygulamalar diğer bileşiklerden farklı olarak çoğunlukla sağlık temelli yaklaşımlardan ziyade, örneğin Hong Kong tarafından "mükemmel iç ortam koşulları" ($600 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ve "iyi iç ortam koşulları" ($3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olmak üzere iki seviyeye tanımlanmıştır. Buna göre; TUOB öneri sınır değeri için belirlenen $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ değeri, mevcut iç ortam sınır değerlerinin ortanca değeri olarak seçilerek önerilmiştir. Bununla birlikte, sınır değer önerilerinin belirlenmesindeki bir diğer önemli kriter, uygulanan mevcut sınır değerler arasında, okulda geçirilen ortalama maruziyet süresi olan 8 saatlik süre dahilinde belirlenen sınır değerlerin öncelikle tercih edilmesi yönünde gerçekleştirilmiştir. Yine önerilen sınır değerlerin seçiminde göz önünde bulundurulmuş bir diğer husus kirleticiye olan maruziyet süresidir. Tablo 2.1'de özetlenen sınır değerler arasında şayet 8 saatlik maruziyetler için belirlenen sınır değerler mevcutsa öneri sınır değer seçiminde bu 8 saatlik değerlerin seçimine öncelik verilmiştir.

TUOB dışındaki diğer UOB'ler için seçilen sınır değer önerileri ise sağlık çalışmaları temel alınarak önerilmiş sınır değerler arasından seçilmiştir. Toluene bileşiği için ise Amerikan Çevre Koruma Ajansı'nın (USEPA) bir alt birimi olan Entegre Risk Bilgi Sistemi (IRIS) tarafından merkezi sinir sistemi üzerindeki solunum maruziyetine bağlı olumsuz etkilerin başlangıç derişimi olarak belirlenen referans derişim (RfC) olan $5000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ değeri önerilmiştir. Benzer şekilde Ksilenler için yine IRIS tarafından toksikolojik testler neticesinde hesaplanan merkezi sinir sistemi üzerindeki olumsuz etkiler için RfC değeri $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, etilbenzen için $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ değerleri önerilmiştir. Benzen bileşiği ise pek çok otoriteye göre sınıf 1 kanserojen olduğu için bu bileşik için önerilen sınır değerde karsinojenite faktörü göz önünde bulundurulmuştur. Buna göre; yapılan solunum maruziyeti temelli risk hesaplamalarında, değişen yaş ve vücut ağırlığına sahip bireyler için maruz kalınan benzen derişimlerinin 13 ile $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında olması risk faktörünün 10^{-4} , $1,3$ ile $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında olması risk faktörünün 10^{-5} , ve $0,13$ ile $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında olması risk faktörünün 10^{-6} seviyelerinde olmasıyla sonuçlanmaktadır. Bu sonuçlarda yola çıkılarak iç ortamdaki benzen sınır değerinin başlangıç için $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ olması uygun bulunmuştur. Benzer şekilde trikloroetilen bileşiği de kanserojen bir bileşiktir ve bu bileşik için önerilen $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sınır değer IRIS verilerine göre solunum yolu maruziyetlerdeki RfC değeri olarak önerilmiştir. Tetrakloroetilen ise kesin olarak kanserojen bir bileşik olarak sınıflandırılmamakta fakat sinir sistemi üzerinde olumsuz etkileri olduğu bilinmektedir. IRIS veritabanı verilerine göre bu bileşene maruziyetlerde olumsuz etkilerin görüldüğü eşik derişim $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak raporlanmaktadır (RfC). Bu sebeple tetrakloroetilen bileşeni için başlangıç aşamasında yine RfC değerinin sınır değer olarak önerilmesi uygun görülmüştür. Önerilen sınır değerlerin tamamı Tablo 2.2'de listelenmiştir.

Tablo 2.2. Türkiye’de öğrenci ve öğretmenlerin maruziyet kaynaklı sağlık risklerini önlemek için okullarda uygulanması önerilen iç hava UOB sınır değerleri ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Parametre	Çeşitli Kısa Vadeli Sınır Değerler	Önerilen Tavsiye Maruziyet Değeri	Temas Süresi
T(TE)UOB¹	300 - 3000	500	8-saat
Benzen	0 - 90	5	8-saat
Etilbenzen	1500	1000	8-saat
Toluen	75 - 37000	5000	8-saat
Trikloroetilen	2 - 25	2	8-saat
Tetrakloroetilen	2 - 250	40	8-saat
Ksilenler (Toplam)	350 - 22000	100	8-saat

¹T(TE)UOB: Toplam (Toluen Eşdeğeri) Uçucu Organik Bileşikler

Kaynaklar

Abdul-Wahab, S.A., En, S.C.F., Elkamel, A., Ahmadi, L., Yetilmezsoy, K. (2015). A review of standards and guidelines set by international bodies for the parameters of indoor air quality. *Atmospheric Pollution Research*, 6, 751-767.

Adgate, J.L., Church, T.R., Ryan, A.D., Ramachandran, G., Fredrickson, A.L., Stock, T.H., Morandi, M.T., Sexton, K. (2004). Outdoor, indoor, and personal exposure to VOCs in children. *Environmental Health Perspectives*, 112, 1386-1392.

Akal, D., Yurdakul, S., Civan, M.Y., Tuncel, G., Ersan, H.Y. (2015). Sources of volatile organic compounds in a university building. *Environmental Forensics*, 16, 173-185.

Alexopoulos, E.C., Chatzis, C., Linos, A. (2006). An analysis of factors that influence personal exposure to toluene and xylene in residents of Athens, Greece. *BMC Public Health*, 6, 50.

Andreae, M.O., Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15 (4), 955-66.

ANSES (2016). Valeurs Guides de qualité d’Air Intérieur (VGAi). <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualite-C3%A9-d%E2%80%99air-int-C3%A9rieur-vgai>

Arı, A. (2020). A comprehensive study on gas and particle emissions from laser printers: Chemical composition and health risk assessment. *Atmospheric Pollution Research*, 11, 269-282.

Arı, A., Ertürk Arı, P., Yenisoay-Karakaş, S., Gaga, E.O. (2020). Source characterization and risk assessment of occupational exposure to volatile organic compounds (VOCs) in a barbecue restaurant. *Building and Environment*, 174, 106791.

ASHRAE (2022). ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2022. Ventilation and Acceptable Indoor Air Quality.

ATSDR (1995). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Xylenes (Update). Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

- Azuma, K., Uchiyama, I., Ikeda, K. (2008). The regulations for indoor air pollution in Japan: a public health perspective. *Journal of Risk Research*, 11, 301-314.
- Azuma, K., Jinno, H., Tanaka-Kagawa, T., Sakai, S. (2020). Risk assessment concepts and approaches for indoor air chemicals in Japan. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 225, 113470.
- Bako-Biro, Z., Wargocki, P., Weschler, C.K., Fanger, P.O. (2004). Effects of pollution from personal computers on perceived air quality, SBS symptoms and productivity in offices. *Indoor Air*, 14, 178-187.
- Barker, M., Hengst, M., Schmid, J., vd. (2006). Volatile organic compounds in the exhaled breath of young patients with cystic fibrosis. *European Respiratory Journal*, 27 (5), 929-36.
- Bartzis, J., Wolkoff, P., Stranger, M., Efthimiou, G., Tolis, E.I., Maes, F., Nørgaard, A.W., Ventura, G., Kalimeri, K.K., Goelen, E., Fernandes, O., 2015. On organic emissions testing from indoor consumer products' use. *Journal of Hazardous Materials*, 285, 37-45.
- Berry, R., Brown, V., Coward, S., Crump, D., Gavin, M., Grimes, C., Higham, D., Hull, A., Hunter, C., Jeffery, I., Lea, R., Llewellyn, J., Raw, G. (1996). Indoor Air Quality in Homes; Parts 1 and 2 – the Building Research Establishment Indoor Environment Study, BRE, Watford, UK.
- Boeglin, M.L., Wessels, D., Henshel, D. (2006). An investigation of the relationship between air emissions of volatile organic compounds and the incidence of cancer in Indiana counties. *Environmental Research*, 100, 242-254.
- Budavari, S., O'Neil, M.J., Smith, A., et al. (1989). The Merck Index. 11th ed. Rahway, N.J.: Merck & Co. Inc.
- Cacho, C., Ventura Silva, G., Martins, A.O., Fernandes, E.O., Saraga, D.E., Dimitroulopoulou, C., Bartzis, J.G., Rembges, D., Barrero-Moreno, J., Kotzias, D. (2013). Air pollutants in office environments and emissions from electronic equipment: a review. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22 (9), 2488-2497.
- Can, E., Özden Üzmez, Ö., Döğeroğlu, T., Gaga, E.O. (2015). Indoor air quality assessment in painting and printmaking department of a fine arts faculty building. *Atmospheric Pollution Research*, 6, 1035-1045.
- Cheng, S., Wang, G., Lang, J., Wen, W., Wang, X., Yao, S. (2016). Characterization of volatile organic compounds from different cooking emissions. *Atmospheric Environment*, 145, 299-307.
- CMH (2002). Chinese Ministry of Health, Indoor Air Quality Standard, Chinese Code GB/T18883-2002, China,
- Destailats, H., Maddalena, R.L., Singer, B.C., Hodgson, A.T., McKone, T.E. (2008). Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs. *Atmospheric Environment*, 42, 1371-1388.
- DfE BB101: Ventilation, Thermal Comfort and Indoor Air Quality, Education & Skills Funding Agency. Crown copyright, (2018). <https://www.gov.uk/government/publications/building-bulletin-101-ventilationfor-school-buildings>.
- Dutta, T., Kim, K.H., Uchimiya, M., Kumar, P., Das, S., Bhattacharya, S.S., Szulejko, J. (2016).

The micro-environmental impact of volatile organic compound emissions from large-scale assemblies of people in a confined space. *Environmental Research*, 151, 304-312.

EC (European Commission) (1997). Indoor Air Quality and its Impact on Man, Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigations, Report No. 19, Brussels Luxembourg, 46 pages.

Edwards, R.D., Jurvelin, J., Koistinen, K., Saarela, K., Jantunen, M. (2001). VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment*, 35 (28), 4829-4841.

Ekren, O., Karadeniz, Z.H., Atmaca, I., Urganlı-Çiçek, T., Sofuoğlu, S.C., Toksoy, M. (2017). Assessment and improvement of indoor air environmental quality in a primary school. *Science and Technology for the Built Environment*, 23, 391-402.

Fall, R., Karl, T., Hansel, A., Jordan, A., Lindinger, W. (1999). Volatile organic compounds emitted after leaf wounding: On-line analysis by proton-transfer-reaction mass spectrometry. *Journal of Geophysical Research*, 104 (D13), 15963-74.

Fanger, P.O. (2006). What is IAQ? *Indoor Air*, 16, 328-334.

FG (2018). Flemish Government, Decree of the Flemish Government of 11 providing for measures aiming at controlling health risks caused by indoor pollution, Belgian off, J. (Priv. Commun.).

Fortmann, R., Roache, N., Chang, J.C.S., Guo, Z. (1998). Characterization of emissions of volatile organic compounds from interior alkyd paint. *Journal of Air and Waste Management Association*, 48 (10), 931-40.

Fraser, M.P., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T. (1998). Gas-phase and particle-phase organic compounds emitted from motor vehicle traffic in a Los Angeles roadway tunnel. *Environmental Science and Technology*, 32 (14), 2051-60.

Friedrich, R., Obermeier, A. (1999). Anthropogenic emissions of volatile organic compounds. In: N. Hewitt (Ed) *Reactive Hydrocarbons in the Atmosphere*. Academic Press, San Diego.

Fuentes, J.D., Lerdau, M., Atkinson, R., vd. (2000). Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer: A review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81 (7), 1537-75.

Fullana, A., Carbonell-Barrachina, Á.A., and Sidhu, S. (2004). Comparison of volatile aldehydes present in the cooking fumes of extra virgin olive, olive, and canola oils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(16), 5207-5214.

GFEA (2018). German federal environment agency, guide values I and II. German committee on indoor guide values. www.umweltbundesamt.de/en/topics/health/commissions-working-groups/germancommittee-on-indoor-guide-values.

GoC (2016). Government of Canada, residential indoor air quality guidelines. <https://www.canada.ca/en/healthcanada/services/air-quality/residential-indoor-air-quality-guidelines.html#a2>.

Guenther, A. (2002). The contribution of reactive carbon emissions from vegetation to the carbon balance of terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, 49 (8), 837-44.

- Güneş, G., Yalçın, N., Çolaklar, H. (2022). Investigation of indoor air quality in university libraries in terms of gaseous and particulate pollutants in Bartın, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 200.
- Güney, A.A., Onat, B., Cengiz, S., Alver Şahin, Ü., Türkmen, Z., Mercan, S. (2011). Ev, okul, ofis ve alışveriş merkezlerinde uçucu organik bileşiklerin belirlenmesi. X. Ulusal Tesilat Mühendisliği Kongresi, 13/16 Nisan 2011, İzmir. Sf: 1727-1734.
- Harrison, R., Delgado Saborit, J.M., Dor, F., et al. (2010). Benzene. In: WHO Guidelines for Indoor or Air Quality: Selected Pollutants. Geneva: World Health Organization; 2010. 1. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK138708/>
- Hormigos-Jimenez, S., Padilla-Marcos, M.A., Meiss, A., Gonzalez-Lezcano, R.A., Feijó-Muñoz, J. (2017). Ventilation rate determination method for residential buildings according to TVOC emissions from building materials. *Building and Environment*, 123, 555–563.
- HM Government, The building regulations 2000 (2010 edition) approved document F1: means of ventilation. Crown copyright 2010. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/468871/ADF_LOCKED.pdf.
- Hormigos-Jimenez, S., Padilla-Marcos, M.A., Meiss, A., Gonzalez-Lezcano, R.A., Feijó-Muñoz, J. (2017). Ventilation rate determination method for residential buildings according to TVOC emissions from building materials. *Building and Environment*, 123, 555–563.
- HSDB (2003). Hazardous Substances Data Bank. Specialised Information Services. National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1989). Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels (vol 45). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon; France.
- IARC (1999). Some chemicals that cause tumours of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances (vol 73). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Lyon, France; ISBN 97 892 8321 2737.
- Jia, C., Batterman, S., Godwin, C. (2008). VOCs in industrial, urban and suburban neighborhoods, Part 1: Indoor and outdoor concentrations, variation, and risk drivers. *Atmospheric Environment*, 42, 2083–2100.
- Jie, Y., Ismail, N.H., Jie, X., Isa, Z.M. (2011). Do indoor environments influence asthma and asthma-related symptoms among adults in homes? A review of the literature. *Journal of the Formosan Medical Association*, 110(9), 555–563.
- JMHLW, 2002. Japanese ministry of health, labor and welfare, committee on sick house syndrome: indoor air pollution, Progress Report No. 4; Summary of Discussions from the 8th to 9th Meetings, <http://www.nihs.go.jp/mhlw/chemical/situnai/kentoukai/rep-eng4.pdf>
- JRC/IHCP/PCE (2005). Austria, The INDEX Project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit, Ispra, Italy. Report, 2005338.

- Katsoyiannis, A., Leva, P., Kotzias, D. (2008). VOC and carbonyl emissions from carpets: a comparative study using four types of environmental chambers. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 669–76.
- Kesselmeier, J., Ciccioli, P., Kuhn, U., vd. (2002). Volatile organic compound emissions in relation to plant carbon fixation and the terrestrial carbon budget. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4), 1126.
- Kirstine, W., Galbally, I., Ye, Y.R., Hooper, M. (1998). Emissions of volatile organic compounds (primarily oxygenated species) from pasture. *Journal of Geophysical Research*, 103 (D9), 10605–19.
- Klepeis, N.E., Nelson, W.C., Ott, W.R., Robinson, J.P., Tsang, A.M., Switzer, P., Behar, J.V., Hern, S.C., Englemann, W.H. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 11, 231–252.
- Koppmann, R. (editor) (2007). Volatile organic compounds in the atmosphere. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK.
- KME (2011). Korea ministry of environment, Indoor Air Qual. Contr. Public Use Facil. Act Amended by Act No. 10789; 2011.
- Kotzias, D., Geiss, O., Leva, P., Belintani, A., Arvanitis, A., Kephelopoulos, S. (2004). Impact of various air exchange rates on the levels of environmental tobacco smoke (ETS) components. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(12b), 1536–49.
- Kotzias, D., Geiss, O., Tirendi, S. (2005a). The AIRMEX (European Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment) Project report. European Commission; <http://web.jrc.ec.europa.eu/project/airmex/index.htm>.
- Kotzias, D., Koistinen, K., Kephelopoulos, S., Schlitt, C., Carrer, P., Maroni, M., et al. (2005b). The INDEX project: critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU. Ispra (VA) Italy: European Commission, JRC
- McInnes, G. (1996). Joint EMEP/CORINAIR. Atmospheric Emission Inventory Guidebook. European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.
- Missia, D.A., Demetriou, E., Michael, N., Tolis, E.I., Bartzis, J.G. (2010). Indoor exposure from building materials: a field study. *Atmospheric Environment*, 44 (35), 4388–4395.
- Müller, J.F. (1992). Geographical distribution and seasonal variation of surface emissions and deposition velocities of atmospheric trace gases. *Journal of Geophysical Research*, 97 (D4), 3787–804.
- Ni, J.Q., Robarge, W.P., Xiao, C., Heber, A.J. (2012). Volatile organic compounds at swine facilities: A critical review. *Chemosphere*, 89, 769–788.

- NJH (2016). New Jersey Department of Health: Hazardous Substance Fact Sheet, Toluene. Revised in April 2016. <https://nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/1866.pdf>
- NTP (2011). Report on Carcinogens, 12th edn, US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program.
- OEHHA (2016). Office of environmental health hazard assessment, acute, 8-hour and chronic reference exposure levels (chRELS). www.oehha.ca.gov/air/allrels.html.
- Ohura, T., Amagai, T., Senga, Y., Fusaya, M. (2006). Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: levels, sources and risks. *Science of the Total Environment*, 366, 485–499.
- Pekey, H., Arslanbaş, D. (2008). The relationship between indoor, outdoor and personal VOC concentrations in homes, offices and schools in the metropolitan region of Kocaeli, Turkey. *Water, Air & Soil Pollution*, 191, 113–129.
- Phillips, M., Herrera, J., Krishnan, S., Zain, M., Greenberg, J., Cataneo, R.N. (1999). Variation in volatile organic compounds in the breath of normal humans. *Journal of Chromatography B*, 729 (1–2), 75–88.
- PME (2013). Portuguese Ministries of Environment, Spatial Planning and Energy, Health and Solidarity, Employment and Social Security. 2013. Decree-Law No. 118/2013 & Ordinance No. 353-A/2013 and Ordinance No. 353-A/2013. D.R. No. 235, Supplement, Series I 2013-12-04.
- Rennix, C.P., Quinn, M.M., Amoroso, P.J., Eisen, E.A., Wegman, D.H. (2005). Risk of breast cancer among enlisted army women occupationally exposed to volatile organic compounds. *American Journal of Industrial Medicine*, 48, 157–167.
- Salis, L.C.R., Abadie, M., Wargocki, P., Rode, C. (2017). Towards the definition of indicators for assessment of indoor air quality and energy performance in low-energy residential buildings. *Energy and Buildings*, 152, 492–502.
- Sarigiannis, D.A., Karakitsios, S.P., Gotti, A., Liakos, I.L., Katsoyiannis, A. (2011). Exposure to major volatile organic compounds and carbonlys in European indoor environments and associated health risk. *Environment International*, 37, 743–765.
- Scheepers, P.T.J., Konings, J., Demirel, G., Gaga, E.O., Anzion, R., Peer, P.G.M., Döğeroğlu, T., Örnektekin, S., van Doorn, W. (2010). Determination of exposure to benzene, toluene, and xylenes in Turkish primary school children by analysis of breath and by environmental passive sampling. *Science of the Total Environment*, 408, 4863–4870.
- Shrubsole, C., Dimitroulopoulou, S., Foxall, K., Gadeberg, B., Doutsis, A. (2019). IAQ guidelines for selected volatile organic compounds (VOCs) in the UK. *Building and Environment*, 165, 106382.
- Urganlı, T., Toprak, M., Gursoy, G., Cimrin, A.H., Sofuoğlu, S.C. (2015). Indoor environmental quality in chemistry and chemical engineering laboratories at Izmir Institute of Technology. *Atmospheric Pollution Research*, 6, 147–153.

USEPA (1989). The United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual. (Part F: Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment).

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1997). Exposure factors handbook volume 3: Activity factors. EPA/600/P-95/002Fa. Washington, DC.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2003). EPA assessment of risks from radon in homes. EPA/402/R-03/003. Washington, DC.

USEPA (2009). The United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment). Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Weschler, C.J. (2009). Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment*, 43, 153–169.

WHO, 1986. Environmental Health Criteria, Toluene 52. Geneva: WHO. Available in the Internet <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc52.htm>.

WHO (2010a). World Health Organization. Regional Office for Europe. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/260127>

WHO (2010b). World Health Organisation- Guidelines for Indoor Air Quality, (2010) 978 92 890 0213 4© World Health Organization. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf.

Wolkoff, P., Nielsen, G.D. (2001). Organic compounds in indoor air – their relevance for perceived indoor air quality? *Atmospheric Environment*, 35, 4407–4417.

Yurdakul, S., Civan, M., Özden, Ö., Gaga, E., Döğeroğlu, T., Tuncel, G. (2017). Spatial variation of VOCs and inorganic pollutants in a university building. *Atmospheric Pollution Research*, 8, 1-12.

Yurdakul, S., Civan, M., Doğan, G., Özden Üzmez, Ö., Gaga, E.O., Döğeroğlu, T., Ayaklı, G., Tuncel, G. (2018). Vertical variation and source evaluation of VOCs and inorganic pollutants in a university building. *Environmental Forensics*, 19, 327-340.

FORMALDEHİT

SİBEL MENTEŞE²

Giriş

1960'lı yıllarda keşfedilen formaldehit, en göze çarpan endüstriyel kimyasalların başında gelmektedir (Salthammer vd., 2010). Formaldehit, normal sıcaklık ve basınç altında renksiz bir gaz olup aldehitler grubunun ilk bileşimidir; bu nedenle aldehitlerin tüm kimyasal özelliklerini taşır. Karbonil grubunun çok polar bir grup olması nedeni ile aldehitler aynı moleküler ağırlıklı birçok maddeden daha yüksek kaynama noktasına sahiptirler. Buna rağmen birbirleri ile kuvvetli hidrojen bağı yapamadıkları için kaynama noktaları aldehitlere karşılık gelen alkollerden daha düşüktür (Solomons, 1978). Formaldehit, su ile hemen reaksiyona girer ve hızla dengeye ulaşır (Carey, 2000).

Formaldehit, metanolün gümüş veya demiroksit/molibdenoksit katalizörlüğünde yüksek sıcaklıkta oksidasyonu sonucunda oluşmaktadır (Carey, 2000). Kaynama noktası $-19,1^{\circ}\text{C}$ 'dir ve suda iyi çözünür (20°C 'de 400 g/L). Ticari olarak %36-50 ağırlığında çözünmüş formaldehit içeren sıvı hali satılmaktadır. Standart %37'lik formalin çözeltisi ağırlığının %7-15'i kadar metanol içermektedir. Metanol, taşıma ve saklama sırasında polimerin çökmesini engeller. Çözelti en az %1, en fazla %50 oranında metanol içerebiliyor olması nedeni ile ılık ortamlarda saklanarak polimerizasyonu engellediği sürece, endüstriyel amaçlı olarak geniş ölçekte kullanım alanına sahiptir. Çözeltinin ucuz olması da fazla tercih edilmesine neden olmaktadır (Walker, 1964; WHO, 2010).

Formaldehit için konsantrasyon dönüşümü:

1 atm basınç ve 20°C sıcaklıkta; $1 \text{ ppm} = 1,249 \text{ mg/m}^3$ ve $1 \text{ mg/m}^3 = 0,801 \text{ ppm}$

25°C sıcaklıkta; $1 \text{ ppm} = 1,228 \text{ mg/m}^3$ ve $1 \text{ mg/m}^3 = 0,814 \text{ ppm}$

İç Ortam Kaynakları

Her ne kadar insan-kökenli (antropojenik) kaynakları iç ortamlarda daha baskın olsa da formaldehitin çeşitli doğal kaynakları da bulunmaktadır. Formaldehit doğal olarak çevremizde birçok doğal işlem sonucu oluşur: ormanlar ve çalılar gibi biyokütlenin yanması sırasında havaya salınır (Howard, 1989; Reinhardt, 1991; Seco vd., 2008). Bitki artıklarının degradasyonunun ilk aşamalarında ortaya çıkan bir uçucu organik bileşiktir (Berestetskii vd., 1981; Trapp vd., 2001). Birçok yaşayan organizmada metabolik ara ürün olarak düşük seviyelerde bulunmaktadır. Bakteri, alg ve plankton tarafından dış ortama yayılır (IPCS, 1989; IARC, 1995; Seco vd., 2007). Ağaç yapraklarından dış ortama salınan terpenler ve izopren, $\text{OH}\cdot$ (hidroksil) radikalleri ile tepkimeye girerek ara ürün olarak formaldehiti oluşturur. Bu bileşiklerin havadaki ömürleri kısa olduğu için formaldehitin bu yolla oluşması sadece vejetasyonun olduğu yerlerde önemlidir (Lowe ve Enhalt, 1981). Sucul ortamda güneş ışığı vasıtasıyla hümitik maddelerin yayılması sonucu formaldehit oluşur (WHO, 1989; Nuccio vd., 1995).

2 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Çanakkale 18 Mart Üniversitesi. e-posta: sibelmentese@gmail.com

Formaldehitin antropojenik kaynaklarının en önemli olanı katalitik konvertör ekipmanı içermeyen otomobillerin motorundan çıkan egzoz gazıdır. Özellikle büyük şehirlerde trafiğin yoğun olduğu yerlerde, meteorolojik koşullara da bağlı olarak, havadaki formaldehit konsantrasyonu önem kazanmaktadır (Environment Canada, 1999). Ayrıca odun ile evsel ısınma ve sanayi atıkları gibi her türlü yanabilen maddenin tam olarak yanmaması sonucunda formaldehit ara ürün olarak oluşabilir. Özellikle odun yakılması sonucunda oluşan aldehitlerin %21-42'sini formaldehit oluşturmaktadır (Lipari vd., 1984). Formaldehitin insan sağlığı açısından da önemli olan bir diğer kaynağı, sigara dumanıdır. Hem içilen sigarada tütünün yanması ile hem de dış havaya verilen dumanda fazla miktarda formaldehit bulunmaktadır (Hoffman, 1983; Godish, 1989). İç ortam kaynaklı olarak formaldehit; bina inşa malzemelerinden, mobilyalardan, boyalardan, bazı kozmetik ürünlerinden, dezenfektanlardan, kağıt ürünlerinden, preslenmiş tahta ve kumaş ürünlerinden havaya salınmaktadır (Mentese ve Güllü, 2006; Salthammer vd., 2010).

Ozonolysis reaksiyonu, formaldehitin dolaylı olarak hava ortamında oluştuğu ikincil bir reaksiyondur. Alkenler ozon ile reaksiyona girince karbon = karbon çift bağı kırılır ve 'ozonür' ara ürünü oluşur (Carey, 2000; Saltmamer vd., 2010). Ozonür, su ile hidrolize olunca iki karbonil bileşiği oluşur ve bunlardan en az bir tanesi formaldehittir. Hava ortamında da gerçekleşen bu reaksiyon ayrıca, analitik olarak uygulanır ve alkenlerden aldehit ve keton elde edilir (Carey, 2000; Saltmamer vd., 2010).

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Formaldehit konsantrasyonu kaynak olabilecek tüketici ürünlerinin, bina malzemelerinin ve formaldehit emisyonuna yol açabilecek aktivitelerin yoğunluğuna göre değişim göstermektedir. İlaveten bina yaşı, sıcaklık, nem düzeyi, hava değişim oranı ve mevsim gibi faktörler de etkilidir (Brdaric vd., 2019; HCSP, 2019; Hu vd., 2022; Kalimeri vd., 2016; Kalinic ve Sega, 1996; Mentese ve Güllü, 2006; Poulhet vd., 2014; Salthammer vd., 2010; Zhang vd., 2006).

Formaldehit düzeylerinin araştırıldığı çalışmalar incelendiğinde iç havada formaldehit düzeyinin oldukça geniş bir aralıkta (10 ppb ila >2 ppm) değişim gösterdiği ve genellikle ortalama düzey olarak 50 – 100 ppb (yaklaşık 50 – 100 µg/m³) arasında yoğunlaştığı belirlenmiştir (Salthammer vd., 2010). 200 µg/m³'ün üstünde gözlenen iç hava formaldehit düzeyleri, genellikle odada birinin sigara içtiğine işaret etmektedir (Marchand vd., 2006). Okullarda formaldehit düzeyinin belirlenmesine yönelik olarak Türkiye'de ve dünyanın diğer ülkelerinde yapılmış çalışmalardan seçilenler Tablo 2.3'te özetlenmiştir.

Tablo 2.3. Okul iç hava formaldehit düzeylerinin araştırıldığı seçme çalışmalar

Şehir, Ülke	Ortam	Formaldehit düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
İsveç	181 sınıf	3 µg/m ³ (g. ort.)		Smedje ve Norback, 2001
Kozani, Yunanistan	1 kreş ve 2 ilkokul	Aralık: 2,3 – 28,5 µg/m ³	Yaz: 6,7-28,5 µg/m ³ (ort: 14,2 µg/m ³) Kış: 2,3-7,3 µg/m ³ (ort: 4 µg/m ³) Kreşte gözlenen yüksek formaldehitin sebebi; kullanılan tutkal, boya ile halı ve kaplamalar olarak açıklanmış.	Kalimeri vd., 2016
Zagreb, Hırvatistan	10 ilkokul ve 10 kreş	<u>İlkokul</u> Kış: 9-136 µg/m ³ Yaz: 22-189 µg/m ³ <u>Kreş</u> Kış: 17-148 µg/m ³ Yaz: 50-424 µg/m ³	Mevsimsel değişim 9 kreş ve 7 okulda istatistiksel olarak anlamlı bulunmuş. DSÖ sınır değeri (100 µg/m ³) bazı ortamlarda aşılmış.	Kalinic ve Segar, 1996
Osijek, Hırvatistan	2 ortaokul	<u>Okul A</u> Zemin kat sınıf: 10,7 µg/m ³ 1. kat sınıflar: 11,7 ve 8,5 µg/m ³ <u>Okul B</u> Zemin kat sınıf: 5,9 µg/m ³ 1. kat sınıflar: 7,8 ve 6,3 µg/m ³	Okul A için laminat parke ve Okul B için mobilyalar formaldehit kaynakları olarak gösterilmiş. DSÖ sınır değeri (100 µg/m ³) aşılmamış.	Brdaric vd., 2019
Porto, Portekiz	20 ilkokulda 73 sınıf	Aralık: 8,2-126,9 µg/m ³ (ort: 17,5 µg/m ³)	Sağlık etkileri açısından hırıltılı solunum anlamlı olarak ilişkili bulunmuş	Madureira vd., 2016
Lizbon, Portekiz	14 ilkokul	Aralık: 1,5-42,3 µg/m ³		Pegas vd., 2011

Şehir, Ülke	Ortam	Formaldehit düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Fransa	Kentsel, kırsal veya endüstriyel bölgelerde yer alan 3 farklı okul tipi (ilkokul, lise ve üniversite)	<u>İlkokul</u> Haziran: 4,98-32,85 µg/m ³ (ort: 17,95 µg/m ³) Ocak: 2,57-21,35 µg/m ³ (ort: 11,73 µg/m ³) <u>Lise</u> Mart: 2,8-22,7 µg/m ³ (ort: 11,5 ug/m ³) Kasım: 3-21,8 µg/m ³ mü (ort: 10,96 µg/m ³) <u>Üniversite</u> Ocak: 7,7-23,7 µg/m ³ (ort: 13,3 µg/m ³)	30 dakika süre ile pencere açıp-kapama ile ilkokulda %25,5 ve lisede %33,8 oranında formaldehit konsantrasyonunda azalma belirlenmiş.	Hu vd., 2022
Fransa	8 okul (7 ilkokul ve 1 günlük çocuk bakım merkezi)	6 saatlik aralık: 42-350 µg/m ³	5 okulda formaldehit kaynağı bina malzemesi ve kalan 3 okulda mobilya olarak gösterilmiştir.	Poulhet vd., 2014
Fransa	21 Okul öncesi eğitim kurumu ve anaokul	Genel olarak ahşaptan salınan formaldehit emisyonu <16 µg/m ² /sa (2 mobilya türü hariç: 51-55 µg/m ² /sa)	Okullardaki ahşap kaynaklı formaldehit emisyonlarına odaklanılmış. Ahşap sandalyenin ahşap ayakları için kullanılan tutkallardan en yüksek emisyonun salındığı belirlenmiş. Plastik mobilyalarda ahşap olanlardan daha düşük formaldehit gözlenmiş.	HCSP, 2019

Şehir, Ülke	Ortam	Formaldehit düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Alba, Romanya	5 okul ve her okulda 3 sınıf	Aralık: 15,5-66,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (med: 34,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ formaldehit konsantrasyonuna maruziyet ile görülebilecek semptomların gözlenme oranları ve ilave risk hesaplanmış. Alerjik semptomlar 3,23 kat, grip belirtili semptomlar 2,39 kat ve astım türevli semptomlar 2,69 kat ortalama artış göstermiştir.	Neamtiu vd., 2019
İzmir, Türkiye	3 okul	<u>1. sınıf</u> 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (güz) 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (kış) 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (bahar) <u>2. sınıf</u> 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (güz) 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (kış) 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (bahar) <u>3. sınıf</u> 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (güz) 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (kış) 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (bahar)		Sofuoglu vd., 2011

Şehir, Ülke	Ortam	Formaldehit düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Kuveyt	7 okul (Bölge 1 – kentsel alan: 2 ilkokul ve 1 ortaokul Bölge 2 – Endüstriyel alan:3 ilkokul ve 1 ortaokul)	<u>Bölge 1</u> ort: 61,15 ppb <u>Bölge 2</u> ort: 39,54 ppb	Mevsimsel değişim gözlenmiş: Güz – 35,36 ppb Kış – 38,58 ppb Bahar – 35,29 ppb Yaz – 75,86 ppb Sınıflara göre değişim gözlenmiş: Normal sınıf: 58,58 ppb Bilim sınıfı: 44,79 ppb Boyama sınıfı: 84,7 Çatı: 1,23 ppb	Al-Hemoud vd., 2017
Taiyuon, Çin	10 ortaokul	Aralık 1-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ort: 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Özellikle nefes darlığından kaynaklı gece ataklarının görüldüğü tanımlanmış	Zhao vd., 2008
Hong Kong, Çin	Farklı okullarda 5 sınıf	Ort: <LOD – 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Değerlendirme; okulların bölgesel lokasyonlarına göre yapılmış (endüstriyel, yerleşim yeri, kırsal ve kentsel)	Lee ve Chang, 2000
Kore	Sınıflar	52 sınıf (yaz): 70 ppb (g.ort) 48 sınıf (güz): 40 ppb (g.ort) 46 sınıf (kış): 60 ppb (g.ort)		Sohn vd., 2009
Kore	Okul binaları	50 okul (yaz): 150 ppb (g.ort) 45 okul (kış): 100 ppb (g.ort)		Yang vd., 2009
Johor Bahru, Malezya	8 ortaokul	Ort: 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Mak: 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Norback vd., 2017

Şehir, Ülke	Ortam	Formaldehit düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Brezilya	Akademik enstitü	11 laboratuvar: <1-82 µg/m ³ 5 kütüphane: 7-8 µg/m ³ 3 sınıf: 5-9 µg/m ³		Cavalcante vd., 2006
Avustralya	4 okul	Aralık: 3-38 µg/m ³	Mevsimsel değişim gözlenmiş	Zhang vd., 2006

DSÖ: Dünya Sağlık Örgütü, **LOD:** asgari tespit sınırı, **ort:** aritmetik ortalama, **g.ort:** geometrik ortalama, **med:** ortanca, **aralık:** minimum – maksimum, **mak:** maksimum.

Sağlık Etkileri

Formaldehit, temas bölgesinde hızla reaksiyona girer ve insanlarda formaldehit dehidrojenaz ve aldehit dehidrojenaz enzimlerini içeren eritrositler tarafından hızla metabolize edilir (Mallory vd., 1965; Smith vd., 1983; Uotila ve Koivusalo, 1987; Heck ve Casanova, 2004). Formaldehitin metabolik ürünü olan format, normal metabolik yollara dahil edilir veya daha sonra karbondioksite oksitlenir. Bu, radyoaktivite-etiketli formaldehit ile taşıma çalışmaları yapılırken tek karbon havuzu nedeniyle etiket tüm dokularda görüldüğü için önemli hale gelir. Formaldehit, yaklaşık 1-1,5 dakikalık bir yarılanma süresinde plazmadan kaybolur, çoğu karbondioksite dönüştürülür ve akciğerler yoluyla dışarı verilirken daha küçük miktarlar ise format tuzları ve diğer bazı metabolitler olarak idrarla atılır (WHO, 1989).

Kişisel olarak formaldehite maruz kalındığı takdirde kandaki seviyesi tespit edilebilir. Ancak kandaki ölçüm formaldehite yüksek miktarda maruz kalındığında anlam taşır (WHO, 1989). Solunan formaldehitin metabolize edilmesinde en önemli yollar; formata oksidasyonu ve tetrahidrofolat-bağımlı tek-karbonlu biyosentez yolu ile makro moleküllerle birleşmesi olarak açıklanmaktadır (Canbilen vd., 1999).

Akut, kronik (kansere olmayan) ve potansiyel kanserojen formaldehitin insanlar üzerindeki etkileri çok sayıda vaka kontrol çalışması, kohort çalışması ve inceleme raporunda yayınlanmıştır (Salthammer vd., 2010). DSÖ bünyesindeki Uluslararası Kansere Araştırmaları Ajansı (IARC) tarafından 2004 yılında "Grup-1 insan-kanserojen madde" olarak (nazofarenjil kanser ve miyeloid lösemi en yaygın gözlenen türleridir) sınıflandırılmıştır (IARC, 2006).

Formaldehitin toksik etkilerinin değerlendirilmesinde maruz kalma biçimi (solunum, dermal, ağızdan) önem taşımaktadır. Formaldehit solüsyonları ile göz ve cildin teması ciddi tahribata, temasın tekrarlanması dermatite sebep olmaktadır. İnsanlarda oral alımın ihtimali düşük olsa da formaldehitin bazı gıdalarda katkı maddesi olarak kullanıldığı bilinmektedir (Canbilen vd., 1999). Ayrıca, bazı ambalaj materyallerinin bileşiminde yer almakta ve gıda kaplarının sterilizasyonunda kullanılmaktadır. Bu nedenlerden dolayı ağız yoluyla alım da mümkündür. Oral yol ile alınan formaldehitin gastrite yol açtığı belirlenmiştir (Bartone vd., 1968; Restani ve Galli, 1991).

Formaldehite ana maruz kalma yolu, iç ortam kaynaklarından kontamine olmuş havanın solunumudur. Sudaki yüksek çözünürlüğü nedeniyle formaldehit gazının %90'ından fazlası hızla emilir ve üst solunum yolunda metabolize olur (WHO, 2010; Kimbell vd., 2001). Formaldehit, kanın

normal bir bileşendir. İnsanların 2.5 mg/m^3 formaldehite maruz kalmasının kan seviyelerini artırmadığı ve 0.5 mg/m^3 'e maruz kalmanın hızlı metabolizma nedeniyle üriner ortam atılımında bir artışa neden olmadığı belirlenmiştir. Bu durum, normalde kapalı havada karşılaşılan, $200 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 'ü geçmeyen formaldehit düzeylerinin iç organ maruziyetini artırmamasının beklenmediğini göstermektedir (WHO, 2010).

Yukarıda belirtilen geniş kullanım alanı ve olası sağlık etkilerinin çeşitliliği ve önemi dikkate alındığında, formaldehitin okullarda sadece genel popülasyona olan etkileri değil, öğretmenler ve diğer okul çalışanları için mesleki maruziyet açısından da değerlendirilmesi gerekmektedir.

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Mevcut kılavuz değerleri incelendiğinde, kılavuzlar genellikle toksikolojik veya istatistiksel kriterlere dayanmaktadır (Salthammer, 2011). Sağlıkla ilgili değerler, maruz kalma sürelerine göre kabaca kısa vadeli ve uzun vadeli seviyeler olmak üzere iki gruba ayrılabilir. Kısa vadeli seviyeler, bireyler üzerindeki akut etkileri önlemek için kullanılırken formaldehitin kronik etkilerini önlemek için uzun vadeli seviyeler kullanılmaktadır. İstatistiksel değerlendirme için temsili veri setleri gerekmektedir. Dünya genelinde çeşitli kılavuzlar kapsamında önerilen ve/veya izin verilen formaldehit konsantrasyonları zaman içerisinde sürekli olarak azalma eğilimi göstermiştir ve Tablo 2.4'te özetlenen mevcut değerler yaklaşık olarak 10 ile $123 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ gibi geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Bununla birlikte, Almanya, Güney Kore, Japonya, Fransa gibi ülkeler ile Dünya Sağlık Örgütü güncel olarak $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ sınır değerinde örtüşmektedir.

Uluslararası çalışmaların bir incelemesi, genel popülasyonun formaldehite ortalama maruziyetinin genellikle 50 ppb 'nin altında olduğunu gösterdiği için normal yaşam koşullarında 20 ppb 'den daha düşük formaldehit konsantrasyonlarına kalıcı olarak ulaşıp ulaşılamayacağı şüpheli görünmektedir (Salthammer, 2011). Formaldehit halen en önemli iç ortam kirleticilerinin başında gelmesi nedeniyle düzenlemelere acilen ihtiyaç olduğu kesindir, ancak daha düşük kılavuz değerlerin her zaman en uygun değer olup olmadığı ise tartışılmalıdır. Tek bir bileşiğe çok fazla odaklanmak da insan sağlığına zarar verebilir (Salthammer, 2011).

Ayrıca, yapı ürünlerinden ve tüketim mallarından formaldehit emisyonu da yetkililer ve gönüllü kriterler tarafından sınırlandırılmıştır. Formaldehit, iç ortamlarda en yaygın olarak rastalanan hava kirleticilerin başında geldiği için ortam havasına yönelik olarak tavsiye edilen sınır değerlere ilaveten, formaldehitin kaynağı olabilecek çeşitli tüketim malzemeleri ve bina inşaat malzemelerindeki düzeyinin daha üretim aşamasında sınırlandırılması yoluna gidilmektedir. Bu amaçla, çeşitli ekolojik standartlar (eko-standart) ile çeşitli ürünlerin kontrollü koşullarda materyal analizi yapılmaktadır. Materyal analizi ile azami formaldehit seviyelerinin gönüllü veya bazı ülkelerde mecburi olarak tanımlanarak ürünlerin içeriğindeki veya üründen ortam havasına salınan formaldehit düzeylerine göre etiketlenmesi yoluna gidilmektedir. Sanayileşmiş ülkelerde gerçekleştirilen son emisyon araştırmaları ve iç mekan araştırmalarının bir değerlendirmesi yapıldığında, son yıllarda formaldehit düzeylerini düşürmeye yönelik gösterilen çabalar nedeniyle formaldehite maruz kalınan düzeyler açısından durumun iyileşme eğilimi gösterdiği söylenebilir (Salthammer, 2011).

Tablo 2.4. İç ortam havasında formaldehit düzeyine ilişkin bazı sınır değerler.

ÜLKE	Kaynak	Sınır değer (Ortalama süresi)	Referans
Çin	National standard for indoor air quality	80 µg/m ³ (1 – saat)	GB/T 18883, 2022
Güney Kore	Indoor Air Quality Control Act	100 ppb (8 – saat)	South Korea Ministry of Environment, 2022
Japonya	Ministry of Health, Labour, Welfare (JMHLW)	100 µg/m ³ (30 dk)	JMHLW, 2002
Hong Kong	Ofis ve kamu binaları için bina derecelendirme kılavuzu	Mükemmel derece: 30 µg/m ³ (8 saat) ve 70 µg/m ³ (30 dk) İyi derece: 100 µg/m ³ (30 dk ve 8 saat)	The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019
Kanada	Residential indoor air quality guidelines	50 µg/m ³ (8 saat) 123 µg/m ³ (1 saat)	Government of Canada, 2022
Singapur	Guidelines for good indoor air quality in office premises	120 µg/m ³ (8 saat)	Singapore Government, 1996
İngiltere	Public Health of England	10 µg/m ³ (yıllık)	PHE, 2021
Fransa	Benchmarks for managing indoor air quality – formaldehyde	100 (1-4 saat arasında kısa süreli)	HSCP, 2019
ABD	LEED-Bina derecelendirme sistemi (LEED v4.1, 2022)	16 ppb	USGBC, 2022
ABD	California, referans maruziyet seviyeleri	9 µg/m ³ (8 saat ve yıllık) 55 µg/m ³ (1 saat)	OEHHA, 2020
Almanya	German Committee on Indoor Air Guide Values	100 µg/m ³ (30 dk)	Umwelt Bundesamt, 2022
AB	INDEX project: "Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU"	30 µg/m ³	Kotzias vd., 2005
DSÖ	WHO guidelines, for indoor air quality: selected pollutants	100 µg/m ³ - 30 dakika (2010) ¹	WHO, 2010

¹ Black, (2012): Sınır değerini 120 µg/m³ olarak güncellenmesi önerisi

AB: Avrupa Birliği, ABD: Amerika Birleşik Devletleri, DSÖ: Dünya Sağlık Örgütü.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Dikkate alınabilir en düşük sınır değer; INDEX raporunda “Hiçbir Olumsuz Etkinin Görülmediği Düzey” (NOAEL: No Observed Adverse Effect Level) 30 µg/m³ olarak belirtilmiştir. Bu değer, dünyadaki pek çok iç ortam havasında ölçülen ortalama değer oldukça altındadır.

İç ortam havasında formaldehitin çok çeşitli kaynaklarının halihazırda bulunması, genel olarak okullarda gözlenen konsantrasyon aralığı ve dünyanın diğer ülkelerinde kullanılan sınır ve/veya kılavuz değerler göz önünde bulundurularak, öncelikli olarak okullarda hava ortamında formaldehit düzeyi için kısa veya uzun vadeli sınır değer önerisi olarak 100 µg/m³ uygun görülmüştür.

Kaynaklar

Al-Hemoud, A., Al-Awadi, L., Al-Rashidi, M., Rahman, K.A., Al-Khayat, A., Behbehani, W., 2017. Comparison of indoor air quality in schools: Urban vs. industrial ‘oil & gas’ zones in Kuwait. *Building and Environment* 122, 50–60. doi:10.1016/j.buildenv.2017.06.001

Bartone, N.F., 1968. Corrosive gastritis due to ingestion of formaldehyde: Without esophageal impairment. *JAMA: The Journal of the American Medical Association* 203, 50–51. doi:10.1001/jama.203.1.50

Black, M., 2012. A Formaldehyde Update- Prepared for the WHO Children’s Health Committee- 2012- Some Updates 2013V1 (PhD).

Brdarić, D., Kovač-Andrić, E., Šapina, M., Kramarić, K., Lutz, N., Perković, T., Egorov, A., 2019. Indoor air pollution with benzene, formaldehyde, and nitrogen dioxide in schools in Osijek, Croatia. *Air Quality, Atmosphere & Health* 12, 963–968. doi:10.1007/s11869-019-00715-7

Canbilen, A., Sezen, Ş., Avunduk, M.C., Çon, N.E., 1999. Formaldehit ve Toksik Etkileri. *Genel Tıp Dergisi*, 1999; 9, 33–39.

Carey, F.A., 2000. *Organic Chemistry*, Fourth. ed. McGraw-Hill Companies.

Cavalcante, R., Campelo, C., Barbosa, M., Silveria, E., Carvalho, T., Nascimento, R., 2006. Determination of carbonyl compounds in air and cancer risk assessment in an Academic Institute in Fortaleza, Brazil. *Atmospheric Environment* 40, 5701–5711. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.04.056

Environment Canada, 1999, Canadian Environmental Protection Act — Priority Substances List — Supporting document for the environmental assessment of formaldehyde. Hull, Quebec, Environment Canada, Commercial Chemicals Evaluation Branch.

French High Council for Public (HCSP), 2019, Benchmarks For Managing Indoor Air Quality Formaldehyde. URL <https://www.hcsp.fr/>

GB/T 18883-2022. Indoor Air Quality Standards. General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People’s Republic of China

Godish, T., 1989. Formaldehyde exposures from tobacco smoke: A review. *American Journal of Public Health* 79, 1044–1045. doi:10.2105/ajph.79.8.1044

Government of Canada, 2022, Residential indoor air quality guidelines. URL <https://www.canada->

- da.ca/en/health-canada/services/air-quality/residential-indoor-air-quality-guidelines.html#a1
- Heck, H.d'A., Casanova, M., 2004. The implausibility of leukemia induction by formaldehyde: A critical review of the biological evidence on distant-site toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 40, 92–106. doi:10.1016/j.yrtph.2004.05.001
- Hoffman, D., 1983. *Formaldehyde in Main and Sidestream Smoke*, Valhalla, NY: Naylor Dana Institute for Disease Prevention, American health Foundation
- Howard, P.H., 1991. *Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals*. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.
- Hu, D., Tobon, Y., Agostini, A., Grosselin, B., Chen, Y., Robin, C., Yahyaoui, A., Colin, P., Mel-louki, A., Daële, V., 2022. Diurnal variation and potential sources of indoor formaldehyde at elementary school, High School and university in the Centre Val de Loire region of France. *Science of The Total Environment* 811, 152271. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152271
- IARC, Formaldehyde., 2006. In: *Formaldehyde, 2-butoxyethanol and 1-tertbutoxypropan-2-ol*. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 39–325 (IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 88)
- IPCS, 1989. *Formaldehyde*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, pp. 219 (Environmental Health Criteria 89).
- JMHLW, 2002. Japanese ministry of health, labor and welfare, committee on sick house syndrome: indoor air pollution, Progress Report No. 4; Summary of Discussions from the 8th to 9th Meetings, URL <http://www.nihs.go.jp/mhlw/chemical/situnai/kentoukai/rep-eng4.pdf>
- Kalimeri, K.K., Saraga, D.E., Lazaridis, V.D., Legkas, N.A., Missia, D.A., Tolis, E.I., Bartzis, J.G., 2016. Indoor Air Quality Investigation of the school environment and estimated health risks: Two-season measurements in primary schools in Kozani, Greece. *Atmospheric Pollution Research* 7, 1128–1142. doi:10.1016/j.apr.2016.07.002
- Kalinic, N., Sega, K., 1996. Relationship between summer and winter formaldehyde levels in kindergartens and primary schools. *Environmental Management and Health* 7, 21–22. doi:10.1108/09566169610123050
- Kimbell, J.S., Overton, J.H., Subramaniam, R.P., Schlosser, P.M., Morgan, K.T., Conolly, R.B., Miller, F.J., 2001. Dosimetry modeling of inhaled formaldehyde: Binning nasal flux predictions for quantitative risk assessment. *Toxicological Sciences* 64, 111–121. doi:10.1093/toxsci/64.1.111
- Kotzias D, Koistinen K, Kephelopoulos S, Carrer P, Maroni M, Schlitt C, Jantunen M, Cochet C, Kirchner S, Lindvall T, Mclaughlin J, Molhave L. The INDEX Project - Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU. EUR 21590 EN. 2005. JRC31622.
- Lee, S.C., Chang, M., 2000. Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere* 41, 109–113. doi:10.1016/s0045-6535(99)00396-3
- Lipari, F., Dasch, J.M., Scruggs, W.F., 1984. Aldehyde emissions from wood-burning fireplaces. *Environmental Science & Technology* 18, 326–330. doi:10.1021/es00123a007
- Lowe, D.C., Schmidt, U., 1983. Formaldehyde (HCHO) measurements in the Nonurban At-

- mosphere. *Journal of Geophysical Research* 88, 10844. doi:10.1029/jc088ic15p10844
- Madureira, J., Paciência, I., Pereira, C., Teixeira, J.P., Fernandes, E.de, 2015. Indoor air quality in Portuguese schools: Levels and sources of pollutants. *Indoor Air* 26, 526–537. doi:10.1111/ina.12237
- Marchand, C., Bulliot, B., Le Calvé, S., Mirabel, P., 2006. Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment* 40, 1336–1345. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.10.027
- Mentese, S., Güllü, G., 2006. Variations and sources of formaldehyde levels in residential indoor air in Ankara, Turkey. *Indoor and Built Environment* 15, 273–281. doi:10.1177/1420326×06066150
- Neamtiu, I.A., Lin, S., Chen, M., Roba, C., Csobod, E., Gurzau, E.S., 2019. Assessment of formaldehyde levels in relation to respiratory and allergic symptoms in children from Alba County Schools, Romania. *Environmental Monitoring and Assessment* 191. doi:10.1007/s10661-019-7768-6
- Norbäck, D., Hashim, J.H., Hashim, Z., Ali, F., 2017. Volatile organic compounds (VOC), formaldehyde and nitrogen dioxide (no 2) in schools in Johor Bahru, Malaysia: Associations with rhinitis, ocular, throat and dermal symptoms, headache and fatigue. *Science of The Total Environment* 592, 153–160. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.215
- Nuccio, J., Seaton, P.J., Kieber, R.J., 1995. Biological production of form aldehyde in the marine environment. *Limnology and Oceanography* 40, 521–527. doi:10.4319/lo.1995.40.3.0521
- OEHHA, 2020. Office of environmental health hazard assessment, Acute, 8-hour and chronic reference exposure levels. URL www.oehha.ca.gov/air/allrels.html.
- Pegas, P.N., Alves, C.A., Evtugina, M.G., Nunes, T., Cerqueira, M., Franchi, M., Pio, C.A., Almeida, S.M., Verde, S.C., Freitas, M.C., 2011. Seasonal evaluation of outdoor/indoor air quality in primary schools in Lisbon. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 657. doi:10.1039/c0em00472c
- Poulhet, G., Dusanter, S., Crunaire, S., Locoge, N., Gaudion, V., Merlen, C., Kaluzny, P., Coddeville, P., 2014. Investigation of formaldehyde sources in French schools using a passive flux sampler. *Building and Environment* 71, 111–120. doi:10.1016/j.buildenv.2013.10.002
- Public Health of England (PHE), 2021, Indoor Air Quality Guidance: Assessment, Monitoring, Modelling and Mitigation, Version 0.1 - consultation draft. URL https://iaqm.co.uk/wpcontent/uploads/2013/02/iaqm_indoorairquality_v4_consultation_draft.pdf
- Reinhardt, T.E., 1991. Monitoring firefighter exposure to air toxins at prescribed burns of forest and range biomass. doi:10.2737/pnw-rp-441
- Restani, P., Galli, C.L., 1991. Oral toxicity of formaldehyde and its derivatives. *Critical Reviews in Toxicology* 21, 315–328. doi:10.3109/10408449109019569
- Salthammer, T., 2011. Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. *Chemosphere* 82, 1507–1517. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.11.023
- Salthammer, T., Mentese, S., Marutzky, R., 2010. Formaldehyde in the indoor environment. *Chemical Reviews* 110, 2536–2572. doi:10.1021/cr800399g

- Seco, R., Peñuelas, J., Filella, I., 2007. Short-chain oxygenated vocs: Emission and uptake by plants and atmospheric sources, sinks, and concentrations. *Atmospheric Environment* 41, 2477–2499. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.11.029
- Seco, R., Peñuelas, J., Filella, I., 2008. Formaldehyde emission and uptake by Mediterranean trees *Quercus ilex* and *pinus halepensis*. *Atmospheric Environment* 42, 7907–7914. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.07.006
- Singapore Government, 1996, Guidelines for good indoor air quality in office premises, Institute of Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, https://www.bca.gov.sg/greenmark/others/NEA_Office_IAQ_Guidelines.pdf
- Smedje, G., Norbäck, D., 2001. Irritants and allergens at school in relation to furnishings and cleaning. *Indoor Air* 11, 127–133. doi:10.1034/j.1600-0668.2001.110207.x
- Smith, E.L., 1983. Principles of Biochemistry Mammalian Biochemistry. McGraw-Hill, New York, NY.
- Sofuoglu, S.C., Aslan, G., Inal, F., Sofuoglu, A., 2011. An assessment of indoor air concentrations and health risks of volatile organic compounds in three primary schools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214, 36–46. doi:10.1016/j.ijheh.2010.08.008
- Sohn, J., Yang, W., Kim, J., Son, B., Park, J., 2009. Erratum to “Indoor Air Quality Investigation according to age of the school buildings in Korea” [*J. Environ. manage.* 90 (2008) 348–354]. *Journal of Environmental Management* 90, 1962. doi:10.1016/j.jenvman.2008.12.003
- Solomons, T.W.G., 1978. Organic Chemistry. Wiley, New York.
- South Korea Ministry of Environment, 2022, Indoor Air Quality Control Act, issue: 2022-06-09, Act No. 13601.
- The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019. Guidance Notes for the Management of Indoor Air Quality in Offices and Public Places, Indoor Air Quality Management Group.
- Trapp, D., Cooke, K.M., Fischer, H., Bonsang, B., Zitzelsberger, R.U., Seuwen, R., Schiller, C., Zenker, T., Parchatka, U., Nunes, T.V., Pio, C.A., Lewis, A.C., Seakins, P.W., Pilling, M.J., 2001. Isoprene and its degradation products methyl vinyl ketone, methacrolein and formaldehyde in a eucalyptus forest during the FIELDVOC’94 campaign in Portugal. *Chemosphere - Global Change Science* 3, 295–307. doi:10.1016/s1465-9972(01)00012-5
- Umwelt Bundesamt, 2022. German Committee on Indoor Air Guide Values, Guide value for indoor air: formaldehyde, URL <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00103-016-2389-5.pdf>
- USGBC, 2022. LEED v4.1, <https://www.usgbc.org/leed/v41#getting-started>
- Walker, J.F., 1964. Formaldehyde, Rineholf Publishing Corp. New York.
- Wilbourn, J., Heseltine, E., Moller, H., 1995. IARC evaluates wood dust and formaldehyde. International Agency for Research on cancer. *Scandinavian Journal of Work, Environment & He-*

alth 21, 229–232. doi:10.5271/sjweh.1368

WHO, 2010. In Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. Geneva: World Health Organization; Formaldehyde, by Debra A. Kaden, Corinne Mandin, Gunnar D. Nielsen, and Peder Wolkoff

WHO, 1989, Formaldehyde. Geneva, World Health Organization, (Environmental Health Criteria, No. 89).

Yang, W., Sohn, J., Kim, J., Son, B., Park, J., 2009. Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea. Journal of Environmental Management 90, 348–354. doi:10.1016/j.jenvman.2007.10.003

Zhang, G., Spickett, J., Rumchev, K., Lee, A.H., Stick, S., 2006. Indoor Environmental Quality in a 'low allergen' school and three standard primary schools in Western Australia. Indoor Air 16, 74–80. doi:10.1111/j.1600-0668.2005.00405.x

Zhao, Z., Zhang, Z., Wang, Z., Ferm, M., Liang, Y., Norbäck, D., 2008. Asthmatic symptoms among pupils in relation to winter indoor and outdoor air pollution in schools in Taiyuan, China. Environmental Health Perspectives 116, 90–97. doi:10.1289/ehp.10576

TRİHALOMETANLAR

YETKİN DUMANOĞLU³

Giriş

Fiziksel hareketsizliğin, bulaşıcı olmayan sağlık riski, stres, kaygı ve depresyon şikayetlerinin artmasında etkili olduğu çalışmalar ile ortaya konmuştur (DSÖ, 2016; Ding, 2018). Bu soruna dikkat çekmek amacıyla Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ) ve 28 Avrupa Birliği ülkesi fiziksel aktiviteyi teşvik eden politikaları benimseyen küresel bir eylem planı başlatmıştır (DSÖ, 2016; Breda vd., 2018; Europe Active, 2019). Bu çalışmalar, başta çocuklar ve yaşlılar olmak üzere giderek artan sayıda kişinin kapalı yüzme havuzlarındaki yüzme faaliyetlerine katılmasını teşvik etmiştir. Ancak kapalı yüzme havuzlarının bulunduğu binalar, iç ortamın higrotermal (sıcaklık ve nem) koşulları, su dezenfeksiyonunda kullanılan kimyasallar ve havalandırma ihtiyaçları nedeniyle olumsuz sağlık etkileri açısından hassas bir öneme sahiptir.

Yüzme havuzlarında kullanılan su, dezenfeksiyon işlemine tabi tutulur. Dezenfeksiyonun amacı, yüzücülerin, havuz suyunu besleyen sudan veya sudaki yüzücülerden kaynaklanan mikrobiyal patojenlerin (virüs, bakteri, protozoa ve mantarlar) neden olduğu su kaynaklı enfeksiyonlara maruz kalmasını önlemektir (Lee vd., 2010; Schmalz vd., 2011). Mikrobiyal aktivitenin önlenmesi amacıyla suya uygulanan dezenfektanlar yüzme havuzu suyunda bulunan organik ve azotlu bileşikler ile reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ'ni) oluşturmaktadır (Zwiener vd., 2007; Weaver vd., 2009; Richardson vd., 2010; Manasfi vd., 2017). Yüzme havuzunda DYÜ'nin oluşumu, havuz suyunda kullanılan dezenfeksiyon yöntemi ve seçilen kimyasala, su kaynağına, kalıntı dezenfektan miktarına, reaksiyon ve bekleme süresine, sudaki organik karbon/inorganik madde miktarına, suyun pH değerine ve sıcaklığına bağlıdır (Kanan, 2010; Teo vd., 2015; Carter ve Joll 2017; DSÖ, 2017; Manasfi vd., 2017; İlyas vd., 2018).

Yüzme havuzu dezenfeksiyonu için klorlama, brominasyon, ozonlama, ultraviyole radyasyonu ve gümüş bakır nanoparçacıkları gibi dezenfeksiyon yöntemleri kullanılmaktadır (Zwiener vd., 2007; Costet vd., 2011; Ratajczak vd., 2015). Dezenfektan türü ve biçiminin belirli gereksinimlere göre seçilmesine rağmen genel olarak suyun mikrobiyolojik güvenliğini sağlamak için klorlu dezenfektanlar tercih edilmektedir (Nemery vd., 2002; DSÖ, 2006; Zwiener vd., 2007; Chowdhury vd., 2014). Klor, düşük maliyeti ve mikroorganizmaları etkisiz hale getirmedeki yüksek etkinliği nedeniyle yüzme havuzlarına uygulanan en yaygın dezenfektandır (Li ve Blatchley, 2007; Hsu vd., 2009; Bessonneau vd., 2011; Tang vd. 2015). Klorlu dezenfeksiyonda kullanılan kimyasallar klor gazı, kalsiyum/sodyum/lityum hipoklorit, dikloro izosiyanoratlar ve trikloro izosiyanoratlar'dır (Chowdhury vd., 2014; Teo vd., 2015; Manasfi vd., 2017). Kullanılan kimyasal türünden bağımsız olarak, klor suya girdiğinde hidrojen atomlarına ve hipoklorit iyonlarına ayrıışan hipokloröz asit oluşturur. "Serbest klor" kalıntısı, hipokloröz asit, hipoklorit iyonu ve sulu klor konsantrasyonlarının toplamıdır (Weaver vd., 2009). Havuzda yeterli dezenfeksiyon gücünün muhafaza edilmesini sağlamak için kalıntı klor sık sık ölçülür ve bunun için sınır değerler belirlenmiştir. Örneğin Kanada'da, yüzme havuzlarındaki serbest klorun miktarı 0,8 ila 2,0 mg/L arasındadır (Ministe`re du De`veloppement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2006). Yüzme havuzu suyu genellikle yüksek sıcaklığa sahiptir, bu da daha yüksek

3 Dr.Öğr.Üyesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dokuz Eylül Üniversitesi. e-posta: yetkin.dumanoglu@deu.edu.tr

oranda klor çürümesine yol açar. Yüzme havuzları, klor talebini telafi etmek yani serbest klor kalıntılarını sağlamak için nispeten yüksek dozlarda klor kullanır (Weisel vd., 2009; Richardson vd., 2010). Daha yüksek serbest kalıntı klor, daha yüksek sıcaklık ve yüzücülerden gelen organik yüklerin sürekli eklenmesi yüzme havuzlarında DYÜ oluşumunun devamlılığını sağlamaktadır (Hansen vd., 2013; Simard vd., 2013).

DYÜ arasında en yaygın olarak tanımlananlar trihalometanlar (THM'lar), haloasetik asit ve inorganik kloraminlerdir (Simard vd., 2013). DYÜ olarak ortaya çıkan THM'lar büyük oranda dezenfeksiyon amaçlı klor bileşikleri kullanıldığında artılmış suda oluşur. Klor, yüzme havuzu suyunda bulunan antropojenik kaynaklı organik maddelerle (örneğin insan teri, tükürük, kişisel bakım ürünleri, kozmetik ürünleri vb.) reaksiyona girerek THM'ları oluşturur (Tang vd., 2015; Tardif vd., 2016; Manasfi vd., 2017; Ilyas vd., 2018). Kloroform- CHCl_3 (TCM), bromodiklorometan- CHBrCl_2 (BDCM), dibromoklorometan- CHBr_2Cl (DBCM) ve bromoform- CHBr_3 (TBM) yüzme havuzu suyunda yaygın gözlenen DYÜ'dür (Li ve Blatchley, 2007; Weaver vd., 2009; Lourencetti vd., 2012; Maia vd., 2014; Wang vd., 2014; Bozym vd., 2018).

THM'lar dermal temas, kazara oral alım ve solunum yoluyla insan sağlığını etkileyebilir (Rahman vd., 2010; Dyck vd., 2011; Villanueva ve Font-Ribera, 2012). THM'lar uçucu bileşiklerdir, bu nedenle yüzme havuzlarının bulunduğu kapalı alanların ortam havasında birikme eğilimi yüksektir (Fantuzzzi vd., 2010; Wand ve Dong, 2010; Boudenne vd., 2017; Nitter vd., 2018). Araştırmalar, THM'lara maruz kalma ile solunum yolu tahrişinden, farklı kanser türlerine kadar çeşitli insan sağlığı etkileri arasındaki bağlantıları belirlemiştir (Villanueva vd., 2007; Bernard vd., 2009; Weisel vd., 2009; Voisin vd., 2014). Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı (IARC), kloroform ve bromodiklorometanı insanlar için olası kanserojen olarak sınıflandırmıştır (grup 2B) (IARC, 1999). Bu nedenlerle, DSÖ verileri dikkate alarak ülkeler mikrobiyal ve dezenfeksiyon yan ürün tehlikelerini en aza indirmeye yönelik standartlar da dahil olmak üzere, yüzme havuzları ve benzeri eğlence amaçlı su ortamlarının güvenliği için yönergeler yayınlamıştır. Ancak Dünya genelinde iç ortam havasında bulunan DYÜ için belirlenmiş bir sınır değer bulunmamaktadır. Yüzme havuzlarının bulunduğu binaların iç havasında THM sınır değerlerinin belirlenmesi, bu binaların içinde bulunan ve yoğun olarak bu havayı soluyan özellikle yüzücüler, antrenörler ve çalışan sağlığı açısından önemli bir etki yaratacaktır.

İç Ortam Kaynakları

Yüzme havuzlarında yapılan çalışmalarda 600'den fazla DYÜ (trihalometanlar, haloasetamidler, haloetonlar, haloasetik asitler, haloasetaldehitler, halonitrometanlar, haloasetonitriller, halo-benzokinonlar ve N-nitrozaminler) tespit edilmiştir (Zwiener vd., 2007; Lee vd., 2010; Richardson vd., 2010; Wang vd., 2013; Chowdhury vd., 2014; Teo vd., 2015; Daiber vd., 2016; Manasfi vd., 2016). Hem içme suyunda hem de havuz suyunda kullanılan dezenfeksiyon yöntemi ve seçilen kimyasallar aynı olsa da içme suyundaki DYÜ'nin oluşumunda etken olan organik madde miktarları yüzme havuzu suyunda farklılık göstermektedir (Levesque vd., 2006; Ilyas vd., 2018). İçme suyundaki DYÜ, Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı'nın (USEPA) Aşama 2 düzenleyici sınırları dahilinde çok daha düşük konsantrasyonlarda meydana gelir. Kanada'da yapılan çalışmada havuz suyundaki toplam organik karbon miktarının aynı havuzu doldurmak için kullanılan şebeke suyundaki toplam organik madde miktarının 2 ila 5 katı fazla olduğu gözlenmiştir (Simard vd., 2013). Kişisel bakım ürünleri ve insan vücut sıvıları yüzme

havuzu suyundaki organik ve azotlu madde kaynaklarıdır (Daiber vd., 2016). Havuzu kullanan yüzücü sayısı ile bağlantılı olarak organik madde yüklenmesi nedeniyle ve su kaynaklı hastalıkları önlemek amacıyla genellikle havuzlara sürekli dezenfektan eklemesi yapılmaktadır (Carter ve Joll 2017). Yüzücülerden kaynaklanan ter, tükürük, idrar, mukus, saç, losyon, kreatinin ve amino asitler (Mannschott vd., 1994; Nieuwenhuijsen vd., 2000; Kim vd., 2002; Nazir ve Khan, 2006; Caro ve Gallego, 2007; Li ve Blatchley, 2007; LaKind vd., 2010) dezenfektanlarla reaksiyona giren organik madde yüklerinin kaynağıdır.

Yüzme havuzu suyundaki DYÜ konsantrasyonlarını etkileyen faktörlerden bazıları şunlardır: kaynak suyu kalitesi (genellikle şebeke içme suyu), klor dozu, mevcut organik veya inorganik öncülerin türü (Lahl vd., 1981; Kim vd., 2002; LaKind vd., 2010), pH (Hansen vd., 2012), sıcaklık (Chu ve Nieuwenhuijsen, 2002; Kanan ve Karanfil, 2011; Simard vd., 2013), dezenfektan tipi (Lee vd., 2009; Richardson vd., 2010; Weng vd., 2012), yüzücü sayısı (Aggazzotti vd., 1990; Aggazzotti vd., 1995; Chu ve Nieuwenhuijsen, 2002), yüzücülerin aktivitelerinden kaynaklanan türbülans, su püskürtücüler, çeşmeler, su kaydırakları, dalga havuzları ve su/hava jetleri gibi özellikler (Hery vd., 1995; Aggazzotti vd., 1998; Kristensen vd., 2010; Daiber vd., 2016) ve havuz tipi (Hery vd., 1995; Daiber vd., 2016).

Havuzların iki tipik özelliği DYÜ oluşumunu etkileyen önemli parametrelerdir. Bunlar yeterli dezenfeksiyon gücünün sağlanması için kalıntı klor varlığı ve havuzu dolduran suyun uzun süreli olarak kullanılmasına bağlı olarak içindeki organik madde miktarıdır. Berg vd. (2019) yeni organik girdiler olmasa da havuz suyunda bulunan mevcut organik maddelerin DYÜ oluşmasına devam ettiğini göstermiştir. Önceden var olan antropojenik kaynaklı organik maddeler, kalıntı klor ile yavaş yavaş reaksiyona girmeye devam edecek ve sürekli olarak daha fazla DYÜ oluşturacaktır. DYÜ'nden hangi türlerinin oluşacağı temel olarak havuzları dolduran suyun içeriğine bağlı olarak değişmektedir. Manasfi vd. (2016) klor ile dezenfekte edilmiş deniz suyu doldurulmuş üç kapalı yüzme havuzunda ve tatlı su doldurulmuş bir açık havuzda oluşan DYÜ'ni incelemiştir. Deniz suyu ile doldurulan havuzlarda bromlu DYÜ'nin, tatlı su havuzunda ise klorlu DYÜ'nin baskın olduğu görülmüştür. Boudenne vd. (2017) deniz suyu ile doldurulmuş bir havuzun iç ortamında yaptıkları çalışmada hem havuz suyunda hem de havuz iç havasından dört THM bileşiği arasında en baskın türün bromoform olduğunu tespit etmiştir.

Havuz iç havasında bulunan THM bileşiklerinin ana kaynağı olan havuz suyunda konsantrasyonların 0,2-335 µg/L aralığında geniş sınırlara sahip olduğu çalışmalar sonucunda ortaya çıkmıştır. Kapalı yüzme havuzlarından alınan su örneklerinde THM konsantrasyonları Hindistan'da 90-335 µg/L (Thacker vd., 2003), Kanada'da 12,9-215 µg/L (Dyck vd., 2011), Londra'da en yüksek 132 µg/L (Chu ve Nieuwenhuijsen, 2002) olarak tespit edilmiştir. Sandel (1990), Amerika Birleşik Devletleri'ndeki 114 konut havuzunda yaptığı incelemede kloroform konsantrasyonunu ortalama 67 µg/L, en yüksek 313 µg/L olduğunu bildirmiştir. Fantuzzi vd., (2001) İtalya'daki beş kapalı yüzme havuzunu incelemiş ve yüzme havuzlarında ortalama THM konsantrasyonunu 40 µg/L olarak bulmuştur.

Kapalı Havuzlarda İç Hava Seviyeleri

THM'lar uçucu organik bileşiklerdir, bu nedenle kapalı yüzme havuzlarının suyundan buharlaşarak ortam havasında birikim eğilimi gösterirler (Tardif vd., 2016; Cu vd., 2022). Ortam havası ve havuzdan su sıçraması ile oluşan aerosollerin solunması ile kapalı yüzme havuzu ortam

havasındaki THM bileşiklerine maruz kalınmaktadır (Goma vd., 2010). DSÖ ve bilim insanları tarafından yapılan çalışmalar solunum yoluyla maruz kalınan bu tehlikeli maddelerin toksisitesinin, yutma veya deri temasından çok daha yüksek olduğuna işaret etmektedir (Erdinger vd., 2004; Lee vd., 2009; Dyck vd., 2011; Lourencetti vd., 2012; Villanueva vd., 2012; Righi vd., 2014; Ratajczak vd., 2015).

Havuz iç ortamında THM konsantrasyonları havuzda bulunan yüzücü sayısı, havuz suyu organik madde miktarı, iç ortam/su sıcaklığı ve ortam havalandırması gibi nedenlere bağlı farklılıklar göstermektedir. Yüzücülerin sayısı, havadaki DYÜ seviyeleri üzerinde güçlü bir etkiye sahiptir (Aggazzotti vd., 1990; Jacobs vd., 2007; Weng vd., 2011). THM'lar için yüzücü sayısı muhtemelen yüzme ve oyun oynama, su türbülansları yaratma ve kimyasalın sudan havaya uçmasını artırma gibi aktivitelerin etkisini yansıtmaktadır (Jacobs vd., 2007; Weng vd., 2011). Chen vd. (2016) havuz iç ortam havasındaki kloroform konsantrasyonunu etkileyen en önemli faktörlerden birisinin yüzücü sayısı olduğunu belirlemiştir. Yüzücü sayısı 40'ı aştığında, sudaki kloroformun buhar fazına geçmesi nedeniyle havadaki kloroform konsantrasyonları, havuzda yüzücüler olmadan ölçülen konsantrasyondan ortalama 4,4 kat daha yüksek ölçülmüştür. Havuzdaki yüzücü sayısının farklılık gösterdiği iki havuzda Catto vd. (2012) iç ortam THM konsantrasyonlarını ölçmüştür. Yüzücü sayısının fazla olduğu havuzda iç ortam THM konsantrasyonları diğer havuza göre daha yüksek ölçülmüştür. Ayrıca kişi sayısının fazla olduğu havuzda su seviyesinden 30 cm ve 150 cm yüksekte ölçümler yapılmıştır. Havuz suyuna yakın seviyede konsantrasyonlar daha yüksek bulunmuştur. Yüksek yüzücü katılımı, fazla türbülans ve dolayısıyla daha yüksek uçuculuğa katkıda bulunmuştur. Portekiz'deki halka açık kapalı yüzme havuzlarında da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Günün iki farklı saatinde (sabah erken saatler ve akşam saatleri) ölçülen iç ortam havasındaki toplam THM konsantrasyonlarında önemli farklılıklar gözlemlenmiştir. Sabah saatleri ile karşılaştırıldığında yüzücü sayısının iki katına çıktığı akşam saatlerinde havadaki konsantrasyonların arttığı, ancak sudaki konsantrasyonlarında tam tersi azaldığı görülmüştür. Havuz suyuna organik madde girdilerinin yüzücü sayısının artışı ile orantılı olarak artmasına rağmen, yüzücü sayısının artışı ile suda oluşan fazla türbülans THM'ların sudan gaz fazına geçme eğilimini artırmakta bunun sonucu olarak sudaki konsantrasyonları azalırken havadaki konsantrasyonlar artmaktadır (Gabriel vd., 2019).

THM'lar çok uçucu bileşikler olmaları ve su-hava arasındaki dinamikleri nedeniyle konfor koşulları (sıcaklık, bağıl nem, havalandırma) maruziyet ve sağlık etkileri açısından büyük önem taşımaktadır (Tardif vd., 2016; Lara vd., 2020). Gabriel vd. (2019) iç ortam THM örneklerini alırken eş zamanlı olarak iç ortam havası konfor parametrelerini de izlemiştir. İç havada ölçülen CO₂ seviyeleri (kötü havalandırma koşullarını işaret eder) ile yüksek THM iç hava konsantrasyonları arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler tespit etmişlerdir. Havuzlarda tespit edilen bağıl nem ve pencerelerde gözlenen yoğuşma belirtilerinin de havadaki yüksek THM konsantrasyonları ile önemli ölçüde ilişkili bulmuşlardır. Bu bulgularla uyumlu olarak bir başka çalışma, iç ortam bağıl neminin kloroforma maruz kalmanın en önemli belirleyicilerinden biri olduğunu bildirmiştir (Nitter ve Svendsen, 2019). İç ortam havalandırmasının pencereler ve kapıdan hava akımı ile sağlandığı Tayvan'daki bir havuzda dezenfektan olarak sodyum hipoklorit kullanılmış ve standartlara göre suda kalan toplam klor miktarı <1 mg/L olarak sınırlandırılmıştır. İç ortam havasındaki kloroform konsantrasyonu, izleme haftası boyunca 13 ila 182 µg/m³ arasında değişmiştir (Chen vd., 2016).

Uçuculuğu yüksek olan THM'lerin sudan buharlaşması sonucunda en yoğun maruziyet yüzücülerde olmaktadır. Yüzme mesafesi veya enerji harcaması olarak ölçülen fiziksel aktivite ile kapalı havuzlarda yüzücülerin solunan nefes THM konsantrasyonu artışları arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki vardır (Marco vd., 2015). Ancak yüzücüler dışında havuzun bulunduğu binada yüzücülerden çok daha fazla süre kalan çalışanlar, antrenörler ve henüz havuza girmemiş olan yüzücüler de havadaki THM'lere maruz kalmaktadır. Gabriel vd. (2019) havuz su yüzeyinin 10 cm üzerinde ve havuza 1 m uzaklıkta eş zamanlı ölçümler yapmışlardır. Ölçüm yapılan 20 havuzda yüzücü sayısının yoğun olduğu akşam saatlerin toplam THM konsantrasyonu su yüzeyinde 126 ± 155 (ortalama \pm standard sapma) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ölçülürken havuza 1 m uzaklıkta 104 ± 136 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, su yüzeyine daha yakın örnekleme konumunda daha yüksek konsantrasyonlar bildiren önceki çalışmalarla uyumludur (Catto vd., 2012; Nitter vd., 2017; Nitter vd., 2019). Nuckols vd. (2005) yüzme havuzunun bulunduğu binanın diğer odalarında THM'leri $1-10$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında değişen konsantrasyonlarda ölçmüştür. Bu konsantrasyon aralığı aynı çalışmada evsel su kullanım faaliyetlerinden (çamaşır yıkama ($7-33$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$), bulaşık yıkama ($2-28$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$), el yıkama ($19-85$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$), banyodan (örn. $21-98$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$)) dolayı oluşan konsantrasyonlar ile benzerlik göstermektedir.

Havuz suyunda tespit edilen THM bileşikleri arasında en baskın tür kloroform'dur. Bessonneau vd. (2011) havuz suyunda toplam THM konsantrasyonunu $4,8$ ila $80,7$ $\mu\text{g}/\text{L}$ aralığında ölçmüştür. Bu toplam konsantrasyonun %84'ü baskın tür olan kloroform bileşiği olmuştur. Kloroformun yüzme havuzu ortamında gaz fazına geçebilen oldukça uçucu bir DYÜ olması nedeniyle benzer bir oran ile havuz iç havasında da karşılaşılacağı düşünülmektedir (Dyck vd., 2011; Catto vd., 2012). Bessonneau vd. (2011) tarafından havuz iç ortam havasında yapılan ölçümlerde toplam THM konsantrasyonu $1,45$ ila 793 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında ölçülürken bu değer $\%88$ 'i TCM_3 , $\%9$ 'u BDCM , $\%2$ 'si DBCM_2 ve $\%1$ 'i TBM_3 olmuştur. Gabriel vd. (2019) bu bulguları desteklemiştir. Havuz suyu ve iç ortam havasında yaptıkları ölçümlerde toplam THM konsantrasyonlarının $\%65$ ile $\%82$ 'sini temsil eden baskın bileşiğin kloroform olduğu, diğer THM konsantrasyonlarının çok daha düşük olduğunu, BDCM (Hava: $\%3$, Su: $\%1$), bromoform (Hava: $\%30$, Su: $\%17$) ve DBCM (Hava: $\%2$, Su: $\%1$), ifade etmişlerdir. İtalya'daki 12 kapalı yüzme havuzundan alınan iç ortam hava örneklerindeki kloroform seviyeleri, 16 ila 853 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında geniş bir aralıkta değişmiştir (Aggazzotti vd., 1995). Almanya'da aynı havuzdan farklı zamanlarda alınan iç hava örneklerinde kloroform konsantrasyonu en düşük 85 , en yüksek 235 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak ölçülmüştür (Erdinger vd., 2004). Caro ve Gallego (2008), İspanya'da bir kapalı yüzme havuzunda iç havasındaki THM'lerin çevresel bir izlemesini gerçekleştirmiş ve analizleri, kloroform konsantrasyonlarının 92 ila 340 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında değiştiğini ortaya çıkarmıştır. Catto vd. (2012), Quebec-Kanada'daki iki farklı kapalı yüzme havuzundan art arda beş günlük bir örnekleme programı sırasında günde dört hava örneği almışlardır. Havuzların iç ortam havasında kloroform konsantrasyonları 46 ila 307 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ve 34 ila 178 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında değişmiştir. Havuz iç havasında yapılan çalışmalar ve bu çalışmalarda tespit edilen THM konsantrasyonları Tablo 2.5'te verilmiştir.

Yüzme havuzu suyundaki THM konsantrasyonlarının azaltılması, iç ortam havasında bulunan ve insanlar tarafından solunan THM'lerin azaltılmasında önemli bir gerekliliktir. Sudaki THM oluşumunun ana kaynaklarından biri yüzücüler tarafında suya aktarılan organik maddelerdir. Havuzu kullanan insanların bilinçlendirilmesi soludukları havanın iyileştirilmesi açısından önemli bir adımdır. Ratajczak vd. (2020) havuza girmeden önce duş almanın su kalitesini basit ve ekonomik bir şekilde iyileştirdiğini doğrulayan bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Havuz öncesi

duş zorunluluğunun sağlanması ile havuz suyundaki THM seviyelerini %27 oranında azaldığını tespit etmişlerdir. Havuz kullanıcılarını havuza girmeden önce duş almaya teşvik etmek, THM seviyelerini düşürmenin yanı sıra, sadece yüzücüler değil, aynı zamanda yüzme havuzu tesislerinin kullanımıyla ilgili hastalıklardan ve sağlık sorunlarından mustarip olabilecek personel, seyirci ya da aynı binayı kullanan diğer insanlar gibi birçok kullanıcının sağlığını iyileştirecektir.

DYÜ'ne maruz kalma riskinin azaltılması için havalandırma önemli bir etkidir. Havuz suyunda oluşan ve ortam havasında da tespit edilen DYÜ'nin türü ve konsantrasyonu, kullanılan su arıtma işleminin tipine göre değişiklik gösterir (Tardif vd., 2017). Ancak uçucu özellikte kirleticilerin konsantrasyonlarının azaltılmasında iç ortama taze hava girişini sağlanması oldukça önemli bir paya sahiptir (Parrat vd., 2012). Bessonneau vd. (2011) yaz ve kış mevsimini içine alan havuz iç hava örneklemesinde havalandırmanın iç hava THM konsantrasyonuna olan etkisini göstermiştir. Yaz aylarında, havalandırma sistemi ve açılan pencereler aracılığıyla dış havadan hava girişi, hava kaynaklı kirleticilerin birikimini sınırlamış, kapalı yüzme havuzlarında artan hava değişim hızının hava kirliliğini önemli ölçüde azaltabileceğini göstermiştir. Havadaki ortalama THM konsantrasyonu, bu bileşiklerin sudaki ortalama konsantrasyonu ile açık bir şekilde ilişkili olmasına rağmen, yaz döneminde havadaki en yüksek seviyeler görülmemiştir.

Toksik etkileri kanıtlanmış olan THM'lar için kişilerin yüzme havuzlarında sağlık risk değerlendirmesine dikkat edilmesi gerekmektedir. Sağlık risk değerlendirmesi, kanserojen (bir ömür boyu kanserojenlere maruz kalmanın neden olduğu normal seviyeleri aşan kanser insidansı) ve kanserojen olmayan risk değerlendirmesi olarak ikiye ayrılmaktadır. Duyarlı bir nüfus olarak çocuklar, yüzmeyle ilgili sağlık etkilerine karşı daha savunmasızdır. Wang ve Dong (2020), iç hava toplam THM konsantrasyonlarının, havuzun bulunduğu alanda 277–531 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında, kadın soyunma odasında 30–52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında ve erkek soyunma odasında 30–52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında olduğu bir binada baskın bileşik olarak da kloroform'u belirlemişler, bu binada çocuklar için sağlık risklerini incelemişlerdir. Çalışmada, bu konsantrasyonlara maruz kalan 6 – <9, 9 – <12, 12 – <15 ve 15 – <18 yaşındaki çocuklarda solunum yoluyla kloroform maruziyet ile ilişkili karsinojenik riskin $2,19 \times 10^{-6}$, $4,53 \times 10^{-6}$, $6,49 \times 10^{-6}$ ve $7,88 \times 10^{-6}$ olduğunu ve 10^{-6} 'dan büyük değerlerin USEPA yönergelerine göre kabul edilemez bir risk olduğunu bildirmişlerdir.

Sağlık Etkileri

Yüzme havuzu suyu dezenfeksiyonunda kullanılan yöntemler içme suyu dezenfeksiyonunda kullanılanlar ile aynıdır. Bu nedenle DYÜ hem içme suyunda hem de yüzme havuzu suyunda oluşmaktadır. Ancak havuz suyu yeniden sirküle edildiğinden (genellikle uzun süreler boyunca), yüzücüler sayesinde devamlı organik madde yüklemesi yapıldığından ve mikrobiyal üremenin engellenmesi amacıyla havuz suyunda olması zorunlu olan kalıntı klor düzeyinin daha yüksek tutulması nedeniyle DYÜ içme suyunda bulunanlardan çok daha yüksek konsantrasyonlara ulaşabilir. Günlük aktivite içinde insanlar DYÜ'ne üç farklı şekilde maruz kalır (yutma, solunum, deriden emilim). Musluk suyu içmek, duş almak, bulaşık yıkamak ve kaynamış musluk suyu gün içinde DYÜ'ne maruz kalacağımız durumlarken özellikle yüzme (cildin geniş bir yüzey alanı suya maruz kaldığından ve havuz suyu yüzeyinin üzerindeki havadan solunduğundan) en fazla maruz kalınan aktivitedir (Erdinger vd., 2004; Richardson vd., 2007). Yüzme, duş alma ve banyo sırasında içme suyunun ağızdan alınmasına kıyasla solunum ve deri yollarından DYÜ'ne maruziyetin daha fazla olduğu araştırmalar ile kanıtlanmıştır (Aggazzotti vd., 1998; Hang vd.,

2016; Backer vd., 2000; Erdinger vd., 2004; Xu ve Weisel, 2005; Villanueva vd., 2006; Caro ve Gallego, 2007; Villanueva vd., 2007; Lee vd., 2009; Kanan, 2010; Chen vd., 2011; Gouveia vd., 2019). Yüksek seviyelerde DYÜ'ne kronik maruziyet, tahrişler (göz, cilt, burun ve boğaz) dahil olmak üzere birçok olumsuz sağlık etkisi ile ilişkilendirilmiştir (Fantuzzi vd., 2010; Font-Ribera vd., 2010). Pek çok araştırma (Dyck vd., 2011; Villanueva vd., 2012; Ratajczak vd., 2015) ve DSÖ verileri, solunum yoluyla maruziyetin ve ilişkili toksisitenin yutma veya deri temasından çok daha yüksek olduğuna işaret etmektedir. Solunum maruziyeti büyük ölçüde su yüzeyinden kaybolan uçucu maddelerle ilişkili olmakta, buna ek olarak sıçrama ile havuzdaki aerosollerin bir miktar solunmasını da içermektedir (Goma vd., 2010).

Çocuklar, metabolizma, detoksifikasyon ve terleme yoluyla dışarı atma fonksiyonlarındaki farklılıklar nedeniyle aynı DYÜ seviyelerine maruz kaldıklarında yetişkinlere göre daha yüksek risklere sahip olabilirler (Spielberg, 1992). Shi vd. (2020) 9 ila 17 yaş arasındaki yüzücülerin, ≥ 18 yaşındaki yüzücülerden daha yüksek ortalama günlük DYÜ dozuna maruz olduklarını tespit etmiştir. Çocuklar, çevresel kirleticilerin sağlık etkilerine karşı diğer yaş gruplarına göre daha duyarlıdır. Araştırmacılar, yüzme havuzu DYÜ için bazı sağlık risk değerlendirmeleri yapmışlardır. Çalışmalar, çocuklarda yüzme süresi ne kadar uzarsa astım ve bronşiolit riskinin o kadar yüksek olduğunu tespit etmişlerdir (Bernard vd., 2009; Weisel vd., 2009; Font-Ribera vd., 2010; Villanueva vd., 2015). Kanseri için USEPA tarafından belirlenen düzenleyici sınır değerine "10⁻⁶" göre yapılan değerlendirmelerde (USEPA, 2006), Pandics vd. (2018) yüzme havuzunu kullanan 7-10 yaş arası çocukların kanser risk düzeyinin $1,98 \times 10^{-6}$, 11-14 yaş arası çocukların kanser risk düzeyinin ise $1,19 \times 10^{-6}$ olduğunu, Paopuree vd. (2010), yüzme sırasında THM'lara maruz kalan 6-12 yaş arası çocukların kanser riskini $1,98 \times 10^{-4}$ olduğunu bildirmiştir. Bu nedenle, çocukların yüzme havuzunda THM'lere maruz kalmasının sağlık riskleri kritik bir endişe olmaktadır (Panyakapo vd., 2008; Lee vd., 2009; Chen vd., 2011).

THM'lara maruz kalma çalışmaları, kapalı havuz ortamında yüzenlerin ve hatta yüzmeyenlerin kanında, plazmasında, verdikleri nefestde (Aggazzotti vd., 1998; Levesque vd., 2000; Fantuzzi vd., 2001) ve idrarında (Caro vd., 2007) bulunabileceğini göstermiştir. THM'lar canlı organizmaların hücrelerinde birikim yoluyla kanserojen, mutajenik ve teratojenik etkilere sahiptirler. Astım (Carraro vd., 2006; Florentin vd., 2011; Lee vd., 2009; Fantuzzi vd., 2013), üst solunum problemleri (Jacobs vd., 2007; Fantuzzi vd., 2013; Fornander vd., 2013), göz ve cilt tahrişi (Liv d., 2007; Fantuzzi vd., 2013), mesane, kolon ve rektum kanseri (King vd., 2000; Richardson vd., 2007; Villanueva vd., 2007; Hamidin vd., 2008; Lourencetti vd., 2010; Abbasnia vd., 2018) THM'lara maruziyet sonucunda oluşan sağlık etkileri olarak tanımlanmıştır. Olumsuz etkileri yoğun olarak araştırılan kloroform, yüzme havuzu sularında en yaygın THM'dir (Richardson vd., 2010). IARC tarafından hayvan deneylerinden elde edilen kanıtlara dayalı olarak kloroform ve BDCM "insanlar için muhtemelen kanserojen" (Grup 2B), bromoform ve DBCM "madde (karışım) insanlarda kanserojenlik açısından sınıflandırılmaz" (Grup 3) olarak tanımlanmıştır (IARC, 1999).

Epidemiyolojik araştırmalardan elde edilen kanıtlar, kapalı yüzme havuzu çalışanlarının beklenenden daha sık olumsuz sağlık koşullarından muzdarip olduğunu göstermektedir (Malmberg ve Moreira 2008; Villanueva ve Font-Ribera 2012; Couto vd., 2014; Mountjoy vd., 2015). Yüzme havuzu ortamlarında yüksek konsantrasyonlarda meydana gelebilecek THM gibi dezenfeksiyon yan ürünleri, rapor edilen klinik sonuçların ana tetikleyicileri olarak tanımlanmıştır. DBP

açısından zengin kapalı ortamlara tekrar tekrar maruz kalan popülasyonlar arasında, profesyonel yüzücülerin, nispeten genç yaşlardan itibaren yüzme havuzu tesislerinde yüksek düzeyde yoğun ve günlük eğitime atfedilen özellikle daha fazla kanser ve kanser dışı risk altında olduğu bildirilmiştir (Uyan vd.,2009; Hautemanière ve Hartemann, 2011; Khodae vd., 2016).

Mevcut Standart, Kılavuz ve Limit Değerler

Yüzme havuzları ile havuzun doldurulduğu su için hijyenik şartlara uygunluğu, yüzme havuzu suyunun kalite standartlarının belirlenmesi, denetlenmesi ve izlenmesi amaçlı yönetmelikler Dünya genelinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Su sıcaklığı, bulanıklık, pH, serbest kalıntı klor, iletkenlik vb. havuz suyu parametreleri mevzuatlar ile değerlendirilmektedir. Klor ile dezenfeksiyon uygulanmış havuz sularında genel olarak serbest klor (Weaver vd., 2009; Dyck vd., 2011) ve birleşik klor (Bradford 2014; Cimetiere ve De Laat, 2014) vb. için düzenlemeler yapılmakta ve sınır değerler belirlenmektedir. Fransa'da yönetmelikler, havuzu dolduran suyun türüne bakılmaksızın dezenfektan olarak sodyum hipoklorit veya klor gazı kullanıldığında 0,4 ila 1,4 mg/l arasında serbest bir klor seviyesi önermektedir (ANSES, 2010). Amerika Birleşik Devletleri'nde, havuzlarda önerilen serbest klor konsantrasyonu aralığı Cl_2 olarak 2 ila 4 mg/l arasındadır (NSPF, 2010). Almanya'da havuz suyunda serbest klor konsantrasyonu 0,3-0,6 mg/l aralığında tutulması gerekmektedir (Zwiener vd., 2007). Türkiye'de yürürlükte olan "Yüzme Havuzlarının Tabi Olacağı Sağlık Esasları Hakkında Yönetmelik" kapalı yüzme havuzu için bu değeri 1,5 mg/l olarak belirlemiştir (Resmi Gazete, 2011).

Sınırlı sayıda ülkede havuz suyu toplam THM'lar için sınır değeri vardır. Avrupa Birliği mevzuatı (Direktifi 98/83/EC 1998) dikkate alınarak Avrupa ülkeleri, yüzme havuzu suyunda THM'lar için 20 ila 100 $\mu\text{g/L}$ arasında değişen maruz kalma sınır değerleri belirlemiştir (ANSES, 2010; Ohlsson vd., 2014; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 2014). Danimarka'da izin verilen en yüksek konsantrasyonu 25 $\mu\text{g/l}$ 'dir (Jackson ve Rule, 2002). Almanya standardı DIN 19643, 20 $\mu\text{g/l}$ 'ye izin verirken Belçika ve Portekiz'de izin verilen maksimum konsantrasyon 100 $\mu\text{g/l}$ 'dir (DGS 2009; Simard vd., 2013). Çin, yüzme havuzu suyundaki THM sınırını 200 $\mu\text{g/l}$ olarak belirlemiştir (Ministry of Health of the PRC, 2019).

Araştırmalar sonucunda kanıtlanan THM'ların oluşturduğu sağlık etkilerine ve insan maruziyetine en önemli etkisinin solunum yoluyla olduğu bilgisine rağmen (Erdinger vd., 2004; Aprea vd., 2010) iç hava kalitesi için belirlenmiş bir sınır değer bulunmamaktadır. Ortam havasında bildirilen kloroform konsantrasyonları, kırsal bölgelerde $<1 \mu\text{g/m}^3$ 'ten kentsel alanlarda yaklaşık 10 $\mu\text{g/m}^3$ 'e kadar değişir. Konut ve ofislerdeki iç hava konsantrasyonları daha yüksek olabilir ve kapalı yüzme havuzlarının üzerindeki havadaki ortalama konsantrasyonun yaklaşık 100 $\mu\text{g/m}^3$ olduğu bildirilmiştir (WHO, 1994). Alman Federal Çevre Ajansı, bir yüzme havuzu tesisindeki kloroform konsantrasyonunun $\leq 200 \mu\text{g/m}^3$ olmasını önermektedir (VDI 2089, 2010).

Pandics vd. (2018) kloroform konsantrasyonu 28,9 $\mu\text{g/L}$ olan kapalı yüzme havuzunda havuz üzerinde 40 cm ve 150 cm yükseklikte hava örnekleri alarak havadaki kloroform konsantrasyonlarını (sırasıyla 39,2 ve 44,6 $\mu\text{g/m}^3$) belirlemiştir. İlk değeri, yüzücülerin maruziyetini tahmin etmek için ikincisini ise personel ya da havuzda olmayan insanların maruziyetini belirlemek için kullanılmışlardır. Yapılan kanser riski hesaplamalarına göre her iki seviyedeki konsantrasyonların 10^{-6} kabul edilebilir risk değerini aştığı gözlenmiştir. Mevcut sonuçlara göre, havuz suyundaki (20 $\mu\text{g/L}$) THM'lar için en katı Alman sınır değerinin bile yeterli düzeyde koruma sağlamaya-

çağı ve havada $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 'ün üzerindeki kloroform 10^{-6} 'nın üzerinde risk yaratacağı belirlenmiştir.

Yüzme havuzu sularından havaya taşınım, havuz suyundaki THM konsantrasyonları, sıcaklık ve sıçrama miktarı faktörleri ile değişkenlik göstermektedir. Kapalı havuzlardaki THM konsantrasyonları havalandırma, binanın büyüklüğü, hava sirkülasyonu ve dezenfeksiyon yöntemi gibi faktörlere de bağlıdır (Dyck vd., 2011; Thacker vd., 2003; Chu vd., 2002; WHO, 2006). THM oluşumuna karşı en önemli unsur, yüzme havuzu suyundaki dezenfektan/klor konsantrasyonu standartlarına sıkı sıkıya uyulmasıdır. DSÖ, mikrobiyal ve dezenfeksiyon yan ürün tehlikelerini en aza indirmeye yönelik standartlar da dahil olmak üzere, yüzme havuzları ve benzeri eğlence amaçlı su ortamlarının güvenliği için uluslararası yönergeler yayınlamıştır (WHO, 2006). Amerikan Isıtma, Soğutma ve İklimlendirme Mühendisleri Derneği (ASHRAE) tarafından belirlenen Standard 62.1'de (2006) havuz iç ortam havası parametrelerini (bağıl nem ve hava sıcaklığı) belirlemek için kullanılmaktadır.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Kapalı yüzme havuzlarında uygulanan mevcut mevzuatlar, yeterli su kalitesinin güvence altına alınmasına yönelik olarak iç ortam hava kalitesi hala oldukça ihmal edilmektedir. İç ortam havasında tespit edilen THM'lerin ana kaynağının yüzme havuzunun doldurulduğu kaynak sulardan gelen organik maddeler yanında yüzücülerden kaynaklanan organik maddeler olması nedeniyle, THM konsantrasyonlarının azaltılmasında ana hedef insan kaynaklı organik madde girdisinin azaltılmasıdır. Havuz öncesinde duş alınması bu girdiler açısından önemli bir katkı sağlar. İnsan metabolizması nedeniyle yüzme sırasında oluşacak organik madde girdilerinin önlenmesi imkansız olduğundan THM oluşumunun azaltılmanın bir diğer yöntemi de klorlama yerine ya da klorlama ile birlikte kullanılacak dezenfeksiyon yöntemlerinin değerlendirilmesidir. Ancak klorlamaya alternatif olabilecek ya da klorlama öncesinde/sonrasında kullanılacak alternatif yöntemlerin, dezenfeksiyon sonrasında oluşabilecek bileşikler açısından araştırılması gerekmektedir. Havuzun bulunduğu kapalı alan içinde sağlanması gereken konfor koşulları (sıcaklık, bağıl nem, havalandırma) aslında THM bileşiklerinin oluşması açısından da büyük öneme sahiptir. Bu tür kapalı havuzların bulunduğu tesislerin (spor salonu, okul, otel, ev vb.) etkin havalandırma ve iklimlendirme sistemlerine sahip olması, oluşması engellenemeyen THM bileşiklerinin iç ortamda birikmesini önleyecektir. İklimlendirme-havalandırma amaçlı kullanılan sistemlerden egzoz edilen maddelerin iç ortama yeniden girmesini önlemek için besleme ve egzoz hava akışlarının karışmamasını sağlayan iyi tasarlanmış bir sisteme sahip olunması büyük önem taşımaktadır. Havuzdaki yüzücü sayısı ile doğru orantılı olarak değişen iç hava THM konsantrasyonu, yüzücü sayısının arttığı saatlerde havalandırma hızının artırılması ile de iç ortamda azalma eğiliminde olacaktır.

İyi bir dezenfeksiyonun gerçekleştiğini havuz suyundaki kalıntı klor seviyesi ile yorumlamak mümkündür. Bu amaçla Türkiye'de yürürlükte olan "Yüzme Havuzlarının Tabii Olacağı Sağlık Esasları Hakkında Yönetmelik" kapalı yüzme havuzu için bu değeri $1,5 \text{ mg/l}$ olarak belirlemiştir (Resmi Gazete, 2011). Ancak bu kalıntı klor THM oluşumunu sağlayan temel parametrelerden bir tanesidir. Bu amaçla havuz suyunda kalıntı klor yanında, klorun organik maddeler ile reaksiyon girmesi ile oluşan THM konsantrasyonları da aynı kalıntı klor gibi düzenli olarak izlenmelidir. Suda oluşan THM konsantrasyonları için belirlenecek bir sınır değer iç ortam hava kalitesine de katkı sağlayacaktır.

Ancak sadece sudaki THM'lar için bir limit değeri belirlenmesi uçuculuk özellikleri nedeniyle THM'lar için yeterli olmayacaktır. Havuz iç ortam havasında bulunan THM konsantrasyonlarının yapılan literatür çalışmaları değerlendirmesine göre Almanya tarafından önerilen kloroform konsantrasyonunun 200 µg/m³ değerini aşmaması sağlık etkileri açısından gereklilik arz etmektedir. Yaygın olarak klor ile yapılan havuz dezenfeksiyonunun sonucu olarak THM bileşikleri arasında en baskın tür olan kloroform için belirlenmiş iç ortam havası limit değeri binalarda kapalı alanlarda bulunan havuzların iç ortam havası kalitesi ve sağlık etkileri açısından uygun olacaktır.

Kaynaklar

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., Tartoni, P.L., Cassinadri, T., Predieri, G., 1993. Chloroform in alveolar air of individuals attending indoor swimming pools. Archives Environ. Health 48, 250-254.

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., 1995. Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. J. Chromatogr. A 710, 181-190.

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., 1998. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. Sci. Total Environ. 30, 155-163.

ANSES, 2010. French Agency for Food, Environmental and Occupational Health and Safety. Évaluation des risques sanitaires liés aux piscines Partie I : piscines réglementées

Avis de l'Afsset Rapport d'expertise collective. Available at <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2007sa0409Ra.Pdf>

Aprea, M.-C., Banchi, B., Lughini, L., Pagliantini, M., Peruzzo, A., Sciarra, G., 2010. Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. Natural Sci. 2, 68-78.

ASHRAE, 2006. Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality. ASHRAE 62.1 Standard.

Backer, L.C., Ashley, D.L., Bonin, M.A., Cardinali, F.L., Kieszak, S.M., Wooten, J.V., 2000. Household exposures to drinking water disinfection by-products: whole blood trihalomethane levels. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 10, 321-6.

Berg, A., Fang, T.-A., Tang, H.L., 2019. Unlocked disinfection by-product formation potential upon exposure of swimming pool water to additional stimulants. Frontiers of Environ. Sci. and Eng. 13, 10.

Bernard, A., Nickmilder, M., Voisin, C., Sardella, A., 2009. Impact of chlorinated swimmingpool attendance on the respiratory health of adolescents. Pediatrics 124, 1110-1118.

Bessonneau, V., Derbez, M., Clement, M., Thomas, O., 2011. Determinants of chlorination-by-products in indoor swimming pools. Int. J. Hyg. Environ. Health 215, 76-85.

Boudenne, J.-L., Parinet, J., Demelas, C., Manasfi, T., Coulomb, B., 2017. Monitoring and factors affecting levels of airborne and water bromoform in chlorinated seawater swimming pools. J. Environ. Sci. 58, 262-270.

- Bozym, M., Klosok-Bazan, I., Wzorek, M., 2018. Analyzing THM Concentrations in Selected Indoor Swimming Pool Waters in the Opole Region. *Pol. J. Environ. Stud.* 27, 1001-1008.
- Bradford, W.L., 2014. What bathers put into a pool: A critical review of body fluids and a body fluid analog. *Int. J. Aquatic Res. and Education* 8, 6.
- Breda, J., Jakovljevic, J., Rathmes, G., Mendes, R., Fontaine, O., Hollmann, S., Rutten, A., Geilius, P., Kahlmeier, S., Galea, G., 2018. Promoting health-enhancing physical activity in Europe: current state of surveillance, policy development and implementation. *Health Policy* 122, 519-527.
- Caro, J., Gallego, M., 2007. Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environ. Sci. Technol.* 41, 4793-4798.
- Caro, J., Gallego, M., 2008. Alveolar air and urine analyses as biomarkers of exposure to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5002-5007.
- Carter, R.A.A., Joll, C.A., 2017. Occurrence and formation of disinfection by-products in the swimming pool environment: A critical review. *J. of Environ. Sci.-China* 58, 19-50
- Costet, N., Villanueva, C.M., Jaakkola, J.j., Kogevinas, M., Cantor, K.P., King, W.D., Lynch C.F., Nieuwenhuijsen, M.J., Cordier, S., 2011. Water disinfection by-products and bladder cancer: is there a European specificity? A pooled and metaanalysis of European casecontrol studies. *Occup. Environ. Med.* 68, 379.
- Catto, C., Simard, S., Charest-Tardif, G., Rodriguez, M. and Tardif, R., 2012. Occurrence and spatial and temporal variations of disinfection by-products in the water and air of two indoor swimming pools, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 9, 2562-2586.
- Chen, M.J., Lin, C.H., Duh, J.M., Chou, W.S., Hsu, H.T., 2011. Development of a multipathway probabilistic health risk assessment model for swimmers exposed to chloroform in indoor swimming pools. *J. Hazard. Mater.* 185, 1037-1044.
- Chen, M.-J., Duh, J.-M., Shie, R.-H., Weng, J.-H., Hsu, H.-T., 2016. Dynamic real-time monitoring of chloroform in an indoor swimming pool air using open-path Fourier transform infrared spectroscopy. *Indoor Air* 26, 457-467.
- Christopher, S.A.S., Boaventura, R.A.R., Pereira, I.B., 2011. Analysis of trihalomethanes in water and air from indoor swimming pools using HS-SPME/GC/ECD. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 46, 355-63.
- Chowdhury, S., Alhooshani, K., Karanfil, T., 2014. Disinfection byproducts in swimming pool: occurrences, implications and future needs. *Water Res.* 53,68-109
- Chu, H., Nieuwenhuijsen, M.J., 2002. Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools, *Occup. Environ. Med.* 59, 243-247.
- Cimetiè, N., De Laat, J., 2014. Effects of UV-dechloramination of swimming pool water on the formation of disinfection by-products: A lab-scale study. *Microchemical J.* 112, 34-41.

Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption, 1998. Off. J. Eur. Commun. L 330 41: 32–54. <http://www.eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:EN:PDF>

Couto, M., Andrade, P., Pereira, M., Araujo, J., Moreira, P., Delgado, L., Moreira, A., 2014. Effect of competitive swimming on airway inflammation: a 3-yr longitudinal study. *Pediatr. Allergy Immunol.* 25, 193–195.

Daiber, E. J., DeMarini, D. M., Ravuri, S.A., Liberatore, H.K., Cuthbertson, A., A, Thompson-Klemish, A., Byer, J.D., Schmid, J. E., Afifi, M.Z., Blatchley, E.R.3rd, Richardson, S.D., 2016. Progressive increase in disinfection byproducts and mutagenicity from source to tap to swimming pool and spa water: Impact of human inputs. *Environ. Sci. Technol.* 50, 6652–6662.

DGS, 2009. Circular Normativa No14/DA. Directorate-General of Health – Portuguese Ministry of Health, Portugal.

Ding, D., 2018. Surveillance of global physical activity: progress, evidence, and future directions. *Lancet Glob. Heal.* 6, 1046–1047.

Dyck, R., Sadiq, R., Rodriguez, M.J., Simard, S., Tardif, R., 2011. Trihalomethane exposures in indoor swimming pools: a level III fugacity model. *Water Res.*, 45, 5084–5098.

Erdinger, L., Kuhn, K.P., Kirsch, F., Feldhues, R., Frobel, T., Nohynek, B., Gabrio, T., 2004. Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 207, 571–575.

Europe Active, 2019. Health-Enhancing Physical Activity (HEPA) [WWW Document]. URL <<http://www.europeactive-euaffairs.eu/programme/HEPA>>.

Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Ceppelli, G., Gobba, F., Aggazzotti, G., 2001. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Sci. Total Environ.* 264, 257–65.

Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Giacobazzi, P., Mastroianni, K., Aggazzotti, G., 2010. Prevalence of Ocular, Respiratory and Cutaneous Symptoms in Indoor Swimming Pool Workers and Exposure to Disinfection By-Products (DBPs). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 7, 1379-1391.

Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Giacobazzi, P., Petra, B., Aggazzotti, G., 2013. Airborne trichloramine (NCl₃) levels and self-reported health symptoms in indoor swimming pool workers: dose-response relationships. *J. Exposure Sci. Environ. Epidemiol.* 23, 88-93.

Felgueiras, F., Mourao, Z., Morais, C., Santos, H., Gabriel, M.F., Fernandes, E. De O., 2020. Comprehensive assessment of the indoor air quality in a chlorinated Olympic-size swimming pool. *Environ. Int.* 136, 105401.

Florentin, A., Hauteaniere, A., Hartemann, P., 2011. Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 214, 461–469.

Font-Ribera, L., Esplugues, A., Ballester, F., Martinez-Arguelles, B., Tardon, A., Freire, C., Fernandez, M.F., Carrasco, G., Cases, A., Sunyer, J., Villanueva, C.M., 2010. Trihalomethanes in swimming pool water in four areas of Spain participating in the INMA project. *Gaceta Sanitaria* 24, 483-486.

- Fornander, L., Ghafouri, B., Lindahl, M., Graff, P., 2013. Airway irritation among indoor swimming pool personnel: trichloramine exposure, exhaled NO and protein profiling of nasal lavage fluids. *Int. Archives Occup. Environ. Health* 86, 571-580.
- Gabriel, M.F., Felgueiras, F., Mourao, Z., Fernandes, E.O., 2019. Assessment of the air quality in 20 public indoor swimming pools located in the Northern Region of Portugal. *Environ. Int.* 133, 105274.
- Gouveia, P., Felgueiras, F., Mourao, Z., Fernandes, E.D.O., Moreira, A., Gabriel, M.F., 2019. Predicting health risk from exposure to trihalomethanes in an Olympic-size indoor swimming pool among elite swimmers and coaches. *J. Toxicol. Environ. Heal. Part A* 82, 577-590.
- Goma, A., Guisasola, A., Tayà, C., Baeza, J.A., Baeza, M., Bartrolí, A., Lafuente, J., Bartrolí, J., 2010. Benefits of Carbon Dioxide as pH Reducer in Chlorinated Indoor Swimming Pools. *Chemosphere* 80, 428, 2010.
- Haahtela, T., Malmberg, P., Moreira, A., 2008. Mechanisms of asthma in Olympic athletes - practical implications. *Allergy: Eur. J. Allergy Clin. Immunol.* 63,685-94.
- Hamidin, N., Yu, Q.J., Connell, D.W., 2008. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. *Water Res.* 42, 3263-3274.
- Hang, C., Zhang, B., Gong, T., Xian, Q., 2016. Occurrence and health risk assessment of halogenated disinfection byproducts in indoor swimming pool water. *Sci. Total Environ.* 543, 425-431.
- Hansen, K.M.S., Willach, S., Mosbæk, H., Andersen, H.R., 2012. Particles in swimming pool filters. Does pH determine the DBP formation? *Chemosphere* 87, 241-247.
- Hansen, K.M.S., Albrechtsen, H.J., Andersen, H.R., 2013. Optimal pH in chlorinated swimming pools - balancing formation of by-products. *Journal Of Water And Health* 11, 465-472.
- Hery, M., Hecht, G., Gerber, J.M., Gender, J.C., Hubert, G., Rebuffaud, J., 1995. Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Ann. Occup. Hyg.* 39, 427-439.
- Hsu, H.T., Chen, M.J., Lin, C.H., Chou, W.S., Chen, J.H., 2009. Chloroform in indoor swimming-pool air: monitoring and modeling coupled with the effects of environmental conditions and occupant activities. *Water Res.* 43, 3693-3704.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1999. Some chemicals that cause tumours of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances: this publication represents the views and expert opinions of an IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, which met in Lyon, 13 - 20 October 1998, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. IARC, Lyon.
- Ilyas, H., Masih, I., Hoek, J.-P., 2018. An exploration of disinfection by-products formation and governing factors in chlorinated swimming pool water. *J. Water. Health.* 16, 861-892.
- Jacobs, J.H., Spaan, S., van Rooy, G.B.G.J., Meliefste, C., Zaat, V.A.C., Rooyackers, J.M. and Heederik, D., 2007. Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur. Respir. J.* 29, 690-698.

Jackson, P.J., Rule, K.L., 2002. Chloroform concentrations in European tap water and swimming pools. Institute of Chemical Process Fundamentals, Academy of Sciences of the Czech Republic. Available at: [http://home.icpf.cas.cz/smolik/urban_exposure/chloroform %20in %20 water.pdf](http://home.icpf.cas.cz/smolik/urban_exposure/chloroform%20in%20water.pdf).

Kanan, A., 2010. Occurrence and Formation of Disinfection By-Products in Indoor Swimming Pools Water. Clemson University.

Kanan, A., Karanfil, T., 2011. Formation of disinfection by-products in indoor swimming pool water: the contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids, *Water Res.* 45, 926–932.

Khodaei, M., Edelman, G.T., Spittler, J., Wilber, R., Krabak, B.J., Solomon, D., Riewald, S., Kendig, A., Borgelt, L., Riederer, M., Puzovic, V., Rodeo, S., 2016. Medical Care for Swimmers. *Sports Medicine-Open* 2, 27.

Kim, H., Shim, J., Lee, S., 2002. Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. *Chemosphere* 46, 123–130.

King, W.D., Marrett, L.D., Woolcott, C.G., 2000. Case-control study of colon and rectal cancers and chlorination by-products in treated water, *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 9, 813–818.

Kristensen, G.H., Klausen, M.M., Hansen, V.A., Lauritsen, F.R., 2010. On-line monitoring of the dynamics of trihalomethane concentrations in a warm public swimming pool using an unsupervised membrane inlet mass spectrometry system with off-site real-time surveillance, *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 24, 30–34.

Lahl, U., Batjer, K., Duszeln, J.V., Gabel, B., Stachel, B., Thiemann, W., 1981. Distribution and balance of volatile halogenated hydrocarbons in the water and air of covered swimming pools using chlorine for water disinfection. *Water Res.* 15, 803-814.

LaKind, J.S., Richardson, S.D., Blount, B.C., 2010. The good, the bad, and the volatile: can we have both healthy and healthy people? *Environ. Sci. Technol.* 44, 3205–3210.

Lara, P., Ramirez, V., Castrillon, F., Penuela, G.A., 2020. Presence of Disinfection Byproducts in Public Swimming Pools in Medellín, Colombia. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2020, 17, 4659.

Lee, J., Ha, K.-T., Zoh, K.-D., 2009. Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Sci. Total Environ.* 407, 1990–1997.

Lee, J., Jun, M.-J., Lee, M.-H., Lee, M.-H., Eom, S.-W., Zoh, K.-D., 2010. Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Int. J. Hygiene Environ. Health* 213, 465–474.

Levesque, B., Ayotte, P., Tardif, R., Charest-Tardif, G., Dewailly, E., Prud'Homme, D., Gingras, G., Allaire, S., Lavoie, R., 2000. Evaluation of the health risk associated with exposure to chloroform in indoor swimming pools. *J. Toxicol. Environ. Health* 61, 225-243.

Levesque, S., Rodriguez, M.J., Serodes, J., Beaulieu, C., Proulx, F., 2006. Effects of indoor drinking water handling on trihalomethanes and haloacetic acids. *Water Res.* 40, 2921-30.

- Li, J., Blatchley, E.R. III, 2007. Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools, *Environ. Sci. Technol.* 41, 6732–6739.
- Lourencetti, C., Ballester, C., Fernández, P., Marco, E., Prado, C., Periago, J.F., Grimalt, J.O., 2010. New method for determination of trihalomethanes in exhaled breath: applications to swimming pool and bath environments. *Anal. Chim. Acta.* 662, 23–30.
- Lourencetti, C., Grimalt, J.O., Marco, E., Fernandez, P., Font-Ribera, L., Villanueva, C.M., Kogevinas, M., 2012. Trihalomethanes in chlorine and bromine disinfected swimming pools: Air-water distributions and human exposure. *Environ. Int.* 45, 59–67.
- Maia, R., Correia, M., Pereira, I.M.B., Belez, V.M., 2014. Optimization of HS-SPME analytical conditions using factorial design for trihalomethanes determination in swimming pool water samples. *Microchemical J.* 112, 164–171.
- Manasfi, T., De Meo, M., Coulomb, B., Di Giorgio, C., Boudenne, J.-L., 2016. Identification of disinfection by-products in freshwater and seawater swimming pools and evaluation of genotoxicity. *Environ. Int.* 88, 94–102.
- Manasfi, T., Coulomb, B., Boudenne, J.L., 2017. Occurrence, origin, and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: an overview. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 220, 591–603.
- Mannschott, P., Erdinger, L., Sonntag, H.G., 1994. Determination of volatile haloforms in indoor swimming pool air. *Indoor Environ.* 3, 278–85.
- Marina, L.S., Ibarluzea, J., Basterrechea, M., Goni, F., Ulibarrena, E., Orruno, J.A.E.I., 2009. Indoor air and bathing water pollution in indoor swimming pools in Guipuzcoa (Spain). *Gaceta Sanitaria* 23, 115–120.
- Marco, E., Lourencetti, C., Grimalt, J.O., Gari, M., Fernandez, P., Font-Ribera, L., Villavueva, C.M., Kogevinas, M., 2015. Influence of physical activity in the intake of trihalomethanes in indoor swimming pools. *Environ. Res.* 140, 292–299.
- MDDEP, 2006. *Projet de Règlement sur la qualité de l'eau des bassins artificiels destinés à la baignade - Étude d'impact économique.* Gouvernement du Québec, p. 22.
- Ministry of Health of the PRC, 2019. GB37488-2019 Sanitary Standards for Swimming Places. Standards Press of China, Beijing.
- Mountjoy, M., Fitch, K., Boulet, L.P., Bougault, V., Van Mechelen, W., Verhagen, E., 2015. Prevalence and characteristics of asthma in the aquatic disciplines. *J. Allergy Clin. Immunol.* 136, 588–594.
- Nazir, M., Khan, F.I., 2006. Human health risk modelling for various exposure routes of trihalomethanes (THMs) in potable water supply. *Environ. Model. Softw.* 21, 1416–1429.
- Nemery, B., Hoet, P.H.M., Nowak, D., 2002. Indoor swimming pools, water chlorination and respiratory health. *European Respiratory J.* 19, 790–793.
- Nieuwenhuijsen, M.J., Toledano, M.B., Eaton, N., Fawell, J., Elliott, P., 2000. Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review. *Occup. Environ. Med.* 57, 73–85.

Nitter, T.B., Kampel, W., Svendsen, H., Aas, B., 2018. Comparison of trihalomethanes in the air of two indoor swimming pool facilities using different type of chlorination and different types of water. *Water Supply* 18, 1350–1356.

Nitter, T.B., Svendsen, K.V.H., 2019. Modelling the concentration of chloroform in the air of a Norwegian swimming pool facility – a repeated measures study. *Sci. Total Environ.* 664, 1039–1044.

NSPF (National Swimming Pool Foundation), 2010. NSPF Certified Pool-spa Operator Handbook. National Swimming Pool Foundation, Colorado Springs, CO.

Nuckols, J.R., Ashley, D.L., Lyu, C., Gordon, S.M., Hinckley, A.F., Singer, P., 2005. Influence of tap water quality and household water use activities on indoor air and internal dose levels of trihalomethanes. *Environ. Health Perspect.* 113, 863–870.

Ohlsson, M., Norén, R., Winberg, L., 2014. Badhus. Strategiska frågor och ställningstagaden. City: Sveriges Kommuner och Landsting. Swedens municipalities and county councils (Original Name: Sveriges kommuner och landsting). ISBN: 978-91-7585-197-6.

Pandics, T., Hofer, A., Dura, G., Vargha, M., Szigeti, T., 2018. Health risk of swimming pool disinfection by-products: a regulatory perspective. *J. Water Health.* 16, 947–957.

Panyakapo M, Soontornchai S, Paopuree P. Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. *J. Environ. Sci.* 20, 372–8.

Parrat, J., Donze, G., Iseli, C., Perret, D., Tomicic, C., Schenk, O., 2012. Assessment of Occupational and Public Exposure to Trichloramine in Swiss Indoor Swimming Pools: A Proposal for an Occupational Exposure Limit. *Annals of Occupational Hygiene* 56, 264–277.

Rahman, M.B., Driscoll, T., Cowie, C., Armstrong, B.K., 2010. Disinfection by-products in drinking water and colorectal cancer: a meta-analysis. *Int. J. Epidemiol.* 39,733–745.

Ratajczak K., 2015. Examination of the structure of the ventilation system in terms of energy efficiency for indoor swimming pools, PhD thesis, UAM, Poznań.

Ratajczak, K., Pobudkowska, A., 2020. Pilot Test on Pre-Swim Hygiene as a Factor Limiting Trihalomethane Precursors in Pool Water by Reducing Organic Matter in an Operational Facility. *Int. J. of Environ. Res. Public Health* 17, 7547.

Resmi Gazete, 2011. Yüzme Havuzlarının Tabi Olacağı Sağlık Esasları Ve Şartları Hakkında Yönetmelikte Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik. Resmi Gazete Sayı: 28143, 15 Aralık 2011.

Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., DeMarini, D.M., 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat. Res.* 636, 178–242.

Richardson, S.D., Demarini, D.M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Maro, E., Lourenetti, C., Ballesta, C., Heederik, D., Meliefste, K., McKague, A.B., Marcos, R., Font-Ribera, I., Grimalt, J.O. and Villanueva, C.M., 2010. What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environ. Health Perspect.* 118, 1523–1530.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu., 2014. Normen en methoden voor kwaliteitsparameters in het te wijzigen Besluit hygiëne badinrichtingen en zwemgelegenheden. Standards and methods for quality parameters in the decision to amend hygiene and safety at bathing establishments and swimming areas (original title: Normen en methoden voor kwaliteitsparameters in het te wijzigen besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden). RIVM report 2014-0121. National Institute for Health and Environment (original name: Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu (RIVM)). Available at <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0121.pdf>.

Righi, E., Fantuzzi, G., Predieri, G., Aggazzotti, G. Bromate, chlorite, chlorate, haloacetic acids, and trihalomethanes occurrence in indoor swimming pool waters in Italy. *Microchemical Journal* 113, 23–29.

Saleem, S., Dyck, R., Hu, G., Hewage, K., Rodriguez, M., Sadiq, R., 2019. Investigating the effects of design and management factors on DBPs levels in indoor aquatic centres. *Sci. Total Environ.* 651, 775–786.

Sandel, B.B., 1990. Disinfection by-products in swimming pools and spas. Olin Corporation Research Center (Report CNHC-RR-90-154) (available from Arch Chemical, Charleston).

Schmalz, C., Frimmel, F.H., Zwiener, C., 2011. Trichloramine in swimming pools. Formation and mass transfer. *Water Res.* 45, 2681-2690.

Shi, Y., Ma, W., Han, F., Geng, Y., Wang, H., Kimura, S.Y., Wei, X., Kauffman, A., Xiao, S., Zheng, W., Jia, X., 2020. Precise exposure assessment revealed the cancer risk and disease burden caused by trihalomethanes and haloacetic acids in Shanghai indoor swimming pool water. *J. Hazard. Mater.* 388, 12810.

Silva, Z.I., Rebelo, M.H., Silva, M.M., Alves, A.M., Carbral, M.C., Almeida, A.C., Aguiar, F.R., de Oliveira, A.L., Nogueira, A.C., Pinhal, H.R., Aguiar, P.M., Cardoso, A.S., 2012. Trihalomethanes in Lisbon indoor swimming pools: occurrence, determining factors, and health risk classification. *J. Toxicol. Environ. Health A* 75, 878–892.

Simard, S., Tardif, R., Rodriguez, M.J., 2013. Variability of chlorination byproduct occurrence in water and outdoor swimming pools. *Water Res.* 47, 1763–1772.

Tang, H., Ristau, R.J., Xie, Y.F., 2015. Disinfection By-Products in Swimming Pool Water: Formation, Modeling, and Control. *Recent Advances in Disinfection By-Products* 20, 381-403.

Teo, T.L.L., Coleman, H.M., Khan, S.J., 2015. Chemical contaminants in swimming pools: occurrence, implications and control. *Environ. Int.* 76, 16–31.

Tardif, R., Catto, C., Haddad, S., Simard, S., Rodriguez, M., 2016. Assessment of air and water contamination by disinfection by-products at 41 indoor swimming pools. *Environ. Res.* 148, 411–420.

Tardif, R., Rodriguez, M., Catto, C., Charest-Tardif, G., Simard, S., 2017. Concentrations of disinfection by-products in swimming pool following modifications of the water treatment process: an exploratory study. *J. Environ. Sci.* 58, 163–172.

- Thacker, N.P., Nitnaware, V., 2003. Factors influencing formation of trihalomethanes in swimming pool water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71,633–40.
- USEPA, 2006. National primary drinking water regulations: stage 2 disinfections and disinfection by-products rule: final rule. *Fed. Regist.* 71 (2).
- Uyan, Z. S., Carraro, S., Piacentini, G., Baraldi, E., 2009. Swimming pool, respiratory health and childhood asthma: Should we change our beliefs? *Pediatr. Pulmonol.* 44, 31–37.
- VDI 2089, 2010. Technische Gebaudeausrüstung von Schwimmbädern Hallenbäder– Building Services in Swimming Bath Indoor Pools. Verlag des Vereins Deutscher Ingenieure, Germany.
- Villanueva, C.M., Cantor, K.P., Grimalt, J.O., Castaño-Vinyals, G., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., Garcia-Closas, R., Serra, C., Carrato, A., Rothman, N., Real, F.X., Dosemeci, M., Kogevinas, M., 2006. Assessment of lifetime exposure to trihalomethanes through different routes. *Occup. Environ. Med.* 63,273–7.
- Villanueva, C.M., Cantor, K.P., Grimalt, J.O., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., Garcia-Vlosas, R., Serra, C., Carrato, A., Castano-Vinyals, G., Marcos, R., Rothman, N., Real, F.X., Dosemeci, M., Kogevinas, M., 2007. Bladder cancer and exposure to water disinfection by-products through ingestion, bathing, showering and swimming pool attendance. *Am. J. Epidemiol.* 165:148–56.
- Villanueva, C.M., Cordier, S., Font-Ribera, L., Salas, L.A., Levallois, P., 2015. Overview of disinfection by-products and associated health effects. *Curr. Environ. Health Rep.* 2:107–15.
- Villanueva, C.M., Font-Ribera, L., 2012. Health impact of disinfection by-products in swimming pools. *Ann. Ist. Super. Sanita* 48, 387–396.
- Voisin, C., Sardella, A., Bernard, A., 2014. Risks of new-onset allergic sensitization and airway inflammation after early age swimming in chlorinated pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 217, 38–45.
- Wang, X., Dong, S., 2020. Assessment of exposure of children swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *J. Water Health.* 18,533-544.
- Wang, Y.J., Yu, J.W., Han, P., Sha, J., Li, T., An, W., Liu, J., Yang, M., 2013. Advanced oxidation of bromide-containing drinking water: A balance between bromate and trihalomethane formation control. *J. Environ. Sci.* 25, 2169-2176.
- Wang, X., Mi, G.L., Zhang, X., Yang, H., Xie, Y., 2014. Haloacetic acids in swimming pool and spa water in the United States and China. *Front. Environ. Sci. Eng.* 8, 820–824.
- Weaver, W.A., Li, J., Wen, Y., Johnston, J., Blatchley, M.R., Blatchley, E.R. III, 2009. Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. *Water Res.* 43, 3308–3318
- Weng, S., Blatchley, E.R. III, 2011. Disinfection by-product dynamics in a chlorinated, indoor swimming pool under conditions of heavy use: national swimming competition. *Water Res.* 45, 5241–5248.

- Weng, S., Li, J., Blatchley, E.R. III, 2012. Effects of UV254 irradiation on residual chlorine and DBPs in chlorination of model organic-N precursors in swimming pools. *Water Res.* 46, 2674–2682.
- Weisel, C.P., Richardson, S.D., Nemery, B., Aggazzotti, G., Baraldi, E., Blatchley, E.R., Blount, B.C., Carlsen, K.-H., Eggleston, P.A., Frimmel, F.H., Goodman, M., Gordon, G., Grinshpun, S.A., Heederik, D., Kogevinas, M., LaKind, J.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Piper, F.C., Sattar, S.A., 2009. Childhood asthma and environmental exposures at swimming pools: state of the science and research recommendations. *Environ. Health Perspect.* 117, 500–507.
- Westerlund, J., Graff, P., Bryngelsson, I.-L., Westberg, H., Eriksson, K., Löfstedt, H., 2015. Occupational Exposure to Trichloramine and Trihalomethanes in Swedish Indoor Swimming Pools: Evaluation of Personal and Stationary Monitoring. *Ann. Occup. Hyg.* 8, 1074–1084.
- WHO, 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. World Health Organization, Geneva.
- WHO, 2016. Physical Activity Strategy for the WHO European Region 2016–2025. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO, 2017. Guidelines for drinking—water quality. Geneva: World Health Organization. ISBN: 9789241549950.
- Xu, X., Weisel, C.P., 2005. Dermal uptake of chloroform and halo ketones during bathing. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 5:289–96.
- Zwiener, C., Richardson, S.D., De Marini D.M., Grummt, T., Glauner, T., Frimmel, F., 2007. Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environ. Sci. Technol.* 41,363–72.

Tablo 2.5. Havuz iç ortam havasında yapılan THM çalışmaları ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Şehir/Ülke	İç Ortam Türü	n	TCM	BDCM	DBCM	TBM	Σ -THM	Referans
Almanya			10-384	0,1-39				Lahl vd., 1981
Almanya	Su yüzeyinin 20 cm üzerinde	3	120-235					Erdinger vd., 2004
Fransa		185	2-793					Bessonneau vd., 2011
Güney Fransa	Deniz suyu ile doldurulmuş kapalı yüzem havuzu		t.s.a.	t.s.a.	4-20	22-240	25-261	Manasfi vd., 2017
Portekiz	Su yüzeyinin 10 cm üzerinde	20	59-369	t.s.a-20	t.s.a.-8			Felgueiras vd., 2020
	Havuz kenarından 1 m uzaklıkta ve yerden 1,50 m yükseklikte		28-360	t.s.a.-20	t.s.a.-10			
Kebek, Kanada	Erkek soyunma odası	20/19	t.s.a.-5/ 44-116					Catto vd., 2012
	Kadın soyunma odası	20/19	5-28/ 48-112					
	Cankurtaran ofisi	18/20	t.s.a.-38/ 22-109					
	İdari ofis	-/11	-/ 9-37					
	Teknik ofis	14/8	5-99/ 44-118					
	Seyirci tribünü	4/-	81-118					
Kanada	Su yüzeyinin 30 cm üzerinde	41	20-320	1-155	t.s.a.-205			Tardif vd., 2016
Kanada		5	19-59	3-15	0,3-6			Dyck vd., 2011
Kanada	Kapalı yüzme havuzu	28	31-122	1-38	1-17	t.s.a.		Saleem vd., 2019
Barselona, İspanya	Klor ile dezenfeksiyon, yüzme havuzunda 1,5m uzakta	82	18-61	8-23	6-22	6-22		Lourencetti vd., 2012
Barselona, İspanya	Yüzücü nefes seviyesi	32	20-48	10-23	10-26			Marco vd., 2015
Kordoba, İspanya			92-340	4-12	1	t.s.a.		Caro ve Gallego, 2008
İspanya	Su yüzeyinin 60 cm üzerinde	82	18-61	8-23	6-22	6-22		Lourencetti vd., 2012
İspanya	Su yüzeyinin 20 cm üzerinde	40	22					Marina vd., 2009
İspanya	Su yüzeyinin 60 cm üzerinde	68	12-62	8-23	6-26	4-23	44-125	Richardson vd., 2010

Tablo 2.5. Havuz iç ortam havasında yapılan THM çalışmaları ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Devamı)

Şehir/Ülke	İç Ortam Türü	n	TCM	BDCM	DBCM	TBM	Σ -THM	Referans
İtalya		5	19-68	3-15	0,3-6		33-87	Fantuzzi vd., 2001
İtalya	Havuz kenarı	20	81 ± 46					Fantuzzi vd., 2010
	Resepsiyon	8	35 ± 29					
	Kafeterya	18	30 ± 30					
	Kadın soyunma odası		27-49	1,6-3,7	t.s.a.	t.s.a.	29,9-52,1	
	Erkek soyunma odası		27-49	1,6-3,9	t.s.a.	t.s.a.	30-52	
İtalya	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde	8	49-280					Aggazzotti vd., 1993
İtalya	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde	88	16-853	t.s.a.	t.s.a.	t.s.a.		Aggazzotti vd., 1995
İtalya	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde	4	140-200	16-24	9-14	0,2		Aggazzotti vd., 1998
İtalya	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde	26	21-182					Aprea vd., 2010
Lizbon, Portekiz	Su seviyesinden 30 cm yükseklikte	180	45-373					Silva vd., 2012
Portekiz	Su yüzeyinin 5 cm üzerinde	20					98-1225	Boaventura ve Pereira, 2011
	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde	16					51-906	
Portekiz	Sabah-su yüzeyinden 10 cm yükseklikte	20	89-109				89±109	Gabriel vd., 2019
	Sabah-havuzdan 1m uzaklıkta						76±114	
	Akşam-su yüzeyinden 10 cm yükseklikte						126±155	
	Akşam-havuzdan 1m uzaklıkta						104±136	

Tablo 2.5. Havuz iç ortam havasında yapılan THM çalışmaları ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Devamı)

Şehir/Ülke	İç Ortam Türü	n	TCM	BDCM	DBCm	TBM	Σ -THM	Referans
Norveç	Su yüzeyinin 5 cm üzerinde	6	160-307	2,5-9,7			163-316	Nitter vd., 2018
	Su yüzeyinin 60 cm üzerinde		98-197	1,4-3,2			100-200	
	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde		98-179	1,4-3,4			99-179	
Budapeşte, Macaristan	Su yüzeyinin 40 cm üzerinde	19	13-102				13-132	Pandics vd., 2018
	Su yüzeyinin 150 cm üzerinde		12-97				12-105	
İsveç	Kişisel örnekleme	51	3-170	0,2-19	<0,04-8,3	<0,04-0,99		Westerlund vd., 2015.
	Ortam Havası	109	0,1-220	0,1-21	<0,04-14	<0,03-3,6		
Pekin, Çin			267-516	6,1-7,4	0,55-0,61	0,0087-8,76	277-531	Wang ve Dong, 2020
Tayvan, Çin			494-743					Hsu vd., 2009
Hsin-Chu, Tayvan		1 822	13- 182					Chen vd., 2016
Tayvan		8	11-17					Chen vd., 2011
Tayvan, Çin			127-775	2,9-8,5	t.s.a.-1,5	t.s.a.-0,5		Lu, 2017

TCM: Kloroform, CHCl_3 ; BDCM: bromodiklorometan, CHBrCl_2 ; DBCM: dibromoklorometan, CHClBr_2 ; TBM: bromoform, CHBr_3 t.s.a.: Tayin sınırının altında; n: Örnek sayısı

POLİKLORLU BİFENİLLER

YETKİN DUMANOĞLU⁴

Giriş

Poliklorlu bifenil'lerin (PCB'lerin) teknik karışımları, 10 hidrojen atomunun bir veya daha fazla klor ile ikame edildiği birbirine bağlı iki benzen halkasından (bifenil) oluşur. Teorik olarak 209 olası farklı bileşikten (türdeşler) oluşan kimyasal madde ailesidir. Farklı klorlama derecelerine sahip PCB'lerin teknik karışımları, 1930'lardan beri, ağırlıklı olarak sanayileşmiş ülkelerde, çeşitli teknik uygulamalar için büyük miktarlarda kullanılmıştır. Türdeşlerin çoğu Aroclor karışımlarının parçası olarak üretilmiştir (Aroclor, Monsanto Company'nin ticari PCB formülasyonlarının ticari adıdır). Amerika Birleşik Devletleri'nde (A.B.D.'de) "Aroclor" ticari adıyla bilinen PCB'lerin ticari karışımları, 1970'lerin sonlarına kadar üretilmiştir (Toxic Substances Control Act, 40 C.F.R. Sect. 761 (1976)). Dünya çapında üretilen kümülatif PCB miktarının yaklaşık 1,5 milyon metrik ton olduğu tahmin edilmektedir (Breivik vd., 2002). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), kalafatlama ve sızdırmazlık malzemelerinden biri olan spesifik PCB bileşiği Aroclor 1254'ü tanımlamıştır. Aroclor 1254, ortalama klor içeriği %54 olan klorlanmış bifenillerin bir karışımının ticari adıdır. Bileşiminin yaklaşık %59-71 (ağırlıkça) pentaklorobifenil, %22-27 heksaklorobifenil ve %5-10 tetraklorobifenil olduğu bildirilmiştir (ATSDR, 2000).

PCB'ler hidrolize, oksidasyona ve sıcaklık değişimlerine dirençli kararlı moleküllerdir, mükemmel yalıtım özellikleri gösterirler. Kapalı sistemlerde (elektrik trafoları ve kapasitörlerdeki hidrolik sıvılar ve izolasyon sıvısı) kullanımın yanı sıra, PCB miktarının yaklaşık üçte ikisi, farklı malzeme ve ürünlerinde yumuşatıcı, yüzey aktif madde, alev geciktirici, yağlayıcı veya dağıtıcı olarak işlev gördüğü çeşitli açık uygulamalar için de kullanılmıştır (ATSDR, 2000; Diamond vd., 2010; Erickson ve Kaley, 2011).

PCB'ler zehirlidir, bozunmaya karşı dirençlidir, karasal ve sucul ekosistemlerde birikirler ve uzun mesafeli taşınabilmektedirler (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2000). Kararlılıkları ve bozunmaya karşı dirençleri nedeniyle, PCB'ler evlerde ve okullarda inşaat malzemelerinin içinde hala mevcuttur ve uzun yıllar boyunca da öyle kalacaktır. PCB içeren malzemelerin kullanıldığı binaların iç ortam havası önemli ölçüde bu kirleticilerden etkilenecektir (Fromme vd., 1996; Balfanz vd., 1993).

İç Ortam Kaynakları

PCB'ler, 1970'lerden beri A.B.D.'de kasıtlı olarak üretilmeyen, ancak kalıcı yapıları nedeniyle yine de her yerde bulunan bireysel kimyasalların karışımlarıdır. Birçok elektrik kuruluşu, 1980'lerden başlayarak PCB'leri transformatörler gibi ekipmanlardan çıkarmaya başlarken bazı elektrikli ekipman ve ticari ürünler hala PCB içermektedir. Yarı uçucu karakterlerinden dolayı PCB'ler kullanıldıkları malzemelerden salınır ve kapalı sistemlerden iç ortam havasına yayılır. İç ortam havasına yayıldıktan sonra çevresel koşullar altında yüksek kalıcılıklarından dolayı atmosferde uzun menzilli taşınma eğilimindedirler. (Wania ve Mackay, 1993).

4 Dr.Öğr.Üyesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dokuz Eylül Üniversitesi. e-posta: yetkin.dumanoglu@deu.edu.tr

PCB'ler Batı ülkelerinde, 1960'larda ve 1970'lerde kamu binalarının yapımında çeşitli amaçlarla, kalafatlama (izolasyon), harç ve boyalara katkı maddesi olarak kullanılmıştır (Andersson vd., 2004; Herrik vd., 2004; Kohler vd., 2005). PCB ayrıca polisülfid kauçuk bazlı (Batı Almanya'da "Thiokol" ticari adı altında pazarlanan) kalıcı elastik dolgu macunlarının ana bileşeni olarak (Benthe vd., 1992; Burkhardt vd., 1990; Priha vd., 2005) ve akustik tavan karolarının alev geciktirici kaplamaları olarak kullanılmıştır.

Yukarıda açıklanan tüm PCB kaynakları nedeniyle, iç ortam havasındaki konsantrasyonları dış havadaki düzeyleri önemli ölçüde aşmaktadır (Harrad vd., 2006). PCB'ler hala hem iç ortam hem de açık alanlarda eski ve eski olmayan kaynaklardan tespit edilmektedir. Okullar da dahil olmak üzere bazı eski binalarda, PCB'lerin iç ortam konsantrasyonlarının dış havaya oranı 1 veya daha büyük olabilmektedir (Liebl vd., 2004; Marek vd., 2017). PCB'ler yarı uçucudur ve yavaş ama sürekli olarak havaya salınır (Frederiksen vd., 2012). Bu salınan emisyonların, çok geniş bir alan bırakılarak boyalı duvarlar veya lake zeminler gibi diğer yüzeyler tarafından yeniden adsorbe olması ile iç ortamda bulunmaları durumu daha karmaşık bir hale gelmektedir. Kalafatlama 500 g PCB ve 0,5 l/saat hava değişim oranı ile kirlenmiş küçük bir odada sadece 1 g PCB'yi havalandırma yoluyla dışarı atmak 44 yıl alır (Kolarik vd., 2013).

Kullanımlarının yasaklanmasından yaklaşık 40 yılı aşkın bir süre sonra, açık PCB kaynakları olarak hareket eden malzemeler şaşırtıcı derecede büyük miktarlarda hala mevcuttur. Son 30 yılda transformatörler ve büyük kapasitörler gibi PCB içeren "kapalı sistemleri" aşamalı olarak ortadan kaldırmak için büyük çabalar sarf edilirken başa çıkması daha karmaşık olan açık sistemler daha az ilgi görmüştür. Açık sistemler, 1955 ile 1975 yılları arasında üretilen ve plastikleştirici olarak önemli miktarlarda PCB eklenmiş polisülfid bazlı elastik derz dolgu macunlarını içerir. Bu malzemeler, A.B.D. Çevre Koruma Ajansı (EPA) ve İsviçre federal makamları tarafından yayınlanan 0,05 g/kg PCB sınırını aşmaktadır. Bu nedenle, elastik derz dolgu malzemeleri içeren beton binalar, önemli bir PCB envanterini temsil eder (Kohler vd., 2005; Diamond vd., 2010; Harrad vd., 2010). Herrick vd., Boston bölgesindeki binalarla ilgili bir araştırmada, 24 binadan 13'ünde PCB içeriği ağırlıkça 0,05 g/kg'ı aşan kalafatlama malzemeleri bulunduğunu, ayrıca en yüksek PCB konsantrasyonunun, 36,2 g/kg PCB içeren bir üniversite öğrenci yurdundan alınan bir dolgu malzemesi örneğinde tespit edildiğini bildirmişlerdir (Herrick vd., 2004). Derz dolgu macunlarının bina içinde kullanımları sırasında sıcaklığa bağlı olarak PCB emisyonu yaymaya devam etmektedir. Bunun yanında eskijen derz macunlarının değişimi amacıyla derzlerin çıkarılması ve temizlenmesi sırasında da önemli miktarda PCB iç ortama yayılmaktadır (Kohler vd., 2005). Oda sıcaklığının yanı sıra odadaki hava değişim oranı ve derz dolgu macunlarının doğrudan güneş ışığı radyasyonuna maruz kalması gibi diğer faktörlerin de dikkate alınması gerektiğini göstermektedir.

Farklı PCB kaynakları mevcut olmasa bile yaygın olarak her iç ortamda bulunan ikincil PCB kontaminasyonu (örn. elektrikli cihazlardan, boyalardan, kaplamalardan ve sızdırmazlık maddelerinden) nedeniyle, iç ortam hava konsantrasyonları tipik olarak karşılık gelen dış hava seviyelerinden birkaç kat daha yüksektir. (Macleod, 1981; Wallace vd., 1996). Dış havadaki 0,004 ve 0,018 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasındaki seviyelerine kıyasla evler için tipik iç ortam PCB konsantrasyonları 0,039 ve 0,580 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında bildirilmiştir. Bina içi PCB kaynakları mevcutsa ve hava değişim oranları düşükse, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 'ün üzerinde iç ortam hava PCB konsantrasyonları oluşabilmektedir (Macleod vd., 1891; Gabrio vd., 2000). Karşılaştırıldığında, dış havadaki PCB'ler genellikle 1 ng/

m^3 'ten azdır (Li vd., 2010). Danimarka'da apartman binalarında yapılan bir araştırma, ortalama iç ortam toplam PCB'lerinin kirlenmemiş apartmanlarda $0,0176 \mu g/m^3$ ve kontamine olanlarda $>1 \mu g/m^3$ olduğunu bildirmiştir (Frederiksen vd., 2012).

Sakhi vd. (2019) elde ettikleri verilere dayanarak PCB türdeşleri 18, 28, 52, 101, 118, 138, 153 ve 180'in iç havada en sık görülen PCB'ler arasında olduğunu belirtmiştir. Ayrıca temizlik faaliyetlerinin uygulanması (silme, yıkama, süpürme vb.) zemin tozu miktarını ve bunun tekrar iç ortam havasına karışma olasılığını azalttığını ve ortamda bulunan uçucu PCB'lerin iç ortamdaki hava seviyesi ile negatif ilişkide olduğunu açıklamıştır.

Heinzow vd. (2007), Alman iç hava yönetmeliğine göre (PCB-Kılavuzu, 1995), iç ortam havasındaki toplam PCB seviyeleri, altı standart PCB'nin (PCB 28 + 52 + 101 + 138 + 153 + 180) toplamının 5 faktörü ile çarpılmasıyla hesaplanmıştır. Çoğu bina, $300 ng/m^3$ lük Alman yönerge seviyesinin altında toplam PCB konsantrasyonları sergilemiştir. İç havadaki en yüksek PCB konsantrasyonları, 1968 ile 1972 yılları arasında inşa edilen betonarme yapılarda bulunmuştur. En düşük seviyeler tuğla binalarla ilgiliydi. Sonuçlar, iç ortam havasında yarı uçucu PCB'nin her yerde bulunduğunu göstermiştir. Araştırılan iki binada toplam PCB konsantrasyonlarının $>1000 ng/m^3$ ve bu binalarda PCB içeren kalıcı elastik dolgu macunları ve PCB içeren alev geciktiricilerle işlenmiş akustik tavan karolarının bulunduğu görülmüştür. Her iki kaynak profilinde de toplam PCB konsantrasyonları benzer olsa da toksik eşdeğerlikleri, akustik tavan karolarına sahip odalarda elastik dolgu kaynağına kıyasla 3-15 kat daha yüksek bulunmuştur. Temel olarak farklı olan bu oran, iki yapı malzemesinde kullanılan farklı tipte teknik PCB karışımlarından kaynaklanmaktadır ve bu da iç ortam havasında PCB'nin farklı bir homolog ve türdeş grupları halinde varlığı göstermektedir.

Kamusal alanlar, üretim tesisleri ve evler, inşaatları sırasında kullanılan malzemeler ve iç ortamlarda kullanılan ürünler ile alakalı olarak farklı seviyelerde PCB içermektedir. Kang vd. (2013) farklı iç ortamları temsilen ofis, hastane, ortaokul, alışveriş merkezi, elektronik fabrikası ve üretim tesislerinden (mobilya, oyuncak ve tekstil üretimi) örneklemeler yapmıştır. İç ortam toz örneklerinde tespit ettiği PCB konsantrasyonları 47 ila $249 ng/g$ arasında değişmiştir. Toplam PCB konsantrasyonları en yüksek üretim tesislerinin iç ortamında ölçülmüştür. Diğer alanlar ile karşılaştırıldığında konsantrasyonlar 2-3 kat daha yüksek tespit edilmiştir. Elektronik fabrikaları, ticari ofisler, hastaneler, ortaokullar ve alışveriş merkezlerinde, medyan değeri 107 ila $233 ng/g$ arasında değişen benzer toplam PCB seviyeleri gözlenmiştir. Tüm PCB türdeşleri arasında PCB-77, alışveriş merkezi toz numunelerinden alınan numuneler dışında toplam konsantrasyona en büyük oranda katkıda bulunmuştur. Elektronik fabrikalarında PCB-114, 199, 157, 194, 153 ve 118, üretim tesislerinde PCB-153, 157 ve 183, alışveriş merkezlerinde ise PCB-77, 199 ve 114 baskın türdeşler olurken hastanelerde ticari ofislerde ve ortaokullarda PCB-114, 194 ve 199 baskın türdeşler olmuştur. Hastane, ticari ofis, ortaokul ve alışveriş merkezi (çok sayıda insanın bulunduğu, ofis mobilyalarının yoğun olarak kullanıldığı ve kimyasalların boşaltılması/paketlenmesi gibi karmaşık antropojenik faaliyetler bulunduğu alanlar) toz örnekleri bu alanların benzer özelliklerinden dolayı benzer PCB profilleri göstermiştir (Kang vd., 2010).

Diyet maruziyeti, genel popülasyon için PCB'lere maruz kalmanın ana yolu olarak kabul edilmiştir (ATSDR, 2000; Weitekamp vd., 2021). PCB'lere diyetle maruz kalma son birkaç on yılda azalırken PCB'lerin solunmasının da sindirim kadar önemli olabileceğine dair artan bir görüş vardır (Lehmann vd., 2015; Ampleman vd., 2015; Hu vd., 2015; Currado ve Harrad, 2000; Norström

vd., 2010). İç havadaki dış havaya göre yüksek ölçülen PCB konsantrasyonları solunum maruziyet katkısındaki artışı desteklemektedir. Çalışmalar, kontamine binalarda maruz kalmanın, özellikle düşük klorlu PCB türdeşlerinin (Meyer vd., 2013) kan plazma konsantrasyonlarına önemli ölçüde katkıda bulunduğunu göstermiştir. İç ortamdaki PCB'ler yetişkinlerde toplam PCB maruziyetinin %63'üne ve yeni yürümeye başlayan çocuklarda %36'ya kadar katkıda bulunabilir (Gabrio vd., 2000; Wilson vd., 2001; Schwenk vd., 2002; Liebl vd., 2004; Harrad vd., 2006; Herrick vd., 2011; Meyer vd., 2013; Ampleman vd., 2015).

Liebl vd. (2004) PCB'ye maruziyetini Almanya, Nürnberg'de hem PCB ile kontamine olmuş hem de yakındaki kontamine olmayan (kontrol) bir ilk ve ortaokulda gerçekleştirmiştir. Dünya Sağlık Örgütü tarafından belirlenmiş, altı gösterge türdeş, PCB-28, 52, 101, 138, 153 ve 180 ölçülmüştür (Ballschmiter ve Zell, 1980; Beck ve Mathar, 1985). Kirilenmiş okulun iç ortam havasında, 690 ile 20.800 ng/m³ arasında değişen toplam PCB konsantrasyonları (altı gösterge türdeşinin toplamı x 5) tespit edilmiştir. Düşük klorlu türdeşler PCB 28, 52, 101, baskın kirletici maddeler olmuştur (medyan 33, 293 ve 66 ng/m³). Kontamine okula devam eden öğrencilerin kan numunelerinin %95'inde düşük klorlu türdeşlerden en az biri tespit edilmiştir. PCB 28, 52, 101 ve daha düşük klorlu türdeşlerin toplamı için orta değer konsantrasyonları sırasıyla 6, 9, 5 ve 22 ng/l kan plazması iken kontrol grubunda karşılık gelen değerlerin tümü 1 ng/l kan plazmasının altında kalmıştır. Buna karşılık, her iki grupta da 1 – 2 kat daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilen daha yüksek klorlu türdeşler (PCB 138, 153, 180) için anlamlı bir fark bulunmamıştır. Bu türdeşlerin diyetle alınması nedeniyle benzer toplam PCB seviyeleri bulunduğu yorumu yapılmıştır. Öğrencilerin kirilenmiş okulun iç havasında PCB'ye maruz kalmalarının, daha düşük klorlu türdeşlerin kandaki konsantrasyonlarının artmasına neden olduğu sonucuna varılmıştır.

Solunum yolu ile maruz kalınan PCB türdeşlerinin belirlenmesi için bir diğer çalışma fareler üzerinde gerçekleştirilmiştir (Hu vd., 2010). Kısa süreli maruziyetten sonra pulmoner (solunum aktivitesi) yolu karakterize etmek için solunan PCB türdeşlerinin alımını, dağılımını ve eliminasyon sürecinin ölçülmesi hedeflenmiştir. Gazı fazı PCB'ler, Aroclor 1242'den yalnızca buruna maruz bırakma sistemine göre üretilmiş, türdeş seviyeleri ve profilleri için karakterizasyon yapılmaya çalışılmıştır. Sıçanlar solunum yoluyla akut (2 saat için 2,4 mg/m³) veya subakut (8,2 mg/m³, 2 saat x 10 gün) maruz bırakılmış, ardından pulmoner bağışıklık tepkileri ve PCB doku seviyeleri ölçülmüştür. Hızlı absorpsiyon ve dağılımın ardından, PCB'lerin yağ dokusunda biriktiği, ancak diğer dokularda karaciğerde (5,6 saat) < akciğerde (8,2 saat) < beyinde (8,5 saat) < kanda (9,7 saat) artan yarı ömürlerle bozunduğu tespit edilmiştir. PCB seviyeleri akciğer, karaciğer ve yağ dokusunda benzer, beyinde daha düşük ve kanda en düşük seviyede bulunmuştur. Havadaki PCB karışımının solunması, düşük klorlu türdeşlerin vücut yüküne önemli ölçüde katkıda bulunduğu bu çalışmada da kanıtlanmıştır.

PCB türdeşleri 28, 52, 101, 138, 153 ve 180 Danimarkalı okul çağında çocuklar ve annelerinden alınan kan örneklerinde analiz edilmiştir. Katılımcılar sırasıyla bir kentsel ve kırsal alandan seçilmiştir. Kentsel bölgede yaşayan okul çocuklarında PCB konsantrasyonları kırsal bölgeye kıyasla önemli ölçüde daha yüksek bulunmuş, ayrıca annelerde yaş ile PCB konsantrasyonu arasında pozitif bir ilişki var olduğu görülmüştür. Sonuçlar, kentsel alanlarda yaşayan insanların daha yüksek konsantrasyonlarda PCB'lere maruz kalabileceğini ve bunun da kentsel nüfus için daha büyük olumsuz etki riskine yol açabileceğini göstermiştir (Morck vd., 2014).

İç havadaki PCB'lere bağlı aşırı maruziyet hakkında yeni bilgiler elde etmek ve bunu genel beslenme arka planıyla karşılaştırmak amacıyla, iç hava kirliliği olan üç okul (PCB seviyeleri 1587 ila 10.655 ng/m³ arasında değişen) ve iki kontrol okulunda örneklemeler yapılmış, okullardaki öğretmenlerde de kan PCB seviyeleri incelenmiştir. Kan analizleri, düşük klorlu PCB'ler ile büyük oranda kirlenmiş olan bir okuldaki öğretmenlerde ortalama PCB-28 seviyesinin 0,036'dan (kontrol grubu) 0,098 µg/l'ye yükseldiğini, ancak kontamine olmuş okulların hiçbirinde kanda normal arka plan konsantrasyonlarının üzerinde önemli bir PCB-138, 153 ve 180 artışı bulunmadığını göstermiştir. Kan analizlerinin ve ek toksikokinetik hesaplamaların sonuçları, en kirliliği okullarda solunum yoluyla PCB alımının kandaki ortalama arka plan PCB konsantrasyonlarının üzerinde küçük bir artışa neden olduğunu göstermiştir (Gabrio vd., 2000).

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Okullarda PCB'lerin varlığı üç grup altında sınıflandırılabilir. İlk olarak, okullar PCB'lerle üretilmiş ürünler içerebilir. Bu birincil kaynaklar kalafat, yapıştırıcılar, boya, su yalıtım dolguları ve diğer kaplamalar gibi açık sistem kullanımlarını içerir. Birincil kaynaklar, okulların hem içinde hem de dışında tanımlanmıştır. İkinci grup, insanların maruz kalması için daha büyük bir potansiyeli temsil etmektedir. Bu PCB içeren malzemeler, pencere çerçevelerinin çevresinde, genişleme derzlerinin bir bileşeni olarak girinti tabanı ve yer karoları için mastik olarak ve duvarlarda bulunmuştur. Birincil kaynaklardaki PCB seviyeleri, yapıştırıcılarda birkaç ppm'den, kalafatta yüzbinlerce ppm (milyonda bir) kadar değişebilir. Birincil kaynaklar aynı zamanda flüoresan hafif balastları da içerebilir (Thomas vd., 2012), ancak bu, sıvı PCB'lerin kapalı bir kap içinde tutulduğu ve yalnızca mühür zarara uğradığında bir risk oluşturduğu kapalı bir sistem kullanımınıdır. İkincisi, PCB'ler genellikle birincil kaynaklara bitişik malzemelerde bulunur. Bu sözde ikincil kaynaklar, kısmen PCB'lerin dolgu macunlarından ve diğer birincil kaynaklardan bitişik tuğla, harç, köpük levha, yalıtım ve diğer malzemelere geçmesine neden olan konsantrasyon gradyanlarından kaynaklanır (Coghlan vd., 2002). Yeni üretilen boyalar PCB içermeye devam ettiğinden, boyalar da birincil kaynak olabilir (Hu ve Hornbuckle, 2009). PCB'ler birincil kaynaklardan bitişikteki gözenekli yapı malzemelerine geçebilir. Üçüncü grup olarak tanımlanan PCB'ler ise birincil ve ikincil kaynaklardan iç ortam havasına, toza, toprağa ve diğer insan maruziyet ortamlarına geçer.

Okullarda PCB'lere maruz kalma, araştırmacılar tarafından artan bir ilgi görmektedir. (Schwenk vd., 2002; Herrick vd., 2004; Liebl vd., 2004; Thomas vd., 2012; Hunt vd., 2016; Markey, 2016; Osterberg vd., 2016). Tüm PCB türdeşlerinin toplam konsantrasyonunu tahmin etmek için iç ortam havasındaki altı gösterge türdeş 5 ile çarpılmaktadır. Bu prosedür, Alman Standartlar Enstitüsü yönergelerinde (DIN 51527, 1987) açıklanan yaygın ve kabul görmüş bir yöntemdir. Tablo 2.6'da okul, kreş ve bakım evlerinde yapılan iç hava PCB çalışmalarının sonuçları paylaşılmıştır.

ABD'deki okullarda kullanılan inşaat malzemelerinde PCB'lerin varlığının tespit edilmesi ve iç ortamdaki kaynak malzemelerde yapılan PCB analizleri, iç ortam havasında ölçüm ve modelleme ile PCB envanterinin, maruziyet açısından önemli bir gereklilik olduğu ortaya konmuştur. Altı okulda yapılan altmış dört ölçüme dayanan ortalama iç hava toplam PCB konsantrasyonu 318 ng/m³ olarak bildirilmiştir (Thomas vd., 2012). Başka bir çalışmada ise iç hava konsantrasyonları 0,5 ila 194 ng/m³ arasında değişkenlik göstermiştir (Marek vd., 2017). Lehmann vd. (2015),

havadaki PCB'lerin ve diyet ile alınan PCB'lerin her birinin, bir çocuğun toplam PCB maruziyetinin yarısını oluşturduğunu belirlemişlerdir. Langeland ve Jensen (2013), 126 okulun %10'unda 100–300 ng/m³ aralığında, %12'sinde ise 300–3000 ng/m³ aralığında ölçmüşlerdir. Sivanantham vd. (2021), 1980'li yıllarda inşaa edilen, ahşap zeminli sınıflarda ve mekanik havalandırma yerine doğal havalandırmanın kullanıldığı sınıflarda PCB konsantrasyonlarının yüksek olduğunu belirlemiş, eski binalarda kalafat ve dolgu macunlarından sürekli olarak PCB salınımının devam ettiğini, hem hava hem de tozda PCB'lerin varlığını bildirmişlerdir. Amerika'da kreş çağındaki çocukların gittikleri kreş ve yaşadıkları evlerinde iç ortam çalışmaları yapılmıştır. Ayrıca PCB maruziyetinin ana bileşeninin belirlemek açısından bu kapalı ortamlarda yedikleri besinler de PCB'ler açısından analiz edilmiştir. Hem kreş hem de ev iç ortamındaki PCB konsantrasyonları dış havadan daha yüksek ölçülmüş, analiz edilen tüm PCB bileşiklerin iç ortam havasında ve yer tozunda gözlemlenmiş ancak gıdalarda tayin limitini altında kalmıştır (Wilson vd., 2003).

PCB'ler, yarı uçucu organik bileşikler içeren inşaat malzemelerinden (birincil kaynaklar) tüm iç yüzeylere (ikincil kaynaklar) yeniden dağıtıldığı bilinen yarı uçucu organik bileşikler olarak sınıflandırılır. Ayrıca bu organik bileşikler, havadaki konsantrasyona bağlı olarak emilim veya salım özelliğine sahiptirler. PCB ayrıca birincil kaynaklardan bitişik malzemeye (ikincil kaynaklar) geçebilir. Bu nedenle, PCB'lerin iyileştirilmesi yada azaltılması sorundur, çünkü orijinal kaynağın basit bir şekilde çıkarılması genellikle yetersizdir. Lyng vd. (2015) havalandırmanın iç ortamdaki PCB konsantrasyonlarına olan etkisini araştırmış, ABD'de bir ilkokulda, PCB iç hava konsantrasyonlarını düşürmek için seçilmiş farklı mühendislik kontrolleri uygulamıştır. Azaltma yöntemlerinden biri olan hava arıtımı, PCB konsantrasyonunu 423'ten 173 ng/m³'e düşürmüştür. Müdahale, PCB'nin iç ortam hava konsantrasyonunda %30'luk bir düşüşe neden olmuştur. Kirleticilerin emisyonları sabitse ve havalandırmadan bağımsızsa havalandırma iç ortamdaki kirleticilerin konsantrasyonunu seyreltebilmektedir. Bununla birlikte, sıcaklıkların konsantrasyonları önemli ölçüde etkilediği bilinmektedir (Liu vd., 2014; Macintosh vd., 2012; Thomas vd. 2012).

PCB kaynakları ağırlıklı olarak iç ortamlarda bulunduğundan, dış hava koşullarının iç ortam konsantrasyonlarını önemli ölçüde etkilemesi beklenmemektedir. Gaz fazı PCB'ler havadaki partiküllere adsorbe olabildiğinden havadaki partiküllerin varlığı yarı uçucu organik maddelerin taşınım dinamiklerini etkileyebilmektedir (Weschler ve Nazaroff, 2008).

Diyet ve solunum ile PCB'lere maruz kalma konusundaki bir değerlendirme (Harrad vd., 2009), toz yutmanın, kayda değer olmakla birlikte, çocuklarda maruz kalmanın ana yollarından biri olmadığını göstermiştir. Beklendiği gibi vücuda havadan alımın katkısı en uçucu türdeş (PCB 28) için %15, en az uçucu türdeş (PCB 180) için %0,1 olmuştur. Çocuklar için tek PCB türdeşleri için gıdalardan tahmini alım mevcut olmayıp, ancak toplam alım tahmini 8740 pg/gün/kg vücut ağırlığı olarak yapılmıştır. Havadan toplam PCB alımın, çocukların toplam PCB gıda alımına yaklaşık %2 katkıda bulunduğu bildirilmiştir (Sakhi vd., 2019). Veriler, PCB'lere havadan maruz kalmanın (%0,1–15) gıdadan maruz kalmaya göre daha az katkıda bulunduğunu göstermiştir (Sakhi vd., 2019). Bununla birlikte, PCB'lere solunum yoluyla maruz kalmanın önemi, iç ortam hava seviyelerinin artan vücut PCB yükü ile pozitif olarak ilişkili olduğunu gösteren verilerle desteklenmektedir (Fitzgerald vd., 2011). Avrupa dışındaki ülkelerde (ABD, Kanada ve Yeni Zelanda) iç ortam havasının genel PCB maruziyetine daha yüksek katkıları (%46'ya kadar) gözlemlenmiştir. Bu, PCB içeren inşaat malzemelerinin farklı ülkelerde yasaklanmadan önce değişen kullanımına

işaret edebilir ve böylece farklı maruz kalma yollarının toplam maruz kalma üzerindeki katkısını farklılaştırabilir (Sakhi vd., 2019).

PCB içeren kalafat malzemeleri bulunan ve iç ortam PCB konsantrasyonlarının yüksek olduğu bir okul binasında havalandırma, kapsülleme ve fiziksel bariyerleme yöntemleri kullanılarak konsantrasyonlarının nasıl değişeceği konusunda bir çalışma Macintosh vd. (2012) tarafından gerçekleştirilmiş, hava değişim hızlarını ve sıcaklığı kontrol eden müdahaleler ile okul iç havasındaki PCB konsantrasyonlarında istatistiksel olarak anlamlı azalmalar sağlamıştır. Taze hava oranının artırılması, kalafatın çevrenmesi ve kapsüllenmiş malzeme üzerine fiziksel bir bariyer inşa edilmesinin, bir okulun iç havasındaki PCB maruziyet konsantrasyonlarını azaltmada ve ayrıca PCB kalafatıyla doğrudan teması önlemede etkili olduğu gösterilmiştir. Bu okul binasında kullanılan kontrol yöntemleri, iç hava PCB konsantrasyonlarını 299 – 1.800 ng/m³ olan başlangıç konsantrasyonlarından yaklaşık %87 oranında azaltmıştır.

Corner vd. (2002), İsveç'te apartman binaları ve okulları incelemiş ve iç ortam havasındaki PCB konsantrasyonlarının büyük olasılıkla bina yapılarının dış kısmındaki yalıtım malzemelerinden kaynaklandığı ve iç ortam havasının sürekli kirlenmesine işaret ettiği sonucuna varmıştır. Apartman binalarında bulunan dolgu macunundaki PCB seviyeleri, 0 ila 240.000 ppm arasında ve buna karşılık gelen PCB hava seviyeleri 0 ila 600 ng/m³ arasındadır. Okullarda, sızdırmazlık maddelerindeki PCB seviyeleri, 70 ila 120.000 ppm ve PCB hava seviyeleri 0 ila 37 ng/m³ arasında ölçülmüştür.

Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA) New York City okullarında PCB'ler hakkında kapsamlı bir çalışma yürütmüştür (USEPA, 2012). Hem PCB kaynağı olan malzemelerde hem de iç ortam havasında PCB seviyeleri belirlenmiştir. PCB içeriği 1 ila 328.000 ppm'den az olan dış kalafat numuneleri bulunurken iç kalafat 1 ila 440.000 ppm'den az PCB içeriğinde bulunmuştur. Her okulda sınıflar, kafeteryalar, spor salonları ve koridorlar dahil olmak üzere çeşitli yerlerden iç ortam hava örnekleri toplanmış, altı okulda yapılan 64 ölçüme dayalı iç ortam havası toplam PCB konsantrasyonu, <49–2.920 ng/m³ aralığında tespit edilmiştir. EPA, PCB içeren kalafatın okul binaları içinde ve çevresinde birincil PCB kaynağı olduğu sonucuna varmıştır. Buna göre kalafattan kaynaklanan PCB emisyonları, potansiyel olarak iç ortam havasında metreküp başına yüzlerce ila bin nanogram konsantrasyonlara neden olabilir ki iç hava PCB konsantrasyonlarının, birçok okulda EPA'nın 2009 halk sağlığı rehber seviyelerini (yaşa bağlı olarak 70 ila 600 ng/m³ arasında değişen) aştığı bulunmuştur. Floresan ışık balastlarının da binalarda potansiyel PCB kaynakları olduğu belirtilmiştir. Ancak EPA, çalışmanın sonuçlarının, ışık balast kaynaklarının yokluğunda, kalafattan kaynaklanan PCB emisyonlarının, dış ortam konsantrasyonlarından iki kat veya daha fazla büyüklükte iç ortam hava toplam PCB konsantrasyonları oluşturmak için yeterli olduğunu gösterdiği sonucuna varmıştır.

Schwenk vd. (2002), yoğun iç hava PCB kontaminasyonu olan bir okul ve kontamine olmayan bir okulun (kontrol) iç ortam hava kalitesini incelemiştir. Kirlenmiş okulun dört odasındaki PCB-28 ve PCB-52 baskın türdeşler (her ikisi için de yaklaşık %48) iken PCB-101 %3, PCB-138, PCB-153 ve PCB-180 ise <%1 olarak bulunmuştur. Okulda 12.000 µg/m³'e varan konsantrasyonların, bu okulda görev yapan öğretmenlerin kanlarında PCB-28 ve PCB-52 düzeylerinin artmasına neden olduğu belirlenmiştir.

Ampleman vd. (2015), Amerika'da biri kırsal bölgede biri de metropol bölgedeki ev ve okul iç ortam konsantrasyonlarını ölçmüştür. Ev iç hava ortalama PCB konsantrasyonu metropol bölgede $1,0 \text{ ng/m}^3$, kırsal bölgede ise $0,44 \text{ ng/m}^3$, okullarda ise metropolde $6,4 \text{ ng/m}^3$, kırsal bölgede $8,4 \text{ ng/m}^3$ düzeyinde bildirilmiştir. Kentsel bölgedeki okullar 1968 ve 1976'da inşa edilmiş, kırsal bölgedeki okul 1918'de inşa edilmiştir. Her iki lokasyondaki dış hava numuneleri, evlerde veya okullarda ölçülenden yaklaşık 10 kat daha düşük PCB konsantrasyonlarında bulunurken türdeş profilleri, aynı yerel ayardaki evlerin içinde ve dışında çok benzer bulunmuştur. Her iki bölge için de ortalama solunum maruziyeti çocuklar için annelerden daha fazlaydı. Bu önemli fark, okullarda evlerden daha fazla havadaki PCB konsantrasyonlarından ve çocukların annelerden daha fazla okulda geçirdikleri zamandan kaynaklanmakta olduğuna işaret etmiştir. Çocuklar için PCB solunum maruziyetinin yaklaşık yarısı okullarda meydana gelirken annelerin yaklaşık üçte ikisini evlerden aldığı hesaplanmıştır. Dış ortamlar, daha düşük PCB konsantrasyonları ve dışarıda geçirilen daha az süre nedeniyle dış havadaki PCB varlığı solunum maruziyetinin $<5\%$ 'ini temsil etmiş, kentsel ortamlardaki çocuklar ve anneler için ortalama solunum maruziyeti, kırsal ortamlardaki çocuklara ve annelere göre daha yüksek bulunmuştur.

Ev, müze, araba ve liselerden alınan toz örneklerinde PCB konsantrasyonlarının belirlendiği bir çalışma (Velázquez-Gómez vd., 2019) düzeyleri $1-3.016 \text{ ng/g}$ arasında bildirmiştir. Evlerde ve arabalarda en düşük seviyeler (90 ve 48 ng/g), liselerde ve kütüphanelerde ve müzelerde en yüksek konsantrasyonlar (sırasıyla, 428 , 1.196 ve 3.418 ng/g) ölçülmüştür. Müzelerden, liselerden ve kütüphanelerden alınan toz örnekleri benzer bir profil göstermiştir. Bu numunelerin çoğunda, PCB-118, toplam içeriğe en yüksek katkıyı (50% ila 85%) yapmış ve yaklaşık 37 ng/g ortanca değer seviyesiyle baskın bileşik olmuştur. Bu bileşiğin ardından PCB-28 (14 ng/g), 52 (13 ng/g) ve 101 (5 ng/g) önemli oranda tespit edilmiş bileşiklerdir. Bu bileşiklerin aksine, ev tozunda, örneklerin 50% 'sinden fazlasında PCB-28, 101 ve 52 bulunmuştur. Evler arasında en eski olanlarda baskın bileşikler PCB-153 (8 ng/g) ve PCB-138 (3 ng/g) olmuştur.

İngiltere'de kreş ve ilkokullarda yer tozunda yapılan örneklemelerde PCB konsantrasyonları (PCB-28, 31, 52, 101, 118, 138, 153, 180) aynı ülkede ev tozu için bulunan konsantrasyon aralığında kalmıştır (Harrad vd., 2010). Ancak PCB-28 ve PCB-31 (490 ve 120 ng/g) Kanada, Yeni Zelanda, İngiltere ve A.B.D.'de ev tozunda tespit edilen en yüksek konsantrasyonun (39 ng/g) oldukça üzerindedir. İngiltere'de yapılan çalışmada yer tozunda baskın bileşikler PCB-28/31 ve 52 olmuştur. Bu bileşikler İngiltere'de sınıflarda kullanılan formülasyonun Aroclor 1242 olabileceğine işaret etmiştir (Harrad vd., 2010).

Amerika'da "Havadaki Yarı Uçucu Organik Kirleticilere Maruz Kalma (AESOP) Çalışması" kapsamında belirlenen ortaokul ve lise iç hava toplam PCB konsantrasyonları $0,5$ ila 194 ng/m^3 iken dış havada $0,03$ ila 3 ng/m^3 arasında değişmiştir. Tüm okullardaki seviyeler, A.B.D. EPA'nın 12 ila 15 yaşındaki çocuklar için tavsiye ettiği 500 ng/m^3 'lük mevcut eylem seviyesinin altındadır. Okulların bulunduğu bölgelerdeki dış hava PCB konsantrasyonları istatistiksel olarak önemli ölçüde farklılık göstermemiştir. Dış hava PCB türdeş profili Aroclor 1248'i temsil etmiştir. A.B.D. Aroclor üretiminin en yüksek olduğu yıllar olan 1968 ve 1972'de inşa edilen iki okulda iç ortam konsantrasyonları en yüksek seviyede, A.B.D.'de PCB üretimi 1977'de sona erdikten sonra inşa edilen okulda ise daha düşük konsantrasyonlar ölçülmüştür. PCB türdeş profilleri, mevsimsel değişimler boyunca çok az değişkenlik göstermekle birlikte her lokasyonda benzer olmuştur. İç ortam PCB türdeş profilleri dış hava ile benzerlik göstermiş ancak dış havadan farklı olarak okul

İç ortamlarında PCB-11 ve PCB-52 oldukça yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. PCB 11 ve PCB 52, pigmentlerde öne çıkan türdeşlerdir (Hu ve Hornbuckle, 2010) ayrıca baskılı malzeme ve kumaşlarda da kullanılmıştır (Guo vd., 2014). Okulların iç ortamlarında dış havadan farklı olarak düşük molekül ağırlıklı PCB'ler açısından zengin olması Aroclor ile zenginleştirilmiş yapı malzemeleri, bu okulların içindeki havadaki PCB'lere ana katkıda bulunduğunu ortaya koymuştur (Marek vd., 2017).

Tablo 2.6. İç ortam havasındaki PCB konsantrasyonları (ng/m³)

İç ortam türü	Okul	Kreş ve ilkokul	Kreş ve ilkokul	Okul		Okul ve Kamu binası	Kreş
				Havalandırma kapalı	Havalandırma açık		
Örnek türü	Gaz +PM	Gaz +PM	Gaz +PM	Gaz +PM		Gaz +PM	Gaz +PM
Örnek Sayısı	n=6	n=62	n=537	n=11	n=16	n=62	n=4
Şehir/Ülke	Norveç	Fransa	Fransa	Amerika		Fransa	Amerika
				Havalandırma kapalı	Havalandırma açık	Ortanca	
PCB-10							3,81-18,4
PCB-15							<0,040
PCB-18	0,076-0,291						
PCB-28	0,077-0,512	<0,4-4,2	t.s.a.-0,6	120	80	1	8,19-17,9
PCB-31	0,066-0,351	<0,4-2,6	t.s.a.-0,6				
PCB-33	0,027-0,196						
PCB-37	0,0083-0,079						
PCB-44							1,10-4,82
PCB-47	0,046-0,440						
PCB-52	0,055-0,190	<0,4-0,5	t.s.a.-1,10	165	108	0,7	3,53-6,16
PCB-66	0,015-0,051						
PCB-70							0,346-2,79
PCB-74	0,0094-0,032						
PCB-77							<0,040-0,881
PCB-87							0,197-0,456
PCB-95							0,338-0,859
PCB-99	0,0055-0,046						
PCB-101	0,019-0,106	<0,4-0,6	t.s.a.-0,7	20,9	15,6	0,3	0,376-0,862
PCB-105	0,00051-0,012		t.s.a.-0,1				0,138-0,364
PCB-110							0,221-0,839
PCB-114	0,00005-0,0011						
PCB-118	0,0024-0,043		t.s.a.-0,2	3,1	2,5		0,078-0,612

Tablo 2.6. İç ortam havasındaki PCB konsantrasyonları (ng/m³) (Devamı)

Örnek Türü	Okul	Kreş ve İlkokul	Kreş ve İlkokul	Okul	Okul ve Kamu binası	Kreş
PCB-122	0,00004-0,00042					
PCB-123	0,00005-0,00050					
PCB-126						<0,040-0,091
PCB-128	0,00034-0,0032					
PCB-138	0,0028-0,021		t.s.a.-0,1	0,37	0,30	0,3
PCB-141	0,90-8,6					
PCB-149	0,0094-0,053					
PCB-153	0,0049-0,032		t.s.a.-0,2	0,49	0,39	0,3
PCB-156	0,00015-0,0013					
PCB-157	0,00003-0,00017					
PCB-167	0,00011-0,00061					
PCB-169						<0,040
PCB170	0,00020-0,0014					
PCB-180	0,00037-0,0061		t.s.a.-	t.s.a.	t.s.a.	0,3
PCB-183	0,00031-0,003					
PCB-187	0,00098-0,0083					
PCB-189	0,00003-0,00005					
PCB-194	0,00003-0,00028					
PCB-206	0,00003-0,00006					
PCB-209	0,00012-0,00013					
Referans	Sakhi vd., 2019	Raffy vd., 2017	Wei vd., 2021	Lyng vd., 2015	Heinzow vd., 2007	Wilson vd., 2002

t.s.a.: Tayin sınırının altında; n: Örnek sayısı

Türkiye ilkokullarda yapılan tek çalışma (Tekli vd., 2022), bölgesel bir kirlilik değerlendirme yapabilmek ve olası risk durumunu açıklayabilmek için farklı konumlarda ve farklı özelliklere sahip 30 ilkokulun iç ve dış ortamların toz örnekleri toplandığı çalışmadır. Elde edilen sonuçlarda dış ortam toplam PCB konsantrasyonları 0,737-22,307 ng/g arasında, iç ortam toplam

PCB konsantrasyonları ise 17,17–294,22 ng/g arasında bulunmuştur. Dış ortam örneklerinde PCB-153, 138, 170, 194, 209 türleri çoğu örnekte belirlenememiştir. İç ortam örneklerinde ise birçok PCB türü belirlenememiş olup çoğu örnekte tanımlanabilen PCB türleri PCB-18, 52, 44 ve 170'tir. En yüksek PCB iç ortam konsantrasyonunu ölçüldüğü okullardan biri yarı kentsel bölgede olup yollardan nispeten uzak ve yerleşim sayısı az olan bir bölgededir, öte yandan büyük bir okul olup öğrenci sayısı 500'den yüksektir. Bu noktadaki yüksek konsantrasyonları daha çok okul içi kaynaklar ve aktivitelerle birlikte, çocukların dışardaki tozları içeriye taşımasıyla oluşan birikimin etkilediği söylenmiştir. Yüksek konsantrasyonun ölçüldüğü diğer okul yarı kentsel bir bölgede olup okul öğrencisi sadece 14 kişidir. Okula nispeten yakın konumda sanayi sitesi bulunmaktadır. Bu sanayi sitesinde büyük ölçekli kimya, plastik, yapı malzemeleri ve alüminyum fabrikaları bulunmaktadır. Dolayısıyla bu noktadaki yüksek PCB konsantrasyonlarının nedeni organize sanayi bölgesinde meydana gelen emisyonların taşınması olarak açıklanmıştır. İç ortamda sadece PCB-44'ün diğer bölgelerde kırsal bölgelere göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Frederiksen vd. (2020) yaptıkları çalışmada PCB-44 bileşiğinin taze emisyonlardan kaynaklandığını belirtmişlerdir. Dolayısıyla iç ortamda PCB-44'ün kırsala göre daha yüksek bulunması iç ortama özgü PCB kaynaklarının kırsal göre kentsel bölgelerde daha fazla olmasıyla açıklanmıştır. İç ortam örnekleme noktalarındaki PCB homolog gruplarının profillerine bakılmıştır. En baskın grupların tri ve tetra grupları olduğunu görülmüştür. Öte yandan çok sınırlı sayıda örnekte penta grubu türdeşlerin katkısı da olmuştur. Hexa grubunun ise çok sınırlı sayıda örnekte baskın olarak görülmekle birlikte çoğu örnekte belirlenememiştir. Beş veya daha az klorlu PCB bileşikler ticari karışımlarda ve yapı materyallerinde kullanılmaktadır. Kentsel bölgede tetra klorlu PCB türleri baskın olup, tri, penta, hexa ve hepta klorlu PCB türlerinin de katkısı olduğu görülmüştür. Bu bulgular kentsel bölgede iç ortam kaynaklarının yanı sıra dış ortamdaki kaynakların da etkisini göstermiştir. Her bir PCB türü ayrı ayrı değerlendirildiğinde iç ortamda örneklerin çoğunda belirlenen PCB türleri PCB 18, 52, 44, 170'dir. Bunlar içerisinde en yüksek konsantrasyonlar dış ortamla benzer şekilde PCB 52 ve PCB 44 için belirlenmiştir. İç ortam konsantrasyonları dış ortamdaki yüksek bulunmuştur. Birçok bölgede iç ortam PCB kaynaklarına daha çok bina yapısında ve içerisinde kullanılan ve ticari PCB içeren materyaller olduğu ortaya konmuştur. Yüksek PCB konsantrasyonlarının endüstriyel emisyonlarla önemli oranda ilişkisi olduğu görülmüştür. İç ortam PCB konsantrasyonları dış ortam PCB konsantrasyonlarından oldukça yüksek bulunmuş olup daha çok iç ortam kaynaklarıyla ilişkilendirilmiştir. Kentsel ve endüstriye yakın noktalarda dış ortam PCB kaynaklarının da PCB seviyelerini etkilediği görülmüştür. PCB profilleri iç ve dış ortamda homolog grup olarak daha çok 5 ve 5'ten az klorlu PCB gruplarının hem iç hem de dış ortamda daha baskın olduğunu göstermiştir. İç ortamda 5'ten fazla klorlu PCB homolog grubu nadiren görülmüştür. Dış ortamda ise özellikle endüstriyel bölgelerde heksa ve hepta klorlu PCB'ler görülmüştür. Bu durum dış ortam endüstri emisyonlarıyla açıklanmıştır. Dünya genelinde kreş ve okullarda iç ortam yer tozunda yapılan PCB ölçümlerinin sonuçları Tablo 2.7'de verilmiştir. Tablo 2.8'de ise yüzey tozunda yapılmış tek çalışmanın sonuçları paylaşılmıştır.

Sağlık Etkileri

Çevrede her yerde bulunan PCB'ler nedeniyle, insanlar diyet, solunum ve cilt teması yoluyla PCB'lere maruz kalmaktadır. Diyet, uzun süredir ana maruz kalma yolu olarak tanımlanmıştır, ancak çocuklar da dahil olmak üzere bazı popülasyonlar için solunum önemli olabilir (Amp-

leman vd., 2015; Lehmann vd., 2015; Carpenter vd., 2015). PCB'ler, gıda zincirinde ve insan vücudunda güçlü bir şekilde birikmektedir. Toksisiteleri kimyasal yapıya bağlıdır ve bağışıklık sistemi üzerindeki olumsuz etkileri, hormon bozulması, gelişimsel ve üreme etkilerinin yanı sıra kanseri de içerir (Hens ve Hens, 2017; Swanson vd., 1995). Okul çağındaki çocukların PCB'lere maruz kalması özellikle endişe vericidir çünkü bu bileşikler insanlar için kanserojendir (Lauby-Secretan vd., 2013), endokrin sistemi hedefler (Crinnion vd., 2011; Otake vd., 2007) ve nörogelişimsel bozukluklarla bağlantılıdır (Grandjean vd., 2006; Park vd., 2009; Mitchell vd., 2012). PCB'lere maruz kalmanın olumsuz immünolojik, üreme ve dermatolojik etkilere neden olduğu bilinmektedir. PCB'ler obezite ve tip-2 diyabet riskini artırır ve kalp sistemini etkiler (Carpenter, 1998; Faroon vd., WHO, 2003; Jensen, 2013).

PCB'lere maruz kalma halk sağlığı açısından önemlidir, çünkü hayvan ve insan çalışmaları onların kanser ve kanser dışı etkilerini göstermiştir. PCB'lere düşük dozlarda kronik maruziyet, sinir, bağışıklık ve üreme sistemlerini olumsuz etkiler ve insan çalışmaları hafıza, öğrenme, IQ ve motor fonksiyon üzerinde etkiler göstermiştir. Çocuklarda ve yetişkinlerde (Heilmann vd., 2010; Gerhard vd., 1998; Glynn vd., 2008) bağışıklık sistemi baskılanması, yetişkinlerde doğurganlık (Cohn vd., 2011; Çok vd., 2010) etkisi kanıtlanmıştır. Hayvan çalışmaları karaciğer, tiroid ve bağışıklık sistemi kanserlerini göstermiştir (Mayes vd., 1998; Kimbrough vd., 1975; Hammond vd., 2005).

Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı, 2013 yılında PCB'leri "bilinen veya belirli insan kanserojenleri" olarak sınıflamış (Grup-1) olmakla birlikte EPA PCB'leri hala olası kanserojenler olarak sınıflandırmaktadır (IARC, 2016; USEPA- IRIS, 2016). Spesifik bir PCB türevinin toksisitesi, klorlarının sayısına ve modeline bağlıdır (Basra vd., 2018). Bireysel PCB sayısı ne kadar yüksekse o kadar klorludur (yani, sırasıyla PCB 1 ve PCB 209 en az ve en fazla klorludur). Bununla birlikte, insanlar türdeşlere tekil maruz kalmazlar; diyet, solunum ve iç ve dış ortamlardaki tozdan kaynaklı türdeş karışımlarına maruziyet söz konusudur. Bu nedenle, mevcut insan sağlığı risk değerlendirmesinin, tercihen ilgili karışıma ilişkin toksisite verilerini kullanması gerekir. Gıdalardaki (örneğin, balık ve anne sütü) PCB karışımları, yağ dokusunda biriken yüksek oranda klorlu PCB'lerden oluşurken düşük klorlu PCB'ler genellikle daha yüksek oranda havadaki türdeşleri oluşturur çünkü bunlar havaya uçuşa eğilimindedir.

Eski yapı malzemelerinden ve boya pigmentlerinden salınan PCB'ler ile kirlenmiş okul iç havası, PCB'lerin solunması yoluyla çocuklar, öğretmenler ve personel için sağlık riskleri oluşturabilir. PCB'lere uzun süreli solunum maruziyetinin sağlık üzerindeki etkileri tam olarak anlaşılması amacıyla okul içi havayı taklit etmek için tasarlanmış, laboratuvarında üretilen bir PCB karışımına (91 günlük tekrarlanan solunum maruziyetinin kapsamlı bir toksisite değerlendirmesi) dişi fareler 13 hafta boyunca sadece burundan maruz bırakılmıştır (Wang vd., 2022). PCB'ye maruz kalmanın hafızayı bozduğu, kaygı benzeri davranışlara neden olduğu, plazmadaki metabolikler hafifçe bozduğu gözlemlenmiştir. Nispeten yüksek maruz kalma ve doku yüklemesi ile sıçanlarda test edilen uç noktaların yarısından itibaren toksisite kanıtı görülmüştür.

Tablo 2.7. İç ortam yer tozunda PCB konsantrasyonları (ng/g)

Örnek Türü	Kreş ve ilkokul	Kreş ve ilkokul	Kreş ve ilkokul	Ortaokul	Lise	Okul	Kreş
Örnek Sayısı	N=43	N=62	N=537	N=4	N=6	N=30	N=4
Şehir/Ülke	İngiltere	Fransa	Fransa	Çin	Barselona	Türkiye	Amerika
İç ortam türü	Yer tozu	Yer tozu	Yer tozu	Klima filtresi tozu			
PCB-15							<2
PCB-18						1,14-32,29	
PCB-28/31	<0,30-					0,62-0,62	
PCB-28		<26,3	t.s.a.*-19,6	5,98-10,3	14-14		20-79
PCB-31		<26,3	t.s.a.-20,5				
PCB-37				2,03-3,78			
PCB-44				0,00-3,97		5,64-61,47	7-45
PCB-49				0,00-1,57			
PCB-52	<0,20	<26,3	t.s.a.-75,9	0,54-6,59	2-18	8,95-69,49	13-61
PCB-70				0,93-2,53			7-59
PCB-74				0,70-2,24			
PCB-77		<26,3	t.s.a.-	20,2-476			<2-15
PCB-81				0,00-2,14			
PCB-87				1,20-3,68			8-30
PCB-95							<2-26
PCB-99				0,00-1,20			
PCB-105		<26,3	t.s.a.-34,8	0,00-5,10			<2-27
PCB-101	<0,10	<26,3	t.s.a.-119	1,10-4,32	3-25	6,01-57,55	7-45
PCB-110							12-69
PCB-114				2,29-70,29			
PCB-118	<0,10	<26,3	t.s.a.-115	1,17-7,51	35-63	9,67-54,43	10-47
PCB-119				0,00-0,76			
PCB-123				0,00-1,95			
PCB-126				0,00-0,59			<2
PCB-149						185,94-234,23	
PCB-151				0,00-1,14			
PCB-128				0,00-2,19			
PCB-138	<0,10	<26,3	t.s.a.-87,2		2-2	5,42-5,42	7-44
PCB-153	<0,10	<26,3	t.s.a.-87,2	1,76-5,55	7-7	t.s.a.	9-34
PCB-156				0,00-4,37			
PCB-157				1,76-7,55			
PCB-138/167				1,46-2,59			
PCB-158				2,06-5,88			
PCB-168				0,00-11,01			
PCB-169				0,00-6,11			<2-14
PCB-170				0,00-2,74		2,51-8,89	
PCB-177				0,00-2,10			
PCB-180	<0,10	<26,3	t.s.a.-32,7	0,00-2,19		2,45-2,45	7-19
PCB-183				0,00-2,90			
PCB-187				0,00-1,83			
PCB-189				0,80-1,98			
PCB-194				1,50-18,22		t.s.a.	
PCB-199				0,80-23,04			
Referans	Harrad vd., 2010	Raffy vd., 2017	Wei vd., 2020	Kang vd., 2013	Velázquez-Gómez vd., 2019	Tekli vd., 2022	Wilson vd., 2002

*t.s.a.= Tayin sınırının altında

Tablo 2.8. . İç ortam yüzey tozunda ölçülen PCB konsantrasyonları (ng/m²)

İç Ortam Türü	Kreş+İlkokul
Örnek sayısı	N=62
Şehir/Ülke	Fransa
PCB-52	<20-200
PCB-105	<20-96
PCB-101	<20-366
PCB-118	<20-290
PCB-138	<20-150
PCB-153	<20-128
Referans	Raffy vd., 2017

Bu çalışma, okul çocuklarının solunum maruziyetinin diyet maruziyetini aşabileceğini gösteren ilk kohort tabanlı çalışmadır (Marek vd., 2017). Daha yüksek klorlu PCB'ler yüksek oranda ağız yoluyla alınırken daha düşük klorlu PCB'ler daha uçucudur ve daha çok soluma yoluyla alınır. Tenefüs saatlerinde oluşan maruziyetin toplam maruziyete katkısının dış havada konsantrasyonlar ile bağlantılı olduğu, bu nedenle her okul için farklı bir katkı oranına sahip olduğu belirtilmiştir. En yüksek solunum maruziyetinin, en yüksek hava konsantrasyonlarına sahip okuldaki ve en aktif çocuklarda olduğu belirtilmiştir. Dolayısıyla, PCB kontaminasyonu olan okullardaki çocuklar için solunumun önemli bir PCB maruziyet yolu olduğu ve bazı durumlarda diyet maruziyetini aştığını gösterilmiştir.

Mevcut Standart, Kılavuz ve Limit Değerler

Kaynaklarından uzak bölgelerdeki çevresel ortamlarda tespit edilmeleri suda ve karada yaşayan besin zincirlerinde yüksek klorlu PCB'lerin güçlü biyo-büyümesi nedeniyle (Jensen, 1966; Geyer vd., 2000), PCB'lerin kullanımı kısıtlanmış ve son olarak 1980'lerde yasaklanmıştır. 2001 yılında Stockholm'de ilan edilen uluslararası KOK sözleşmesi, PCB'yi 2028 yılına kadar dünya çapında ortadan kaldırmayı hedeflemiştir (UNEP, 2001). 1970'lerde, çevresel birikim ve potansiyel olumsuz sağlık etkileri nedeniyle, sızdırmazlık malzemeleri ve boyalar dahil olmak üzere "açık uygulamalar" olarak adlandırılan PCB'ler durdurulmuş, daha sonra kapasitörler ve transformatorler gibi "kapalı uygulamalarda" da kullanımdan kaldırılmıştır (ATSDR, 2000).

Zehirli Maddeler Kontrol Yasası kapsamında, Çevre Koruma Ajansı (EPA) 1979'da bir yönetmelik yayınlarak PCB'lerin (öncelikle elektrikli ekipmanlarda ve büyük binalarda yalıtkan sıvılar olarak) faydalarının, çevredeki toksisite ve kalıcılıklarından daha ağır bastığına dair kanıtlara dayanarak PCB üretimini yasaklamıştır (USEPA, 2015). "Zehirli Maddeler Kontrol Yasası" (TSCA), PCB seviyeleri 50 ppm'i aşan malzemeleri yasaklar (40 CFR Part 761), ve ABD Çevre Koruma Ajansı bunu PCB'lerin "yetkisiz kullanımı" olarak değerlendirmektedir (USEPA, 2009).

İç ortam havasındaki PCB düzenlemesi, yalnızca birkaç ülkede mevcuttur. Almanya'da, mesleki olmayan ortamlardaki iç ortam havasındaki PCB seviyeleri, 300 ng/m³lük tolere edilebilir toplam PCB konsantrasyonu ve 3000 ng/m³lük bir müdahale seviyesi ile düzenlenmiştir (PCB-Kılavuzu, 1995). Bu düzenleyici seviyelerin temeli, sıçanlarda yapılan bir kronik toksisite çalışma-

sının sonuçlarından elde edilen 1 µg/kg vücut ağırlığının toplam PCB'yi tolere edilebildiği günlük alımıdır (Chen ve Dubois, 1973). Danimarka'daki kılavuz eylem düzeyi ve PCB toplam konsantrasyonu hesaplaması, tolere edilebilir günlük alım değeri (VDI, 2009) Alman tavsiyelerine dayanmaktadır. Baden-Württemberg'de PCB iç ortam hava kirliliği, PCB kılavuzu (Wirtschaftsministerium, 1995) temelinde incelenmiştir. 1 µg/kg vücut ağırlığı ve günlük tolere edilebilir alım değerine, 20 m³/gün solunum hızına ve 8 saatlik günlük çalışma süresine göre, bu kılavuz, kamu binaları için 9.000 ng/m³ PCB müdahale değeri türetmiştir, ve okullar dahil edilmiştir.

İsviçre binalarında bulunan PCB içeren derz dolgu macunlarının bolluğunun ülke çapında kapsamlı bir değerlendirmesinin yanı sıra bu malzemelerin insan sağlığı ve çevre üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi amacıyla yapılan proje çerçevesinde, iç ortam havasındaki maksimum PCB konsantrasyonu (Besis vd., 2021) için geçici bir kılavuz değer oluşturulmuştur (8 saatlik maruziyet için 6 µg/m³, örneğin kamu binaları ve 2 µg/m³, 24 saatlik maruziyet, örn. evler) (Zhao vd., 2022). İç hava kalitesi, PCB içeren derz dolgularının varlığından ciddi şekilde etkilenebildiği için bu malzemeler iç mekanlarda önemli miktarda bulunuyorsa ve PCB konsantrasyonları 10 g/kg'ı aşarsa, insanların uzun süre bulunduğu mikroçevrelerde iç hava PCB seviyeleri artacağından kontrol edilmesi gerekliliği ortaya konmuştur. İç ortam havasındaki PCB için 6 µg/m³lük (8 saatlik ortalama) geçici kılavuz değeri aşılsa, PCB içeriği >0,05 g/kg PCB kaynaklarının tanımlanması, uzaklaştırılması ve tehlikeli atık olarak, bertaraf edilmesi gerekliliği getirilmiştir. Diğer tüm durumlarda, PCB içeren derz dolgularının varlığı, bina yenilediğinde veya yıkıldığında çıkarılıp atılabilmesi için belgelenmesi gerekliliği bina sakinlerine ilan edilmesi planlanmıştır (Kohler vd., 2005).

EPA, genel PCB maruziyetini günlük 20 ng PCB/kg-vücut ağırlığı oral referans dozunun altında tutmak amaçlı iç ortam limit belirleme çalışmaları gerçekleştirmiştir. Oral referans dozu insan popülasyonunun (yani hassas alt grupların) yaşamları boyunca kayda değer bir zararlı etki riski taşımaması muhtemel olan günlük maruz kalma tahminidir. EPA, okul ve okul dışı ortamlarda PCB'ye maruz kalmanın potansiyel yollarını değerlendirmiştir. Okulda maruz kalma yolları, okulun iç ve dış havasını, iç ortam tozunu ve yakın çevrede dış ortamda bulunan toz kaynaklarını tablo 2.9'da verilen değerler okul iç ortam havasındaki PCB'leri değerlendirmek için maruz kalma seviyeleridir.

Tablo 2.9. Okulun iç ortam havasındaki PCB'leri değerlendirmek için maruz kalma düzeyleri (ng/m³)

1-<2 yaş	2-<3 yaş	3-<6 yaş	6- <12 yaş (ilkokul)	12-<15 yaş (ortaokul)	15-<19 yaş (lise)	+19 yaş
100	100	200	300	500	600	500

EPA 2009'da okul yöneticilerine ve diğer sorumlu taraflara yapı malzemelerinde PCB'lere maruz kalma olasılığını yönetme yaklaşımları hakkında rehberlik sağlamıştır. EPA'nın rehberliği, PCB içeren atık malzemelerin karakterizasyonu ve bertarafı için Federal Yönetmelikler Yasasının Başlık 40 Bölüm 761'deki gereklilikleri tanımlamıştır. üretiminde PCB kullanılan ve 50 ppm'e eşit veya daha yüksek seviyelerde PCB içeren malzemeler, PCB toplu ürün atığı olarak tanımlanır. EPA, 2012'de toplu ürün atığının tanımını birincil kaynaklara bağlı ikincil kaynakları içerecek

şekilde genişleterek iyileştirme sürecini kolaylaştıran kuralları yeniden yorumlayarak yayınlamıştır (USEPA 2012). Atıkların buldukları ortamdan uzaklaştırılmasına ek olarak, PCB'ler için düzenleyici çerçeve, toplu ürün atıklarının geçici olarak yerinde yönetilmesine izin veren risk bazlı onayları içerir. Risk bazlı onaylar vaka bazında yapılır ve PCB'ler için kanser ve kanser dışı risklerin kantitatif analizleri için genel kabul görmüş prosedürleri takip eder.

Ülkemizde PCB'ler, 1973 yılında sanayide kullanımı kısıtlanmış, 1 Ocak 1996 tarihinde ise açık sistemlerde kullanımı tamamen yasaklanmıştır (Güvenç ve Aksoy, 2007). Ayrıca 2001 yılında imzalanan Stockholm sözleşmesine göre, 2025 yılına kadar ülkemizdeki tüm PCB'lerin ortadan kaldırılması gerekmektedir. Bu çerçevede hazırlanan ulusal uygulama planı uyarınca yasal düzenleme ve çeşitli laboratuvarlardan gelen verilerin karşılaştırılması için ortak bir zemin oluşturulması amacıyla, 7 türdeşin (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) PCB varlığı ve dağılımının izlenmesinde indikatör bileşikleri olarak seçilmiştir (Acara, 2006). Stockholm Sözleşmesi ve Avrupa Birliği uyum sürecinin gereklilikleri çerçevesinde PCB'lerin kontrolü amacıyla Poliklorlu Bifenillerin ve Poliklorlu Terfenillerin Kontrolü Hakkında Yönetmelik, 27.12.2007 tarih ve 26739 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe girmiştir (Resmi Gazete, 2007).

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Çalışmalar çocuklar için PCB maruziyetinde solunumun önemli bir paya sahip olduğu belirlenmiştir. Okullarda buldukları süre boyunca iç ortamda var olan PCB kirliliğine maruz kalmaktadırlar. PCB bileşiklerinin kaynağı hem okul binalarının inşasında kullanılan yapı ve izolasyon malzemeleri hem de iç ortamda sürekli emisyon yapan duvar boyaları, alev geciktiriciler ve floresan lambalardır. Her ne kadar PCB karışımlarının kullanımı yasaklanmış olsa da okul binalarının yapım yılına bağlı olarak, kullanılan malzemeler nedeniyle PCB emisyonları iç ortama salınmaya devam etmektedir.

İç ortamda oluşan PCB konsantrasyonları bina yaşına, kullanılan PCB türdeş karışımlarına ve iç ortamdaki diğer parametrelere bağlı olarak (sıcaklık, nem vb.) değişmektedir.

PCB kaynaklarının büyük oranda yapı malzemeleri olması nedeniyle, emisyonların azaltılması amacıyla öncelikli olarak yapı malzemeleri içinde bulunan PCB miktarları dikkate alınmıştır. Bu kapsamda getirilen yasaklar yapı malzemelerinde ya da alev geciktirici olarak kullanımda belirlenmiş olan PCB miktarlarıdır. Bu sınırlamalar farklı yaş gruplarının günlük maruz kalma dozları dikkate alınarak hesaplanmıştır.

Her ne kadar PCB kullanımı yasaklanmış olsa ve malzeme içinde kullanım için miktar sınırlaması getirilse de okulların iç ortamında var olan PCB bileşikleri için iç ortam limit değerlerini belirlenmesi gereklidir. Çocukların uzun süre okullarda kapalı alanda kalması, solunum hızı yüksek aktivitelerinin daha büyük yaşlara göre daha yoğun olması ve olumsuz ortam iç ortam hava kalitesine karşı büyüklere göre daha dirençsiz olmaları, iç ortam havasındaki PCB konsantrasyonları için bir limit değer belirlenmesini önemli kılmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı tarafından okullarda yapılmış kapsamlı iç ortam hava kalitesi çalışmaları sonucunda elde edilen limit değerlerin Türkiye'deki okullar için uygulanması uygun olabilir. Limit değerler yaş grupları için ayrı ayrı belirlenmiştir. Limit değerler 1- <2 yaş için 100 ng/m³, 2- <3 yaş grubu için 100 ng/m³, 3- <6 yaş grubu için 200 ng/m³, 6- <12 yaş (ilkokul) grubu için 300 ng/m³, 12- <15 yaş (ortaokul) grubu için 500 ng/m³ ve 15- <19 yaş (lise) grubu için 600 ng/m³ olarak belir-

lenmesi önerilmektedir. Bununla birlikte ülkemizde okul iç hava düzeyleri henüz karakterize edilmemiştir. Öncelikle bu bilginin üretilmesi için çalışmaların yapılması elzem görülmektedir.

Kaynaklar

Acara, A. 2006. Türkiye'nin Kalıcı Organik Kirletici Maddelere (POP'ler) İlişkin Stockholm Sözleşmesi İçin Taslak Ulusal Uygulama Planı. UNIDO-POP'ler Projesi. Proje No: GF/TUR/03/008. 237 s.

Ampleman, M. D., Martinez, A., DeWall, J., Rawn, D.F.K., Hornbuckle, K.C., Thorne, P.S., 2015. Inhalation and dietary exposure to PCBs in urban and rural cohorts via congener-specific measurements. *Environ. Sci. Technol.* 49, 1156–64.

Andersson, M., Ottesen, R.T., Volden, T., 2004. Building materials as a source of PCB pollution in Bergen, Norway. *Sci. Total Environ.* 325, 139–144.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2000. Public Health Statement: Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Washington, DC, USA.

Balfanz, E., Fuchs, J., Kieper, H., 1993. Sampling and analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air due to permanently elastic sealants. *Chemosphere* 26,871–880.

Ballschmiter, K., Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302, 20-31.

Basra, K., Scammell, M.K., Benson, E.B., Heiger-Bernays, W., 2018. Ambient air exposure to PCBs: regulation and monitoring at five contaminated sites in EPA regions 1, 2, 4, and 5. *New Solut.* 28, 262-282.

Beck, H., Mathar, W., 1985. Analysenverfahren zur Bestimmung von ausgewählten PCB-Einzelkomponenten in Lebensmitteln [in German]. *Bundesgesundheitsblatt* 28, 1-12.

Benthe, C., Heinzow, B., Jessen, H., Mohr, S., Rotard, W., 1992. Polychlorinated biphenyls in indoor air due to Thiokol-rubber sealant in office buildings. *Chemosphere* 25, 1481–1486, 1992.

Besis, A., Botsaropoulou, E., Balla, D., Voutsas, D., Samara, C., 2021. Toxic organic pollutants in Greek house dust: Implications for human exposure and health risk *Chemosphere* 284, 131318.

Brevik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M., Jones, K. C., 2002. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach 1. Global production and consumption. *Sci. Total Environ.* 290, 181-198.

Burkhardt, U., Bork, M., Balfanz, E., Leidel, J., 1990. Indoor air pollution by polychlorinated biphenyl compounds in permanently elastic sealants. *Offentl. Gesundheitswes.* 52, 567–574.

Carpenter, D.O., 1998. Polychlorinated biphenyls and human health. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health* 11, 291-303.

Carpenter, D. O., 2015. Exposure to and health effects of volatile PCBs. *Rev. Environ. Health* 30, 81–92.

Chen, T., Dubois, K., 1973. Studies on the enzyme inducing effects of PCB. *Toxicol. Appl. Pharm.* 26, 504–512.

- Coghlan, K.M., Chang, M.P., Jessup, D.S., Fragala, M.A., McCrillis, K.A., Lockhart, T.M., 2002. Characterization of Polychlorinated Biphenyls in building materials and exposures in the indoor environment. In *Indoor Air 2002, Proceedings: 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Vol. 4, Monterey, CA, USA. June 30-July 5 2002* Edited by: Levine H. *Indoor Air* 4,147-152.
- Corner, R., Sundahl, M., Ek-Olausson, B., Tysklind, M., 2002. PCB in indoor air and dust in buildings in Stockholm. In: *Indoor Air 2002, Proceedings: 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, June 30-July 5 2002, Monterey, A, Vol. 4 (Levin H, ed). Santa Cruz, CA. Indoor Air*, 141-146.
- Crinnion, W. J., 2011. Polychlorinated Biphenyls: persistent pollutants with immunological, neurological, and endocrinological consequences. *Altern. Med. Rev.* 16, 5-13.
- Currado, G., Harrad, S., 2000. Comparison of polychlorinated biphenyl concentrations in indoor and outdoor air and the potential significance of inhalation as a human exposure pathway. *Environ. Sci. Technol.* 32,3043-3047.
- DIN 51527,1987. Bestimmung polychlorierter biphenyle (PCB). Beuth, Berlin.
- Diamond, M.L., Melymuk, L., Csiszar, S.A., Robson, M., 2010. Estimation of PCB stocks, emissions, and urban fate: will our policies reduce concentrations and exposure? *Environ. Sci. Technol.* 44, 2777-2783.
- Erickson, M.D., Kaley, R.G., 2011. Applications of polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18, 135-151.
- Faroon, O., Jones, D., De Rosa, C., 2000. Effects of polychlorinated biphenyls on the nervous system. *Toxicol. Ind. Health.* 16,305-33.
- Fitzgerald, E.F., Shrestha, S., Palmer, P.M., Wilson, L.R., Belanger, E.E., Gomez, M.I., Cayo, M.R., Hwang, S., 2011. Polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air and in serum among older residents of upper Hudson River communities. *Chemosphere* 85, 225-231.
- Frederiksen M, Meyer HW, Ebbehoj NE, Gunnarsen L., 2012. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in indoor air originating from sealants in contaminated and uncontaminated apartments within the same housing estate. *Chemosphere* 89:473-9.
- Frederiksen, M., Andersen, H.V., Haug, L.S., Thomsen, C., Broadwell, S.L., Egsmose, E.L., Kolarik, B., Gunnarsen, L., Knudsen, L.E., 2020. PCB in serum and hand wipes from exposed residents living in contaminated high-rise apartment buildings and a reference group. *Inter. J. Hygiene Environ. Health* 224, 113430.
- Fromme, H., Baldauf, A.M., Klautke, O., Piloty, M., Bohrer, L., 1996. Polychlorinated biphenyls (PCB) in caulking compounds of buildings—assessment of current status in Berlin and new indoor air sources. *Gesundheitswesen* 58, 666-672.
- Gabrio, T., Piechotowski, I., Wallenhorst, T., Klett, M., Cott, L., Friebel, P., Link, B., Schwenk, M., 2000. PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere* 40, 1055-1062.

Geyer, H.J., Rimkus, G.G., Scheunert, I., Kaune, A., Schramm, K.-W., Kettrup, A., Zeeman, M., Muir, D.C.G., Hansen, L.G., Mackay, D., 2000. Bioaccumulation and occurrence of endocrine-disrupting chemicals (EDCs), persistent organic pollutants (POPs), and other organic compounds in fish and other organisms including humans. In: Beek, B. (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Vol. 2 Part J Bioaccumulation. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, Germany, 1-166.

Grandjean, P., Landrigan, P. J., 2006. Developmental neurotoxicity of industrial chemicals. *Lancet* 368, 2167-2178.

Guo, J., Capozzi, S.L., Kraeutler, T.M., Rodenburg, L.A., 2014. Global distribution and local impacts of inadvertently generated polychlorinated biphenyls in pigments. *Environ. Sci. Technol.* 48, 8573-8580.

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

Harrad, S., Hazrati, S., Ibarra, C., 2006. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust and polychlorinated biphenyls in indoor air in Birmingham, United Kingdom: Implications for Human Exposure. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4633-4638.

Harrad, S., Ibarra, C., Robson, M., Melymuk, L., Diamond, M., Douwes, J., 2009. Polychlorinated biphenyls in indoor dust from Canada, New Zealand, United Kingdom and United States: Implications for Human Exposure. *Chemosphere* 76, 232- 238.

Harrad, S., Goosey, E., Desborough, J., Abdallah, M.A.E.A., Roosens, L., Covaci, A., 2010. Dust from U.K. primary school classrooms and daycare centers: the significance of dust as a pathway of exposure of young U.K. Children to brominated flame retardants and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 44, 4198-4202

Gerhard, I., Daniel, V., Link, S., Monga, B., Runnebaum, B., 1998. Chlorinated hydrocarbons in women with repeated miscarriages. *Environ. Health Perspect.* 106, 675-681.

Glynn, A., Thuvander, A., Aune, M., Johannisson, A., Darnerud, P.O., Ronquist, G., Cnattingius, S., 2008. Immune cell counts and risks of respiratory infections among infants exposed pre- and postnatally to organochlorine compounds: a prospective study. *Environ. Health* 7, 62.

Hammond, J.A., Hall, A.J., Dyrinda, E.A., 2005. Comparison of polychlorinated biphenyl (PCB) induced effects on innate immune functions in harbour and grey seals. *Aquat. Toxicol.* 74, 126-138.

Heilmann, C., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Heinzow, B., Weihe, P., Grandjean, P., 2010. Serum concentrations of antibodies against vaccine toxoids in children exposed perinatally to immunotoxicants. *Environ. Health Perspect.* 118, 1434-1438.

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

Hens, B., Hens, L., 2017. Persistent Threats by Persistent Pollutants: Chemical Nature, Concerns and Future Policy Regarding PCBs—What Are We Heading For? *Toxics* 6, 1-21.

- Herrick, R.F., McClean, M.D., Meeker, J.D., Baxter, L.K., Weymouth, G.A., 2004. An unrecognized source of PCB contamination in schools and other buildings. *Environ Health Perspect* 112, 1051–1053.
- Herrick, R. F., Meeker, J. D., Altshul, L., 2011. Serum PCB levels and congener profiles among teachers in PCB-containing schools: a pilot study. *Environ. Health* 10, 56–64.
- Hu, X., Adamcakova-Dodd, A., Lehmler, H. J., Gibson-Corley, K., Thorne, P. S., 2015. Toxicity evaluation of exposure to an atmospheric mixture of polychlorinated biphenyls by nose-only and whole-body inhalation regimens. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11875–11883.
- Hu, X., Adamcakova-Dodd, A., Lehmler, H.J., Hu, D., Kania-Korwel, I., Hornbuckle, K.C., Thorne, P.S., 2010. Time course of congener uptake and elimination in rats after short-term inhalation exposure to an airborne polychlorinated biphenyl (PCB) mixture. *Environ Sci Technol.* 44, 6893–6900.
- Hu, D. F., Hornbuckle, K. C., 2010. Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2822–2827.
- Hunt, G., Stegeman, J., Robertson, L., 2016. PCBs: exposures, effects, remediation, and regulation with special emphasis on PCBs in schools. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 1971–1974.
- IARC, 2016. International Agency for Research on Cancer. Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls volume 107, <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol107/mono107.pdf>
- IRIS, 2016. Environmental Protection Agency (US). IRIS file for polychlorinated biphenyls (PCBs) CASRN 1336-36-3, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr¼294
- Jensen, S. 1966. Report of new chemical hazard. *New Scientist.* 32, 612.
- Jensen, A.A., 2013. Health risks of PCB in the indoor climate in Denmark e background for setting recommended action levels, *Dan. Health Med. Auth.* ISBN: 978-87-7104-004-3.
- Kang, Y., Cheung, K.C., Wong, M.H., 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different indoor dusts and their potential cytotoxicity based on two human cell lines. *Environ. Int.* 36, 542–547.
- Kang, Y., Yin, Y., Man, Y., Li, L., Zhang, Q., Zeng, L., Luo, J., Wong, M.H., 2013. Bioaccessibility of polychlorinated biphenyls in workplace dust and its implication for risk assessment. *Chemosphere* 93, 924–930.
- Kimbrough, R.D., Squire, R.A., Linder, R.E., Strandberg, J.D., Montalli, R.J., Burse, V.W., 1975. Induction of liver tumor in Sherman strain female rats by polychlorinated biphenyl aroclor 1260. *J. Natl. Cancer Inst.* 55, 1453–1459.
- Kohler, M., Tremp, J., Zennegg, M., Seiler, C., Minder-Kohler, S., Beck, M., Lienemann, P., Wegmann, L., Schmid, P., 2005. Joint Sealants: An overlooked diffuse source of polychlorinated biphenyls in buildings. *Environ. Sci. Technol.* 39, 1967–1973.

- Kolarik, B., Gunnarsen, L., 2013. Effective remediation of PCB contamination in buildings: Bake out experiment in climate chamber. Paper presented at 10th International Conference on Healthy Buildings 2012. Proceedings of a meeting held 8–12 July 2012, Brisbane, Australia. International Society of Indoor Air Quality and Climate (ISIAQ).
- Langeland, M., Jensen, M., 2013. Kortlægning af PCB i materialer og indeluft - samlet rapport [In Danish]. URL: http://pcb-guiden.dk/file/435979/pcb_kortlaegning_dectretten.pdf
- Lauby-Secretan, B., Loomis, D., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Bann, R., Mattock, H., Straif, K., 2013. Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. *Lancet Oncol.* 14, 287–8.
- Lehmann, G. M., Christensen, K., Maddaloni, M., Phillips, L.J., 2015. Evaluating health risks from inhaled polychlorinated biphenyls: research needs for addressing uncertainty. *Environ. Health Perspect.* 123, 109–113.
- Li, Y., Harner, T., Liu, L., Zhang, Z., Ren, N., Jia, H., Ma, J., Sverko, E., 2010. Polychlorinated biphenyls in global air and surface soil: distributions, air-soil exchange, and fractionation effect. *Environ Sci Technol* 44, 2784-2790.
- Liebl, B., Schettgen, T., Kerscher, G., Broding, H.C., Otto, A., Angerer, J., Drexler, H., 2004. Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 207, 315-324.
- Liu, C., Zhang, Y., Benning, J.L., Little, J.C., 2014. The effect of ventilation on indoor exposure to semivolatile organic compounds. *Indoor Air* 25, 285-296.
- Lyng, N.L., Gunnarsen, L., Andersen, H.V., 2015. The effect of ventilation on the indoor air concentration of PCB: An intervention study. *Build. Environ.* 94, 305-312.
- Macintosh, D.L., Minegishi, T., Fragala, M.A., Allen, J.G., Coghlan, K.M., Stewart, J.H., McCarthy, J.F., 2012. Mitigation of building-related polychlorinated biphenyls in indoor air of a school. *Environ. Health* **11**, 24.
- MacLeod, K. E., 1981. Polychlorinated biphenyls in indoor air. *Environ. Sci. Technol.* 15, 926-928.
- Marek, R.F., Thorne, P.S., Herkert, N.J., Awad, A.M., Hornbuckle, K.C., 2017. Airborne PCBs and OH-PCBs Inside and Outside Urban and Rural U.S. Schools. *Environ. Sci. Technol.* 51, 14, 7853–7860.
- Markey, E. J., 2016. The ABCs of PCBs: A toxic threat to America's schools. <https://www.markey.senate.gov/imo/media/doc/2016-10-05-Markey-PCB-Report-ABCsofPCBs.pdf>
- Mayes, B., McConnell, E.E., Neal, B.H., Brunner, M.J., Hamilton, S.B., Sullivan, T.M., Peters, A.C., Ryan, M.J., Toft, J.D., Singer, A.W., Brown, J.F., Menton, R.G., Moore, J.A., 1998. Comparative carcinogenicity in Sprague–Dawley rats of the polychlorinated biphenyl mixtures aroclors 1016, 1242, 1254, and 1260. *Toxicol. Sci.* 41, 62–76.

- Meyer, H.W., Frederiksen, M., Göen, T., Ebbehoj, N.E., Gunnarsen, L., Brauer, C., Kolarik, B., Müller, J., Jacobsen, P., 2013. Plasma polychlorinated biphenyls in residents of 91 PCB-contaminated and 108 non-contaminated dwellings—An exposure study. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 216, 755-62.
- Mitchell, M. M., Woods, R., Chi, L. H., Schmidt, R. J., Pessah, I. N., Kostyniak, P. J., LaSalle, J. M., 2012. Levels of select PCB and PBDE congeners in human postmortem brain reveal possible environmental involvement in 15q11-q13 duplication autism spectrum disorder. *Environ. Mol. Mutagen* 53, 589–598.
- Morck, T.A., Erdmann, S.E., Long, M.H., Mathiesen, L., Nielsen, F., Siersma, V.D., Bonfeld-Jorgensen, E.C., Knudsen, L.E., 2014. PCB concentrations and dioxin-like activity in blood samples from danish school children and their mothers living in urban and rural areas. *Basic Clin. Pharmacol. Toxicol.* 115, 134-144.
- Norstrom, K., Czub, G., McLachlan, M.S., Hu, D., Thorne, P.S., Hornbuckle, K.C., 2010. External exposure and bioaccumulation of PCBs in humans living in a contaminated urban environment. *Environ. Int.* 36, 855-861.
- Osterberg, D., Scammel, M.K., 2016. PCBs in schools-where communities and science come together. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 1998-2002.
- Otake, T., Yoshinaga, J., Enomoto, T., Matsuda, M., Wakimoto, T., Ikegami, M., Suzuki, E., Naruse, H., Yamanaka, T., Shibuya, N., Yasumizu, T., Kato, N., 2007. Thyroid hormone status of newborns in relation to in utero exposure to PCBs and hydroxylated PCB metabolites. *Environ. Res.* 105, 240–246.
- Park, H. Y., Park, J. S., Sovcikova, E., Kocan, A., Linderholm, L., Bergman, A., Trnovec, T., Hertz-Picciotto, I., 2009. Exposure to hydroxylated polychlorinated biphenyls (OH-PCBs) in the prenatal period and subsequent neurodevelopment in Eastern Slovakia. *Environ. Health Persp.* 117, 1600–1606.
- PCB-Kılavuzu, 1995. ARGE BAU, Mitteilungen des Deutschen Instituts für Bautechnik 2/1995, Berlin, Germany.
- Priha, E., Hellman, S. and Sorvari, J., 2005. PCB contamination from polysulphide sealants in residential areas – exposure and risk assessment. *Chemosphere Vol.* 59, 537–543.
- Raffy, G., Mercier, F., Blanchard, O., Derbez, M., Dassonville, C., Bonvallot, N., Glorennec, P., le Bot, B., 2017. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: A pilot study. *Indoor Air.* 27,114-127.
- Resmi Gazete, 2007. Poliklorlu Bifenil Ve Poliklorlu Terfenillerin Kontrolü Hakkında Yönetmelik. Resmi Gazete, Sayı: 26739.
- Sakhi, A.K., Cequier, E., Becher, R., Bolling, A.K., Borgen, A.R., Schlabach, M., Schmidbauer, N., Becher, G., Schwarze, P., Thomsen, C., 2019. Concentrations of selected chemicals in indoor air from Norwegian homes and schools. *Sci. Total. Environ.* 674, 1-8.

- Schwenk, M., Gabrio, T., Pöpke, O., Wallenhorst, T., 2002. Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes in teachers working in a PCB-contaminated school. *Chemosphere* 47, 229-33.
- Sivanantham, S., Dassonville, C., Grégoire, A., Malingre, L., Ramalho, O., 2021. Coexposure to indoor pollutants in French schools and associations with building characteristics. *Energy and Buildings* 252, 111424.
- Swanson, G.M., Ratcliffe, H.E., Fischer, L.J., 1995. Human exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs) - a critical assessment of the evidence for adverse health effects. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 21, 136-150.
- Tekli, A., Kılavuz, S.A., Bozkurt, Z., 2022. Düzce İlinde İlkokulların İç ve Dış Ortamlarındaki Toz Örneklerinde PCB Düzeylerinin Belirlenmesi. *Doğ. Afet Çev. Derg.* 8, 53-65,
- Thomas, K., Xue, J., Williams, R., Jones, P., Whitaker, D., 2012. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in school buildings: sources, environmental levels, and exposures. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. URL: http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/tsd/pcbs/pubs/caulk/pdf/pcb_EPA600R12051_final.pdf.
- UNEP, 2001. United Nations Environmental Programme. Chemicals –Persistent Organic Pollutants. <http://www.chem.unep.ch/pops>.
- USEPA, 1976. Toxic Substances Control Act(TSCA) of 1976; 15 USC (C. 53) 2601-2692. Title I - Control of Toxic Substances (40 CFR Parts 700-766). Part 761 - Polychlorinated biphenyls (PCBs) manufacturing, processing, distribution in commerce, and use prohibitions, <http://www.epa.gov/regulations/laws/tsca.html>.
- USEPA, 2009. U.S. Environmental Protection Agency, Letter to Michael Kaplowitz, November 3,2005, <http://www.pcbinschools.org/EPA%20LETTER.pdf>.
- USEPA, 2012. Literature Review of remediation methods for PCBs in buildings. Report No: EP-C-10-043. URL: <http://nepis.epa.gov>.
- USEPA, 2015. Environmental Protection Agency (US). IRIS toxicological review of polychlorinated biphenyls (PCBS) (Scoping and problem formulation materials), Washington DC, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid¼309645.
- Velázquez-Gómez, M., Hurtado-Fernández, E., Lacorte, S., 2019. Differential occurrence, profiles and uptake of dust contaminants in the Barcelona urban area. *Sci. Total Environ.* 648,1354-1370.
- VDI, 2009. Verein Deutscher Ingenieure, Ambient Air Measurement e Indoor Air Measurement e Measurement of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) e GC-MS Method for PCB 25, 52, 101, 138, 153, 180, 2009 (VDI 2464, part 1) Issue German/English.
- Wallace, J. C., Basu, I., Hites, R. A., 1996. Sampling and analysis artifacts caused by elevated indoor air polychlorinated biphenyl concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2730-2734.
- Wang, H., Adamcukova-Dodd, A., Lehmler, H.J., Hornbuckle, K.C., Thorne, P.S., 2022. Toxicity Assessment of 91-Day Repeated Inhalation Exposure to an Indoor School Air Mixture of PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 56, 3, 1780-1790.

- Wania, F., Mackay, D., 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22, 10–18.
- Wei, W., Dassonville, C., Sivanantham, S., Gregoire, A., Mercier, F., le Bot, B., Malingre, L., Ramalho, O., Derbez, M., Mandin, C., 2021. Semivolatile organic compounds in French schools: Partitioning between the gas phase, airborne particles and settled dust. *Indoor Air* 31, 156–169.
- Weitekamp, C. A., Phillips, L. J., Carlson, L. M., DeLuca, N. M., Hubal, E. A. C., Lehmann, G. M., 2021. A state-of-the-science review of polychlorinated biphenyl exposures at background levels: Relative contributions of exposure routes. *Sci. Total Environ.* 776.
- Weschler, C.J., Nazaroff, W.W., 2008. Semivolatile organic compounds in indoor environments. *Atmos. Environ.* 42, 9018–9040.
- WHO (World Health Organisation), 2003. Polychlorinated biphenyls: human health aspect. *Concise International Chemical Document* 55, Geneva.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 11, 449–458.
- Wilson, N.K., Iachen, R., Chuang, J.C., Gordon, S.M., Feder P., Strauss, W., Evans, G.F., Ozkaynak, H., Sheldon, L.S., Morgan, M.K., 2002. Children's total exposures to persistent pesticides and other persistent organic pollutants (CTEPP): An overview. Presented in the Symposium on Young Children's Exposures to Persistent Organic Pollutants at the joint meeting of the International Society of Exposure Analysis and the International Society for Environmental Epidemiology, Vancouver, BC, August 2002.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., Menton, R., Morgan, M.K., 2003. Aggregate exposures of nine preschool children to persistent organic pollutants at day care and at home. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 13, 187–202.
- Wirtschaftsministerium, 1995. PCB-Richtlinie-Fassung, September 1994. *Gabi* 26, 220–231.
- Zhao, W., Gurudu, S.R., Taheri, S., Ghosh, S., Sathiaselan, M.A.M., Asadizanjani, N., 2022. PCB Component Detection Using Computer Vision for Hardware Assurance Big Data Cogn. *Comput.* 6, 39.

BROMLU ALEV GECİKTİRİCİLER

YETKİN DUMANOĞLU⁵

Giriş

Alev geciktiriciler, birçok ülke tarafından kabul edilen yangın güvenliği standartlarına ulaşmak için farklı malzemelere uygulanan bir grup kimyasaldır (BSI - İngiliz Standartları Enstitüsü, 1982; OJEC - Avrupa Toplulukları Resmi Gazetesi, 1995; OJEC - Avrupa Resmi Gazetesi Topluluklar, 2000). Bromlu alev geciktiriciler, malzemelerin üretimi sırasında yangın güvenliği düzenlemelerine uygun olmasını sağlamak için kullanılan çeşitli bromlu organik bileşikler içerir (Birnbaum ve Staskal, 2004; Björnsdotter vd., 2018). Bu amaçla 1960'ların sonlarında polibromlu difenil eterler (PBDE'ler), heksabromosiklododekan (HBCD) ve tetrabromobisfenol-A (TBBP-A) ticari olarak üretilmiş ve kullanılmaya başlanmıştır (La Guardia vd., 2006).

En yaygın kullanılmış bromlu alev geciktiriciler arasında birinci sırayı PBDE'ler almaktadır. Farklı derecelerde brominasyona sahip üç ana ticari PBDE karışımı vardır. Bu teknik harmanlar, 209 olası BDE türdeşinin çeşitli formülasyonlarını içerir (penta-BDE öncelikle BDE-99 (%45-50) ve BDE-47 (%38-42), okta-BDE öncelikle BDE-183 ve deka-BDE, >%90 BDE-209 (WHO, 1998; Kirk ve Othmer, 2007). HBCD, 1960'lardan itibaren küçük miktarlarda üretilmiştir, ancak yalıtım levhalarındaki uygulama sadece 1980'lerde başlamıştır (EFSA, 2011). Ticari HBCD ürünü, üç diastereomerden oluşur: α -, β - ve γ -HBCD. Teknik HBCD birincil olarak γ -HBCD'den oluşur; fakat izomerik profil, ürün uygulamasına bağlı olarak değişir (Birnbaum ve Staskal, 2004). PBDE'ler ve HBCD gibi bromlu alev geciktiriciler ile yapılan çalışmalar bu bileşik gruplarının, kalıcılık özellikleri, uzun menzilli taşınmaları, biyolojik birikimleri, çevreye ve insan sağlığına zararları olduğunu ortaya koymuştur (BSEF, 2010). Yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar bu bileşik gruplarının Stockholm Sözleşmesi kapsamında kalıcı organik kirleticiler olarak sınıflandırılması ile sonuçlanmış ve kullanımları yasaklanmıştır. Alev geciktirici özelliklerin sağlanması amacıyla ikame yeni bileşik grupları PBDE ve HBCD'lerin yerini almıştır (Stapleton vd., 2012; Lee vd., 2020).

PBDE'ler gibi yaygın tüketilen alev geciktiricilerin kullanımına ilişkin bu tür yasaklar ve kısıtlamalar, burada toplu olarak yeni bromlu alev geciktiriciler olarak anılan birkaç başka bromlu alev geciktirici üretiminin artmasına neden olmuştur. Bu yeni alev geciktiriciler, yasaklanan bileşik grupları ile benzer fizikokimyasal özellikler göstermektedir (Covaci vd., 2011; EFSA, 2012). Yeni bromlu alev geciktirici olarak tanımlanan bu bileşikler arasında, dekabromodifenil etan (DBDPE), (BDE-209) yerine; 1,2-bis(2,4,6-tribromofenoksi)etan (BTBPE), okta-BDE formülasyonunun yerine; penta-BDE yerine 2-etilheksil-2,3,4,5-tetrabromobenzoat (TBB) ve bis(2-etilheksil)-3,4,5,6-tetrabromoftalat (TBPH) içeren formülasyonlar kullanılmaya başlanmıştır (Covaci vd., 1997; Stapleton vd., 2008; Tao vd., 2016).

PBDE'ler ve HBCD'ler üzerindeki kısıtlamaların bir sonucu olarak, yangınlık standartlarını karşılamak için alternatif (veya yeni) bromlu alev geciktiricilere yönelik artan bir talep olduğu düşünülmektedir. Yasaklanan bileşik gruplarına benzerlikleri nedeniyle zararları açısından da benzerlik gösterebilecek olması düşüncesi bilim insanlarını bu yeni alev geciktiricileri de araştırmaya yönlendirmiştir. (Shi vd., 2009; Shoeib vd., 2012; Ali vd., 2013; Johnson vd., 2013; Fromme

5 Dr.Öğr.Üyesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dokuz Eylül Üniversitesi. e-posta: yetkin.dumanoglu@deu.edu.tr

vd., 2014; Poma vd., 2014; Hassan ve Shoeib, 2015; Al-Omran ve Harrad, 2016; Newton vd., 2015). Son araştırmalar bu “yeni” bromlu alev geciktiricilerin hem iç ortam hem de dış havada varlığını ortaya koymuştur (Karlsson vd., 2007; Harrad vd., 2008a; Stapleton vd., 2008; Ismail vd., 2009; Shi vd., 2009; Stapleton vd., 2009; de Wit vd., 2010; Covaci vd., 2011). Bu yeni alev geciktiricilerin üretim hacimleri ve kullanım alanları hakkında çok az bilgi olsa da çevresel ortamlarda varlığı tespit edilmektedir (Harju vd., 2008, Ismail vd., 2009). Shi ve arkadaşlarının çevresel ortamlarda yaptıkları çalışma, yeni bromlu alev geciktiricilerin kalıcı olabileceği bilgisini ortaya koymuştur (Shi vd., 2009). de Wit vd. (2010) tarafından yayınlanan bir makalede yeni bromlu alev geciktirici bileşiklerden bazılarının Kuzey Kutbu’nda tespit edilmiş olmaları endişe verici olarak değerlendirilmiş ve bu bileşiklerin uzun menzilli taşınabilme özellikleri olduğunu görülmüştür. Yeni bromlu alev geciktiricilerin bazıları yapısal olarak PBDE'lere benzerdir, bu da bu kimyasalların biyobirikim ve toksisite potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir (Ezechiaş vd., 2014).

İç Ortam Kaynakları

Bromlu alev geciktiriciler iç ortam havasında, ev tozunda ve elektrikli ev aletlerinin yüzeylerinde ve imal edilmiş ürünlerin iç kısımlarında bulunmaktadır. İç ortamdaki varlıkları, düşük bromlu türdeşlerin buharlaşması veya alev geciktirici içeren ürünlerin normal aşınma ve yıpranması sırasında toz oluşumu yoluyla meydana geldiği tahmin edilmektedir (Schechter vd., 2005; Stapleton vd., 2005; Wilford vd., 2005). İnsan sütünde bulunan nispeten yüksek PBDE konsantrasyonları, maruz kalmaya en büyük katkının kapalı ortamlar olduğunu göstermektedir (Jones-Otazo vd., 2005; Talsness, 2008).

PBDE'ler, polimerlerde kovalent olarak bağlı olmayan katkı maddeleri olarak bulunur, bu nedenle, ürünlerden sızma ve buharlaşma eğilimi göstermektedirler (de Jourdan vd., 2013). Bu özelliklerinden dolayı çevresel ortamlarda biyolojik olarak biriken ve kalıcı olan halojenli hidrofobik organik bileşiklerdir (Josen-Otazo vd., 2005; Babalola ve Adeyi, 2018).

Alev geciktiriciler genel olarak tekstil ve elektrikli/elektronik ekipmanlarda bulunmaktadır (Alaee vd., 2003; de la Torre vd., 2020). PBDE'ler genel olarak mobilyalardaki poliüretan köpük, tekstil ürünleri ve halı pedleri, televizyon muhafazası ve bilgisayar kasaları gibi elektrikli ev aletlerinin sert plastiklerinde alev geciktirici olarak kullanılmıştır (ABD-ATSDR (Zehirli Maddeler Ajansı, Hastalık Kaydı), 2004). En yaygın kullanılan türdeş, deka-BDE, ağırlıklı olarak elektrikli muhafazalar için yüksek etkili polistirene eklenerek, kumaş ve yumuşak döşeme uygulamalarında kullanılmıştır (Wilford vd., 2005; Weil ve Levchik, 2009; Wit vd., 2010). Penta-BDE, poliüretan köpüğün işlenmesinde, özellikle nakliye için döşeme, şilteler ve tekstiller gibi yumuşak mobilyalar için ve ayrıca devre kartları, ambalajlar ve tekstillerde yaygın olarak kullanılmıştır (Wilford vd., 2005; European Commission, 2011). Okta-BDE, esas olarak sert plastik akrilonitril bütadien stiren muhafazalarda ve daha az derecede polistiren ve elektrikli ev aletlerinde kullanılmıştır (UNEP, 2010; European Commission, 2011). HBCD, öncelikle bina yalıtım köpüğünde, tekstillerde (Bromine Science and Environmental Forum (BSEF), 2010) ve elektronik ev aletleri için kullanılan polistirende kullanılan genişletilmiş ve ekstrüde polistiren alev geciktirici olarak kullanılmıştır (European Commission, 2011).

PBDE'ler ile aynı dönemde kullanımda olan HBCD'ler katkı maddesi formunda polimerlerle kolayca karışabilmekte (Alaee vd., 2003), genişletilmiş polistiren ve ekstrüde polistiren'e eklenmektedir (binalardaki ve inşaattaki uygulamalar için ısı yalıtım köpüğü üretmek için kullanılmaktadır) (Barghi vd., 2016).

Yeni bromlu alev geciktiricilerden BTBPE tipik olarak akrilonitril bütadien stiren polimerlerine eklenir. Ayrıca, oyuncaklar ve elektronikte ürünlerde kullanım alanı bulmaktadır, örneğin, telefonlar, panolar, buzdolapları için ekipmanlar (Harju vd., 2008). DBDPE, 1992 yılında BDE-209'a alternatif olarak piyasaya sunulmuş ve deka-BDE teknik karışımının kullanıldığı uygulamalara benzer uygulamalarda kullanılmıştır. DBDPE'nin elektronik ev aletlerinde ve ayrıca yapıştırıcı, sızdırmazlık maddesi ve plastik (polyester vinil ester reçineleri, kauçuklar) olarak kullanıldığı bilinmektedir (Schlummer vd., 2007; Betts, 2009; Cristale vd., 2016). TBPH, polivinil klorür (PVC) ve neoprenin yanı sıra tel ve kablo yalıtımında, kumaşlarda, yapıştırıcılarda ve duvar kaplamalarında kullanılan bir alev geciktiricidir. HBB, tekstil, elektronik ve plastiklerde katkı maddesi olarak kullanılan yeni bromlu alev geciktirici bileşiklerindedir. TBBPA-BDBPE, plastik ve elektronikte kullanılan bir katkı maddesidir. TBBPA, toplam küresel bromlu alev geciktirici pazarının yaklaşık %60'ını kapsayan en yüksek hacimlerde üretilen yeni bromlu alev geciktiricidir. Baskılı devre kartlarına karşı reaktif alev geciktirici olarak ve akrilonitril bütadien stiren (ABS) plastiklerde katkı maddesi olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır (Abdallah vd., 2016).

İç Hava Seviyeleri

Brezilya da ev içi toz örneklerinde DBDPE konsantrasyonu apartman dairelerinde 301-2.140 ng/g, müstakil evler de ise 148-743 ng/g olarak ölçülmüştür. Ev ortamındaki bu farklılıklar dairelerin müstakil evlere göre çok daha genç yaşta olması, kullanılan izolasyon malzemelerindeki alev geciktirici içeriğindeki farklılık ve apartman dairelerinde kullanılan yeni elektronik eşyaların varlığına bağlanmıştır (Cristale vd., 2018). DBDPE'nin ulaşım, inşaat ve ev sektörlerinde geniş bir kullanım yelpazesi ile plastik ve tekstilde deka-BDE'nin yerini aldığı düşünülmektedir. (Covacci vd., 2011; McGrath vd., 2018). Esplugas vd. (2022) toz örneklerini aldıkları kapalı alanlarda elde ettikleri sonuçları odalarda bulunan malzemeler ile ilişkilendirmişlerdir. DBDPE'nin plastik mobilyalar ve sentetik tekstiller ile ilişkili mevcuttur.

Ofislerden toplanan toz örneklerinde ise ev ve okullardan farklı olarak baskın yeni bromlu alev geciktirici bileşiği BEH-TEBP olmuştur (Brezilya'da 342-7.550 ng/g; Cristale vd., 2018). BEH-TEBP, poliüretan köpük ve polivinil klorür (PVC) kullanılması (Ali vd., 2012) ve ofislerdeki döşemeli ofis koltukları ve esnek PVC tel kablolarının kullanılması bu sonucu ortaya çıkarmıştır.

PBDE'lerle işlenen ürünlerin nispeten uzun kullanım süreleri ve bu tür ürünlerin atık akışına girdikten sonra potansiyel emisyonları nedeniyle, PBDE'lerin getirilen kısıtlamalara rağmen gelecekte bir süre daha çevreye girmesi muhtemeldir (Harrad ve Diamond, 2006). Avrupa Ekonomik Topluluğu (AET) 1996'da çocukların kazara alımlarının yetişkinlerden daha fazla olduğunu ve kapalı ortamlarda çocukların farklı davranışlarının onları yetişkinlerden daha fazla risk altına soktuğunu bildirmiştir (Webster vd., 2005; Stapleton vd., 2008).

İç Ortam Hava Konsantrasyonları

Havadaki PBDE konsantrasyonları bu kirletici grubunun kaynakları ile bağlantılı olarak iç ortamlarda dış havadan daha yüksek seviyelerde tespit edilmiştir (Toms vd., 2009a; Harrad vd., 2006; Hwang vd., 2008; Takigami vd., 2009). Ayrıca kentsel alanlarda kırsal alanlara göre daha yüksek seviyeler görülmüştür (Hearn vd., 2012; Stasinska vd., 2013).

İç ortam havasında PBDE seviyeleri, Boston'daki apartman dairelerinde 765 pg/m^3 (geometrik ortalama) (Allen vd., 2007), Kanada'daki evlerde 630 pg/m^3 (Shoeib vd., 2004) ve Avustralya'daki ofislerde ($15\text{--}487 \text{ pg/m}^3$) (Toms vd., 2009a) olarak belirlenmiştir. Çin'deki evlerde yapılan ölçümlerde ise 11 PBDE türdeşi incelenmiş, deka-BDE olmayanlar için $125\text{--}2.877 \text{ pg/m}^3$ ve deka-BDE için $39\text{--}11.468 \text{ pg/m}^3$ seviyeleri tespit edilmiştir (Chen vd., 2008).

Ev ortamının yanı sıra çocuklar, PBDE'ye maruz kalmanın bir kaynağı olabilecek ve yetişkinlere göre daha yüksek vücut yüküne katkıda bulunabilecek şekilde okul sınıfında çok fazla zaman geçirirler. Güney Kore'de (Wu vd., 2010), ilkokul sınıf konsantrasyonları $\sum_8 \text{PBDE}$ $0,659$ ile 1.600 pg/m^3 arasında değişmektedir (aritmetik ortalama \pm standart sapma = $377 \pm 441 \text{ pg/m}^3$). Bu ölçümlerin yapıldığı bölgede aynı dönemde dış hava konsantrasyonları iç hava konsantrasyonlarından 4-15 kat daha düşük tespit edilmiştir ($\sum_8 \text{PBDE}$ = $20,6\text{--}72,3 \text{ pg/m}^3$; aritmetik ortalama \pm standart sapma = $47,8 \pm 14,6 \text{ pg/m}^3$). Güney Kore'deki çalışmada sınıflar elde edilen sonuçlara göre iki gruba ayrılmıştır. Birinci grupta baskın türlerin BDE-209 ve BDE-183 (ağır PBDE'ler), ikinci grupta ise BDE-47 ve BDE-99 gibi hafif PBDE'lerin olmasıdır. Benzer bir eğilim Toms vd. (2015) tarafından Avustralya'da yapılan çalışmada da bulunmuştur. BDE-209'un tüm sınıflarda en yaygın türdeş BDE olmuştur (%67,1). Diğer tüm türdeşler için BDE-99 (%17,0) ve BDE-47 (%8,0) hariç toplam PBDE konsantrasyonunun %2,5'inden daha azına katkıda bulunduğunu göstermektedir.

Lim vd. (2014) Kore'de PBDE konsantrasyonlarını ilkokul çocuklarının en çok zaman geçirdikleri yerlerde ölçülmüştür. İç hava PBDE konsantrasyonları laboratuvar ($2,35 \text{ ng/m}^3$), büyük bir alışveriş merkezi ($0,74 \text{ ng/m}^3$), ev oturma odaları ($0,49 \text{ ng/m}^3$), çocuk kütüphanesi ($0,40 \text{ ng/m}^3$) ve özel kurs ($0,19 \text{ ng/m}^3$) için belirlenmiştir. Okullardaki laboratuvarlar bu alanlar içinde en yüksek konsantrasyona sahip olmuştur. Bu kapalı alanlarda tespit edilen PBDE seviyeleri <t.s.a.- $37,16 \text{ ng/m}^3$ arasında değişmiş. Bu değerler Kuzey Amerika evlerindeki ($0,002\text{--}3,6 \text{ ng/m}^3$) ve Avrupa evlerindeki ($0,004\text{--}0,4 \text{ ng/m}^3$) konsantrasyonlara kıyasla bir kat daha yüksek olduğu belirtilmiştir (Shoeib vd., 2004; Wilford vd., 2004; Harrad vd., 2006; Karlsson vd., 2007). Ancak Kore'de yapılan diğer çalışmalar, bebek bakım odaları $0,4 \text{ ng/m}^3$, gündüz bakımevleri $0,8 \text{ ng/m}^3$, anaokulları $0,1 \text{ ng/m}^3$, kapalı oyun alanları $1,4 \text{ ng/m}^3$ ve ilkokullar (BDE-209 hariç) $0,2 \text{ ng/m}^3$ (Baek vd., 2009; Kim vd., 2011) benzer seviyeleri göstermiştir.

Okullarda önemli bir PBDE kaynağı olduğu düşünülen bilgisayar sınıflarında incelenmiştir. Bilgisayarların kapalı olduğu durum için 1.400 pg/m^3 , bilgisayarların açık olduğu durum için 1.800 pg/m^3 seviyeleri tespit edilmiştir (Cahill vd., 2007). Wu ve arkadaşları (2010) beş bilgisayar sınıfında $134\text{--}220 \text{ pg/m}^3$ arasında değişen konsantrasyonlar ölçmüştür. İki çalışma arasında konsantrasyonlarda görülen farklılık, ilkokullarda bilgisayar kullanımının seyrek olması ve yeni dönemde üretilen bilgisayarlarda PBDE içermeyen ürünler kullanılması ile açıklanmıştır.

Çalışmalardan elde edilen verilere göre, sınıflarda ev ve ofislere göre çok daha az PBDE ile işlenmiş ürün olmasına rağmen, tüm iç ortam çalışmalarında benzer seviyeler elde edilmiştir. Bu da insan faaliyetiyle tozun yeniden süspanse edilmesinin havadaki PBDE konsantrasyonlarını arttırdığına işaret etmiştir (Wu vd., 2010). Tablo 2.10'da okullarda ölçülen iç ortam PBDE konsantrasyonları listelenmiştir.

HBCDD'lerin okul iç havasındaki seviyelerinin belirlendiği tek bir çalışma ile karşılaşılmıştır. İspanya'da yapılan çalışmada okullardan beş örnek toplanmış ve sonuçlar bu örnekler üzerinden verilmiştir. α -HBCDD, β -HBCDD ve γ -HBCDD konsantrasyonları sırasıyla t.s.a. ve 3 pg/m³ olarak tespit edilmiştir (Esplugas vd., 2022). Cequier vd. (2014) yeni bromlu alev geciktiricileri ilkokullarda araştırmıştır. DBE-DBCH ve PBT tüm örneklerin en az %96'sında tespit edilmiştir. İspanya'da evler ve okullarda hem gaz faz hem de toz da elde edilen yeni bromlu alev geciktirici (EH-TBB, BEH-TBP, DBDPE) konsantrasyonlarına göre bu bileşiklerin %92 oranında partikül fazında biriktiği görülmüştür (Esplugas vd., 2022). Yeni bromlu alev geciktiricilerin okullarda seviyeleri ile ilgili kısıtlı sayıda çalışma bulunmakta olup bilgileri Tablo 2.11'de listelenmiştir.

İç Ortam Yer Tozu Konsantrasyonları

Yer tozunda PBDE seviyeleri, Avustralya'da ofislerde \sum_{26} PBDE için 1.268 ng/g (medyan) (Toms vd., 2009a) ve Kanada'da evlerde \sum_{13} PBDE için 1.800 ng/g (medyan) (Wilford vd., 2005), İngiltere'de \sum_{13} PBDE için evlerde 8.500 ng/g ve ofislerde 7.400 ng/g (Harrad vd., 2008a) ve Amerika Birleşik Devletleri'nde evlerde oturma odasında 13.732 ng/g (geometrik ortalama), yatak odasında 6.255 ng/g olarak tespit edilmiştir (Allen vd., 2008).

Tablo 2.10. İç ortam havasında ölçülen PBDE konsantrasyonları

Şehir/Ülke	İrlanda	Norveç	Kore	Amerika	Çin
İç Ortam Türü	İlkokul	Okul	Okul	Anaokulu	Kreş
Örnek Türü	Gaz/PM (pg/m ³)	Gaz/PM (pg/m ³)	Gaz/PM (ng/m ³)	Gaz (ng/m ³)	PM2,5 (ng/m ³)
Örnek Sayısı	31	6	54	40	2
BDE-17					2,04E-03- 4,95E-03
BDE-28		7,99	t.s.a.*-0,13		2,94E-03- 3,05E-02
BDE-47	1,5-29	178	t.s.a.-16,62	0,52	2,80E-02- 1,73E-01
BDE-66					1,61E-02- 7,44E-02
BDE-85		0,719			9,61E-03- 1,59E-02
BDE-99	<0,43-99	26,3	t.s.a.-13,08	0,19	3,43E-02- 2,42E-01
BDE-100		9,11	t.s.a.-6,07	0,01	6,15E-03- 2,87E-02
BDE-153		0,742	t.s.a.-0,18	0,33	1,58E-02- 5,24E-02
BDE-154		0,607	t.s.a.-0,66	<t.s.a.	5,21E-03- 1,06E-02
BDE-183	<1,1-1,4	<t.s.a.	t.s.a.-0,15		6,41E-02
BDE-209	<7,5-21 000	22,7	t.s.a.-3,61	1,63 (örnek sayısı=7)	
ΣPBDE		223	t.s.a.-37,16		9,.58E-02- 6,41E-01
Referans	Wemken vd., 2019	Cequier vd., 2014	Lim vd., 2014	Bradman vd., 2014	Deng vd., 2016

*:tayin sınırının altında

Tablo 2.11. İç ortam havasında ölçülen yeni bromlu alev geciktirici konsantrasyonları

Şehir/Ülke	Norveç	İspanya	Amerika
İç Ortam Türü	Okul (pg/m ³)	Okul (pg/m ³)	Kreş (ng/m ³)
Örnek Türü	Gaz/PM	Gaz/PM	Gaz/PM
Örnek Sayısı	6	5	40
DBE-DBCH	104		
PBB	2,66		
PBT	2,64		
TBP-DBPE	2,54		
TBPH	t.s.a.-6,32	t.s.a.	0,23
TBB		t.s.a.-57,1	0,58
DBDPE	t.s.a.-20,6	176-234	
HBB	t.s.a.-6,52	t.s.a.-34,4	
Referans	Cequier vd., 2014	Esplugas vd., 2022	Bradman vd., 2014

DBE-DBCH : d 4-(1,2-Dibromoethyl)-1,2- dibromocyclohexane;

PBB : pentabromobenzene; PBT: pentabromotoluene;

TBP-DBPE : 2,4,6-tribromophenyl-2,3-dibromopropyl ether

TBPH : Bis(2-ethylhexyl) tetrabromophthalate; TBB: 2-Ethylhexyl 2,3,4,5-tetrabromobenzoate

DBDPE : Decabromodiphenyl ethane; HBB: Hexabromobenzene

Sınıflarda yer tozunda PBDE seviyeleri de belirlenmiştir. Güney Kore’de ilkokulda 579-1.690 ng/g arasında değişen (\sum_8 PBDE) değerler ölçülmüştür. Aynı okulda bilgisayar odası yer tozu PBDE konsantrasyonları 1.830 ile 18.800 ng/g arasında değişmiştir (Wu vd., 2010). Lim vd. (2014) ilkokul çocuklarının yoğun bulunduğu alanlarda yer tozunda PBDE seviyelerini belirlemiştir. Özel kurslardaki (6.650 ng/g-toz) ve kamu tesisleri (6.369 ng/g-toz) yer tozundaki PBDE seviyeleri ilkokullardakiler (4.770 ng/g) ve evlerdeki oturma odalarından (4.643 ng/g) yaklaşık 1,5 kat daha yüksek ölçülmüştür. Güney Kore’de, 17 ilköğretim okulunda 6-12 yaşındaki sınıflarda (n=24 toz örneği) medyan PBDE konsantrasyonları, BDE-47 için 4,09 ve 12,2 ng/g toz ve BDE-209 için 1.360 ve 833 ng/g toz aralığında ölçülmüştür (Wu vd., 2010). Toms vd. (2015), BDE-209’un baskın türdeş olduğu 10 okuldan alınan 28 toz örneğinin tamamında bir dizi PBDE tespit etmişlerdir. BDE-209’un ortalama konsantrasyonu 401 ng/g toz olup, evlerde bulunandan daha yüksek, ancak ofislerde bulunandan daha düşüktür.

Brandman vd. (2014) kreşlerde yaptıkları çalışmada, tüm yer tozu örneklerinde PBDE’leri tespit etmişler, ancak PBDE seviyelerini, kreşlerde her gün düzenli olarak temizlik yapıldığından aynı bölgedeki ev tozlarında elde edilen konsantrasyonlardan düşük bulunmuşlardır (Zota vd., 2008; Quirós-Alcalá vd., 2011; Dodson vd., 2012). Örneğin, kreşlerde medyan BDE-99 düzeyi (1.031 ng/g), diğer Kaliforniya evlerinde yapılan bir araştırmaya (1.100 ng/g) çok benzer (Dodson vd., 2012) ve düşük gelirli Kaliforniya evlerindeki seviyelerden (4.965 ng/g) yaklaşık 4 kat daha düşüktür (Quirós-Alcalá vd., 2011).

Yer tozunda BDE-209 baskın bileşiktir (Stuart vd., 2008; Wu vd., 2010; Kalachova vd., 2012; Cequier vd., 2014; Venier vd., 2016; Wemken vd., 2019). Güney Kore'de ilkökul sınıfları 2 gruba ayrılmış birinci grupta baskın tür BDE-209 iken ikinci grup sınıfta BDE-47 ve BDE-99 baskın olmuştur (Wu vd., 2010). Wemken vd. (2019) iç ortam yer tozu örneklerinde, BDE-209'dan sonra baskın türdeşleri BDE-99, BDE-47 ve BDE-183 olarak tespit etmiştir. Dekka-BDE'nin %75'ten daha fazla oranda, toz örneklerinde PBDE'lerin baskın türevi olduğunu destekleyen diğer bir çalışma da Lim vd. (2014). Bradman vd. (2014) anaokullarında her bir PBDE türevinin kütlelerinin toplam PBDE kütlelerine nispi oranını belirlenmiştir. BDE-47, BDE-99 ve BDE-209, toz numunelerinde ölçülen PBDE kütlelerinin büyük kısmını oluşturmuştur. Okullarda yapılan tüm bu çalışmalar diğer iç ortam yer tozu örneklerinden elde edilen sonuçlar ile benzerlik göstermiştir (Greenpeace, 2003; Sjödin vd., 2004; Schecter vd., 2005; Stapleton vd., 2005; Wilford vd., 2005; Gevao vd., 2006; Allen vd., 2007; Karlsson vd., 2007; Regueiro vd., 2007; Tan vd., 2007). Dekka-BDE'nin en geniş kullanımı (%80'e kadar), bilgisayar, ses ve video ekipmanı, cep telefonları, faks makineleri, cihazlar ve televizyon yapımında yaygın olarak kullanılan plastik polimerlerdir. Dekka-BDE ayrıca tekstil, tel ve kablo uygulamalarında da kullanılmaktadır. Dekka-BDE, en yüksek hacimli ticari alev geciktirici karışımıdır ve aşamalı olarak kullanımdan kaldırılan penta-BDE ve okta-BDE dahil olmak üzere daha toksik biçimlere kolaylıkla parçalanabilir (US HSN, 2007). Tablo 2.12'de kreş ve okullarda yapılan çalışmaların sonuçları liselenmiştir.

Tablo 2.12. İç ortam yer tozunda ölçülen PBDE konsantrasyonları (ng/g)

Şehir/ Ülke	Avustralya	İngiltere	Nijerya	Güney Kore	İrlanda	İspanya	Norveç	Japonya	Amerika	Kore	İngiltere	Brezilya	Çin
İç Ortam Türü	İlkokul	Okul	Okul	İlkokul	İlkokul	Okul	Okul	İlkokul	Anaokulu	Okul	İlkokul	İlkokul	Kreş
Örnek Sayısı	28	43	10	19	32	4	6	18	39	24	43	5	4
BDE 17	0,36-2,0												0,12-0,32
BDE 28	0,38-4,4		1,31-78	0,27- 0,30		t.s.a.	0,39	2,5		t.s.a.-45	<1-25		t.s.a.-0,17
BDE 47	0,5-122,0	1,6-120	t.s.a.-24,1	4,09-12,2	1,3-35	t.s.a.	61,6	8,9	1.717	t.s.a.-4.891	1,6-120	3,15-29,7	0,08-1,07
BDE 66	0,75-4,6										<1-11		0,29-1,43
BDE 85	1,3-63,4										<1-20		t.s.a.-0,99
BDE 99	0,83-247	1,1-270	t.s.a.-154	3,54- 6,44	<0,2-240	t.s.a.	45,8	7,9	2.351	t.s.a.-4 566	1,1-270	30,4- 35,9	0,75-7,64
BDE 100	0,75-114		1,6-231	1,16-50,9		t.s.a.	8,89	1,6	471	t.s.a.-1 537	<1-50	t.s.a.	0,22-89,5
BDE 153	1,9-41,2		t.s.a.-32,7	2,76-3,81		t.s.a.	11,9	2,8	297	1,52-171	<2-310	t.s.a.	t.s.a.-0,66
BDE 154	1,5-18,8		t.s.a.-54,9	1,88-11,3		t.s.a.	7,4	1,3	229	t.s.a.-308	<2-26		t.s.a.-0,39
BDE 183	2,5-103	<2-48	t.s.a.-122	6,85- 13,3	<0,3-26	t.s.a.	7,3	13,2	26	t.s.a.-181	<2-48		
BDE 209	10-2.035	49- 88.000	t.s.a.-16,1	833- 1.360	200- 71.000	710	1.220	995	2.588	201- 44.724	49- 88.000	93-1 210	
ΣPBDE	11,3-2.163		18,9-471	951- 1.380				230- 6.900	7.057	264- 45.140		101-1.210	0,30-112
Referans	Toms vd., 2015	Ali vd., 2011	Adeyi vd., 2020	Wu vd., 2010	Wemken vd., 2019	Cristale vd., 2016	Cequier vd., 2014	Mizouchi vd., 2015	Bradman vd., 2014	Lim vd., 2014	Harrad vd., 2010	Cristale vd., 2018	Deng vd., 2016

*t.s.a.: tespit sınırının altında

PBDE'ler ile aynı dönemde kullanılan HBCD'lerin okullardaki seviyelerinin belirlenmesi amacıyla yapılmış çalışma az sayıdadır. Çalışma sonuçları Tablo 2.13'de verilmiştir. Mizouchi vd. (2015) ilköğretim okullarının çeşitli odalarında (sınıf, bilgisayar odası, spor salonu ve müzik odası) bromlu alev geciktiricileri incelemiştir. Analiz edilen tüm yüzey tozu numunelerinde HBCD bileşikleri tespit edilmiştir. Diğer bromlu alev geciktiriciler ile karşılaştırıldığında ilk sırayı PBDE'ler ikinci sırayı da HBCD'ler almıştır. HBCD'ler ile ilgili olarak, α-HBCD ana izomer olmuş, bunu γ- ve β-HBCD izlemiştir.

Tablo 2.13. İç ortam yer tozunda ölçülen HBCD ve TBBP-A konsantrasyonları (ng/g)

Şehir/Üke	Kore		Japonya	İngiltere	İngiltere	İspanya
	Okul	Anaokulu	İlkokul	Kreş- Anaokulu	Okul	İlkokul
Örnek Sayısı	25	25	18	43	30	3
α- HBCD	37-3.266	78-889	18-1.662	24-10.000	12-4.100	5,9-72
B- HBCD	9,5-1.573	12-111	2,3-336	14-6.700	71-2.300	2,4-826
γ- HBCD	24-4.090	75-187	t.s.a-497	34-72.000	28-6.700	8,4-38
ΣHBCD	73-10.748	185-1.160	20-2.335	72-89.000	250-10.000	
TBBP-A	16-2.157	84-680		17-1.400		
Referans	Barghi vd., 2017		Mizouchi vd., 2015	Harrad vd., 2010	Wemken vd., 2019	Esplugas vd., 2022

Yeni bromlu alev geciktiricilerden decabromodiphenylethane (DBDPE) Norveç'teki ilkokullarda alınan yer tozu örneklerinde (179 ng/g) Kaliforniya-A.B.D. ve Belçika'da sınıflarda ölçülen seviyelere benzer bulunmuştur. Ancak Çin'deki değerler bu konsantrasyonlara göre oldukça yüksektir (2.730 ng/g) (Cequier vd., 2014). DBDPE Belçika evlerinde ve ofislerinde ölçülen yeni bromlu alev geciktiricilerden biridir. Toplam yeni bromlu alev geciktirici konsantrasyonlarının evlerde %43'ünü ofislerde %50'sini DBDPE oluşturmuştur. Bu değer aynı çalışmada Birleşik Krallık sınıflarında ölçülen toplam konsantrasyonların %19'unu oluşturmuştur (Ali vd., 2011). DBDPE konsantrasyonları, Belçika ev tozundaki 153 ng/g (medyan), Birleşik Krallık'ta (270 ng/g) ve A.B.D. ev tozunda 201 ng/g (Harrad vd., 2008b; Stapleton vd., 2008) seviyesinde ölçülmüştür. Ali ve arkadaşlarının yaptığı çalışmada Belçika ofislerinde 721 ng/g (medyan), Birleşik Krallık sınıflarında 98 ng/g (medyan) ölçülmüştür. Sınıf konsantrasyonları ev ve ofisler göre çok daha düşük bulunmuştur. Evlerde ve ofislerde sınıf tozundan daha yüksek DBDPE seviyeleri, muhtemelen yüksek etkili polistiren (HIPS), ABS, polikarbonat/ABS polimer (PC/ABS) ve HIPS/polifenilen oksit gibi çok çeşitli tüketici ürünlerinde kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Bu tür ürünler, DBDPE'nin sınıf tozunda ev ve ofislere göre daha düşük katkısının nedenini açıklamaktadır (Harju vd., 2008; Ali vd., 2011).

İç ortam yer tozunda 2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate (TBB) ve bis(2-ethylhexil) tetrabromoftalat (TBPH) varlığının araştırıldığı sınırlı çalışma bulunmaktadır (Stapleton vd., 2008; Ali vd., 2011; Cequier vd., 2014). TBB, Birleşik Krallık sınıflarında %3, Belçika ev tozunda %2,8 ve Belçika ofis tozunda %0,8 ile incelenen tüm yeni bromlu alev geciktiriciler arasında en düşük yüzdede tespit edilmiştir. Bununla birlikte, ticari FM-550'nin bir diğer önemli bileşeni olan TBPH, Birleşik Krallık sınıf tozunda ortalama %25, Belçika ev tozunda %30 ve Belçika ofis tozunda yalnızca %6'lık yüzdede sahip bulunmuştur. TBB ve TBPH sırasıyla Belçika ev tozunda 1 ve 13 ng/g, Belçika ofis tozunda 7 ve 64 ng/g ve Birleşik Krallık sınıf tozunda 25 ve 96 ng/g

ortalama konsantrasyonlarında görülmüştür. Elde edilen medyan konsantrasyonlar, sırasıyla TBB ve TBPH için ABD ev tozu 133 ve 142 ng/g tozunda bildirilen medyan konsantrasyonlardan nispeten daha düşüktür (Stapleton vd., 2008). Cequier ve arkadaşlarının çalışmasında (2014) elde edilen tozdaki TBPH seviyeleri (103 ng/g), Belçika'daki evlerdeki seviyelerden daha yüksek ve Kaliforniya'dakinden çok daha düşük olduğu belirtilmiştir. Kaliforniya'da yapılan çalışmada (Dodson vd., 2012) yüksek TBB ve TBPH seviyelerinin yasaklanmış penta-BDE yerine kullanılan ticari FM-550 karışımlarının kullanımının etkili olduğu ortaya konmuştur (Stapleton vd., 2008). Kaliforniya'da kreşlerde yapılan çalışmada FM-550 alev geciktirici karışımının bileşenleri (TBB ve TBPH), sırasıyla 362 ve 133 ng/g medyan seviyeleri ile toz numunelerinin %100'ünde tespit edilmiştir (Bradman vd., 2014). Bu seviyeler, Kaliforniya'daki evlerde (TBB (100 ng/g) ve TBPH (260 ng/g)) bildirilen seviyelere yakın sonuçlar olmuştur (Dodson vd., 2012). TBPH, teller, kablolar, yer paspasları ve endüstriyel levhalar gibi ticari ürünlerde kullanılan polivinil klorür (PVC) ve neopren'de kullanılır (Harju vd., 2008), dolayısıyla evlerinde, ofislerde ve sınıflarda yüksek konsantrasyonlarda bulunabilir (Ali vd., 2011).

Bradman ve arkadaşlarının (2014) yer tozunda yaptıkları çalışma sonuçlarına göre PBDE'lerin yerine tris fosfat alev geciktiricilerin (TCEP ve TDCIPP) kullanımı arttığı gözlenmiştir. Medyan TDCIPP konsantrasyonları (2.265 ng/g) ve TCEP (319 ng/g), bireysel PBDE türdeşlerinin herhangi bir medyanına benzer veya bunlardan daha yüksek olduğu belirtilmiştir. TDCIPP seviyeleri Kaliforniya kreşlerinde (ortanca-2.100 ng/g) ve Massachusetts'teki (1.752 ng/g) evlerde (Stapleton vd., 2009; Dodson vd., 2012) de tespit edilmiştir.

Yeni bromlu alev geciktiricilerden 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) elektronik malzemelerde ve oyuncaklarda kullanılan bir alev geciktiricidir. Belçika ev tozunda (2 ng/g), Birleşik Krallık ev tozu (5,3 ng/g) ve A.B.D. ev tozuna (30 ng/g) göre düşük konsantrasyonlar görülmüştür. Bu yeni alev geciktirici İngiltere'de sınıflarda ve Belçika'da ofis ve evlerde yapılan ölçümlerde tespit edilmiştir, ancak konsantrasyonları farklılık göstermiştir (Ali vd., 2011). BTBPE'nin, Belçika ofis tozunda (ortanca = 19 ng/g) ve Birleşik Krallık sınıflarında (ortanca = 9 ng/g) tespit edilen toz değeri, Belçika evlerinde daha önce ölçülen değerlerden daha yüksek bulunmuştur. BTBPE, tipik olarak ABS'de kullanılır ve bu, bu bileşiğin evlerde, ofislerde ve sınıflarda toz numunelerinde benzer düzeyde oluşmasını açıklayabilir (Ali vd., 2011).

Birleşik Krallık'da sınıflarda yapılan çalışmada başlıca tespit edilen yeni bromlu alev geciktirici bileşik tetrabromobisphenol a-bis(2,3-dibromopropylether)'in (TBBPA-DBPE'nin) olmuştur (Ali vd., 2011). Bu çalışmada Belçika evinde 78 ng/g, Belçika ofisinde 306 ng/g ve Birleşik Krallık sınıfında 107 ng/g konsantrasyonlar tespit edilmiştir. Toplam yeni bromlu alev geciktirici konsantrasyonlarının sınıfta %48'i, evde %20'si ve ofiste %38'i DBPE bileşiği olarak ölçülmüştür.

İlkokul ve evlerden çıkan yer tozunda bromlu alev geciktiricilerle ilgili olarak yapılan çalışmalarda, BDE-209'un en bol PBDE ve DBDPE'nin en bol yeni bromlu alev geciktirici olduğu belirlenmiştir (Cequier vd., 2014; Fromme vd., 2014; Hassan ve Shoeib, 2015; Lim vd., 2014; Mizouchi vd., 2015; Zhu vd., 2015; Cristale vd., 2018.). Ayrıca evlerde yüksek seviyede penta-BDE ve benzer seviyelerde BEH-TEBP ve EH-TBB tespit edildi (Schreder ve La Guardia, 2014). Tozdaki alev geciktiricilerin profilleri arasındaki farklılıklar, çoğunlukla her ülkede/ticari bölgede fabrikada üretilen malzemeler için kullanılan alev geciktirici formülasyonlarından etkilenir. A.B.D.'de poliüretan köpükte penta-BDE formülasyonunun tarihsel olarak yoğun bir kullanımı vardır (Hale vd., 2002), bu da A.B.D. tozunda Avrupa'dan daha yüksek BDE-47, 99 ve 100 seviyelerinin gö-

rülmesine neden olmuştur. Ek olarak, A.B.D. ve Avrupa toz numuneleri için bulunan BEH-TEBP/ EH-TBB oranındaki farklılıklar, bu yeni alev geciktiricileri içeren farklı formülasyonlarının kullanıldığını göstermektedir (Cequier vd., 2014; Newton vd., 2015). Genel olarak, her bir iç ortamda alev geciktirici varlığı, her ortamda bulunan malzemelere ve her yerde/ülkede kullanılan alev geciktirici formülasyonlarına bağlıdır; ki bu, alev geciktiricinin türü, miktarı ve bitmiş malzemelerdeki kullanımına ilişkin süregelen düzenlemelerle yakından ilişkilidir.

Havada asılı kalan tozlardaki bromlu alev geciktirici konsantrasyonlarını belirleyen sınırlı çalışma vardır. Deng ve arkadaşları (2016) anaokulunda iç ortam $PM_{2.5}$ 'daki bromlu alev geciktirici konsantrasyonlarını belirlemiştir. On üç PBDE türevi ile çalışılmış ve toplanan örneklerde %100 oranında türdeşler tespit edilmiştir. Σ_{13} PBDE seviyeleri $0,10 \text{ ng/m}^3$ ile $0,64 \text{ ng/m}^3$ arasında bulunmuştur. Deng ve diğerleri tarafından Hong Kong'da yapılan önceki gözlemlerde ise seviyeler $0,92-0,42 \text{ pg/m}^3$ aralığında değişmiştir ve benzer sonuçlara ulaşılmıştır (2007). Bunlar aynı zamanda Kaliforniya'daki ABD kreş (Bradman vd., 2014) ve Kore'deki ilkokullar gibi diğer okullarla benzer seviyelerdedir (Lim vd., 2014). Genel olarak, havadaki tozda bulunan alev geciktiriciler düşük seviyelerde veya $< 1 \text{ ng/m}^3$ olarak gözlenmiştir. Tablo 2.14'te okullarda iç ortam yer tozunda belirlenen yeni bromlu alev geciktirici konsantrasyonları listelenmiştir.

İç ortam partiküllerindeki alev geciktirici seviyeleri genellikle dış havadaki partiküllerden çok daha yüksektir (Besis ve Samara, 2012; Cao vd., 2014; Khan vd., 2016). Cristale vd. (2018) PBDE konsantrasyonlarını apartmanlarda (437 ng/g) ve evlerde (481 ng/g) benzer seviyelerde bulmuştur. Ancak, yeni bromlu alev geciktiriciler apartman dairelerinde (ortanca 1.090 ng/g) evlere göre (ortanca 557 ng/g) daha yüksek konsantrasyonlarda olma eğilimindedir. Dairelerin çoğunun 10 yaşından küçük olduğu ve örneklenen evlerin çoğunun 20 yaşından eski olduğu göz önüne alındığında, bu davranış muhtemelen binaların yaşıyla ilgili ve ayrıca iç ortamda kullanılan mobilyaların ve elektronik aletlerin yaşı ile bağlantılı olduğunu analiz etmiştir.

Tablo 2.14. İç ortamda ölçülen yer tozu yeni bromlu alev geciktirici konsantrasyonları (ng/g).

Şehir/ Ülke	Norveç	İngiltere	İspanya	Japonya	Brezilya	Amerika	İrlanda
İç Ortam Türü	Okul	Okul	Okul	İlkokul	İlkokul	Kreş	İlkokul
Örnek Sayısı	6	36	4	18	5	39	32
TBBPA- DBPE		<20-9.961					
TBB	2,67	<2-289	t.s.a.		48-73	1.062	
TBPH	99,9	<2-6.175	150		t.s.a.	431	
BTBPE	13,4	<0,5-1.741	t.s.a.		t.s.a.		
DBDPE	179	<20- 2.467	t.s.a.	9-800	213-703		620- 540.000
HBB	1,6		t.s.a.				
Referans	Cequier vd., 2014	Ali vd., 2011	Cristale vd., 2016	Mizouchi vd., 2015	Cristale vd., 2018	Bradman vd., 2014	Wemken vd., 2019

İç Ortam Yüzey Tozu

Sınıf içinde bulunan yüzeyler, çocukların oturduğu sandalye ve kullandıkları masaların yüzeyinde biriken tozlar soluma yada yutma yolu ile kirleticilere maruz kalma açısından önemli bir etkiye sahiptir. Tablo 2.15'te bromlu alev geciktiriciler için iç ortam yüzey tozunda yapılmış çalışmalar özetlenmiştir.

Güney Kore'deki okulda Σ_8 PBDE'ler, masa/sandalye için t.s.a ile 181 pg/cm², kilitli dolaplar için t.s.a ile 128 pg/cm² ve oyun araçları için t.s.a ile 256 pg/cm² arasında değişmiştir (Wu vd., 2010). Bu elde edilen sonuçlar bilgisayar ve televizyon yüzeyinden toplanan tozlardaki PBDE konsantrasyonlarından 10 ila 100 kat daha düşük, müzik seti, buzdolabı ve DVD oynatıcı yüzeyindeki tozlar ile benzer seviyelerdedir (Toms vd., 2009a). Bu çalışmada yüzey tozunda, hava ve yer tozundaki sonuçlara benzer olarak baskın türdeş BDE-209 olmuştur (Wu vd., 2010).

PBDE'ler kullanıldıkları ürünlere tam olarak bağlanmadıkları için kapalı ortamlarda havaya karışarak partiküllere ve yüzeylere tutunurlar. Daha az uçucu türdeşlerin toz parçacıklarına bağlanma olasılığı daha yüksektir ve yüzey tozu, tanımına göre yer tozu ile ilişkilidir. Wu vd. (2010) üç türdeş BDE-100, BDE-99 ve BDE-47 için yüzey tozu ve yer tozu arasında önemli doğrusal ilişkiler tespit etmiştir. Benzer ilişki hava ve yüzey tozu arasında da görülmüş ancak hava ile yer tozu arasındaki ilişki ise oldukça zayıf olmuştur. Bu bileşiklerden farklı olarak daha yüksek bromlu bir bileşik BDE-183 için sadece yüzey tozu ile yer tozu arasında anlamlı bir ilişki tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Wu ve arkadaşları tozun (hem yüzey tozu hem de zemin tozu), PBDE ile işlenmiş malzemelerden kaynaklanan emisyonlardan sonra iç ortam PBDE'lerin başlıca ikincil kaynakları olduğu sonucuna varmışlardır (2010). Yüzey tozunda az sayıda yapılmış çalışmaya ait sonuçlar Tablo 2.15'te verilmiştir.

Sağlık Etkileri

Bromlu alev geciktiriciler ilave kimyasallar olarak sınıflandırılır, yani kimyasal bağlar oluşturmadan plastıklere veya köpüğe karıştırılırlar ve bu nedenle işlenmiş ürünlerden çevreye buharlaşma (Alaee vd., 2003; Covaci vd., 2007) ve ayrıca aşınma ve doğrudan kaynaktan toza transfer (Darnerud vd., 2001; Harrad vd., 2010; Rauert vd., 2015; Rauert ve Harrad., 2015) yoluyla kolayca salınır. Oradan daha geniş çevreye taşınabilirler ve besin zincirleri yoluyla biyolojik olarak birikirler (Harrad ve Diamond, 2006).

Tablo 2.15. İç ortamda yüzey tozunda ölçülen PBDE konsantrasyonları

Şehir/Ülke	Amerika	Kore
İç Ortam Türü	Anaokulu (ng/m ²)	Okul (ng/cm ²)
Örnek Sayısı	39	43
BDE-28		t.s.a.-0,044
BDE-47	81- 39.928	t.s.a.-0,313
BDE-99	107-72.995	t.s.a.-0,142
BDE-100	30-13.873	t.s.a.-0,046
BDE-153	18-8.871	t.s.a.-0,026
BDE-154	17-6.309	t.s.a.-0,040
BDE-183	<t.s.a.-277	t.s.a.-0,011
BDE-209	281-78.443	t.s.a.-1,278
TBB	57-86.007	
TBPH	32-17.040	
Referans	Bradman vd., 2014	Lim vd., 2014

Araştırmacılar, diyet, toz alımı ve cilt temasının, genel popülasyonun bromlu alev geciktiricilere maruz kalmasını sağlayan en önemli üç yol olabileceğine dikkat çekmişlerdir (Chen vd., 2008; Christiansson vd., 2008; Harrad vd., 2004; Besis ve Samara, 2012; Pratt vd., 2013; Abdallah ve Harrad, 2014; Coelho vd., 2014; Venier vd., 2016). Anne sütü, yağ dokusu, kan, serum, placentaya ve karaciğer örnekleri gibi insan dokularında bromlu alev geciktiriciler tespit edilmiştir. (Frederiksen vd., 2010; Stapleton vd., 2012; Coakley vd., 2013; Pratt vd., 2013; Abdallah ve Harrad, 2014).

PBDE'ler, her yerde bulunmaları, biyobirikimli yapıları (Harrad vd., 2004) ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri (Hu vd., 2007; Shao vd., 2008) nedeniyle dünya çapında çevresel kaygılara neden olmuştur. Lipofilik yapıları nedeniyle PBDE'ler besin zincirinde birikir ve anneden çocuğa taşınır (Meironyté vd., 1999; Strandman vd., 2000; She vd., 2002). Kalıcılık ve birikim nedeniyle, diyet maruziyet yollarından biri olarak kabul edilir ve PBDE'ler balık, kümes hayvanları, domuz eti, sığır eti, sebzeler ve süt ürünlerinde tespit edilmiştir (Ohta vd., 2002; Bocio vd., 2003; Talsness, 2008). Gıda alımına ek olarak, PBDE'lerin ürün kullanımı sırasında migrasyon sonucu iç ortamlarda bulunduğu varsayılmaktadır. Birçok araştırmacı, iç ortamların toplam maruziyeti artırmak için en yüksek potansiyele sahip olduğunu belirtmişlerdir (Lim vd., 2014; Wu vd., 2010; Wemken vd., 2019).

İç ortamda gerçekleşen PBDE maruziyetin sonucunda insanlarda yapılan taramalarda, PBDE'lerin süt (Lind vd., 2003; Fangstrom vd., 2005), kan (Karlsson vd., 2007) ve saç (Tadeo vd., 2009; Kang vd., 2011; Tang vd., 2013;) dahil olmak üzere çeşitli insan matrislerinde bulunduğunu ortaya konmuştur. A.B.D.'de yürütülen bir çalışma, insan sütündeki PBDE konsantrasyonu ile ev tozu PBDE seviyesi arasında güçlü bir ilişki olduğunu göstermiştir ($r = 0,76$, $p < 0,01$). Bu ilişki et ($r = 0,37$, $p < 0,05$) veya süt ürünleri ($r = 0,41$, $p < 0,01$) tüketimi ile karşılaştırıldığında yüksek bir etkiye sahiptir (Wu vd., 2007). İnsan sütü ve kan serumundaki yapılan diğer iki çalışma da PBDE konsantrasyonlarının iç ortam konsantrasyonlarına ile ilişkili olduğunu desteklemiştir (Stapleton vd., 2012; Coakley vd., 2013).

PBDE'lerin yaklaşık %80'i insan vücuduna havadaki parçacıklar yoluyla girer (Jones-Otaza vd., 2005; Frederiksen vd., 2009; Deng vd., 2016). İnsanlar ve özellikle çocuklar için PBDE'lere maruz kalmada tozun yutulması etkilidir (Butte ve Heinzow, 2002; Johnson-Restrepo ve Kannan, 2009). Daha küçük boyutlu parçacıklar atmosferde daha fazla bulunur ve solunum sistemine daha kolay nüfuz eder. Alev geciktiriciler, güçlü hidrofobiklikleri nedeniyle küçük boyutlu partiküllere adsorbe olma eğilimindedirler ve çocuklar üzerinde daha yüksek yan etkiler oluştururlar (Deng vd., 2016).

Hayvan çalışmaları PBDE'lere maruz kalmanın hepatik anormallik, endokrin bozulma ve muhtemelen kanser gibi nörogelişimsel ve davranışsal sonuçlarını göstermiştir (Birnbaum ve Staskal, 2004; Darnerud, 2008; Hakk, 2010). Bromlu alev geciktiricilere maruz kalmayla ilişkili insan sağlığı ile ilgili yapılan çalışmalarda tiroid fonksiyonundaki değişiklikler, diyabet, ve üreme bozuklukları yer almıştır (Eriksson vd., 2001; Hallgren vd., 2001; Meerts vd., 2001; McDonald, 2002; Lee vd., 2007; Kim vd., 2014). Endokrin sisteminde bozulma, karaciğer mikrozomal enzim indüksiyonu, immünotoksisite, nörotoksisite ve karsinogenisite gibi birçok olumsuz etki ile ilişkili etkiler de çalışmalar da ortaya konmuştur (Darnerud, 2008; Vonderheide vd., 2008). Penta ve okta-BDE, yapısal olarak tiroid hormonlarına benzemeleri (Darnerud vd., 2011) ve insan sisteminde kalıcı olmaları (Freegard vd., 2006) nedeniyle endokrin bozucu işlevlere sahip olarak belirlenmiştir. Genel olarak, penta-BDE'lerin nispeten daha düşük dozlarda yan etkileri olduğu görülmektedir, benzer etkileri için oldukça yüksek dozlarda deka-BDE'ye maruz kalmak gereklidir (Darnerud, 2003).

Birçok çalışma, yetişkinlere kıyasla çocuklar arasında daha yüksek PBDE serum seviyeleri bildirmiştir (Toms vd., 2009; Lunder vd., 2010; Eskenazi vd., 2011). Çocuklardaki daha yüksek seviyeler, sık sık el-ağız teması nedeniyle diyet dışı alım yoluyla artan maruziyete bağlanmıştır (Wu vd., 2009; Johnson vd., 2010; Stapleton vd., 2012). PBDE'lerin insan vücudu yüklerinin ölçümü iç ortamda gerçekleştirilen ölçümler sonucunda elde edilen veriler dikkate alınarak belirlenmiştir (Thomsen vd., 2002; Ali vd., 2013; Eskenazi vd., 2013; Linares vd., 2015). Tüm bu çalışmaları destekleyen bir çalışma Toms ve arkadaşları tarafından gerçekleştirilmiştir (Tom vd., 2009a; 2009b). PBDE konsantrasyonlarının çocuklarda (<16 yaş) yetişkinlere göre daha yüksek olduğu, 6-9 ve 9-12 yaşındaki Avustralyalı çocukların serumundaki ortalama ΣPBDE konsantrasyonu sırasıyla 32 ve 21 ng/g lipid, 16 yaş üstü yetişkinlerde ise ortalama ΣPBDE konsantrasyonunun 12 ng/g lipid olduğunu belirtmiştir. (Toms vd., 2009a, Toms vd., 2009b).

Ward ve arkadaşları (2014) tarafından yapılan bir çalışma, tozdaki PBDE'lerin çocukluk çağı akut lenfoblastik lösemi riskinin artması için bir ajan olabileceğini göstermiştir. Wang ve arkadaşları (2015) tarafından yapılan bir çalışmada, tozdaki yüksek PBDE konsantrasyonu, düşük sosyal gelişim katsayısı ve depresyon riskleriyle ilişkilendirilmiştir.

PBDE'lerin günlük alımlarına ilişkin tahminler, iç ortam toz alımı yoluyla 0,98 ila 404 ng/gün ve okul öncesi çocuklar için gıda alımı yoluyla 25 ila 190 ng/gün arasında değişmektedir (Wilford vd., 2005; Harrad vd., 2006; Fromme vd., 2009; Johnson-Restrepo ve Kannan, 2009; Kang vd., 2011). Çocuklar için toplam PBDE maruziyetine katkılar gıda alımı için yaklaşık %10, iç ortam havasını soluma için %3 ve iç ortam tozunun yutulması için %80'in üzerinde olduğu çalışmalar sonucunda ortaya konmuştur (Allen vd., 2007). İlkokul çocukları için çoklu ortam ve yollardan günlük ortalama PBDE alımının 217 ng/gün olduğunu ve toz alımının baskın maruz kalma yolu olduğunu (yaklaşık %80) bildirilmiştir. Diğer yakın tarihli araştırmalar, iç ortam tozu-

nun, özellikle erken yaşam evresinde PBDE'ye maruz kalmanın önemli bir kaynağı olabileceğini bildirmiştir (Jones-Otazo vd., 2005; Gevao vd., 2006; Tan vd., 2007; Frederiksen vd., 2009; Lim vd., 2014).

PBDE'ler ile benzer dönemlerde kullanımı olan diğer bromlu alev geciktiricilerden HBCD'nin hayvanlarda hepatik sitokrom P450 enzimlerini indüklediği ve nörotransmitterlerin normal alımını değiştirdiği bulunmuş, insanlarda ise mutajenik olmayan mekanizmalar ve tiroid hormon sisteminin bozulması yoluyla kanseri tetiklediği bildirilmiştir (Darnerud vd., 2001; Law, 2005; Covaci vd., 2006; Darnerud, 2008). Ayrıca TBBP-A'nin de, 17-estradiol ve tiroksine yapısal benzerliği nedeniyle bir endokrin bozucu olarak tanımlanmıştır. Aynı zamanda, insan transtiretinine bağlanma (Meerts vd., 2000; Meerts vd., 2001) ve immünotoksisite (Pullen vd., 2003) için yüksek bir potansiyel gösterir.

Son dönemde yapılan hayvan çalışmaları, birçok yeni bromlu alev geciktiricinin sıçanlarda endokrin sistemi bozduğunu (Guigueno ve Fernie, 2017), ve değiştirilmiş gen ekspresyonu ve transkripsiyonel yanıt, zebra balığında tiroid ekseninin bozulmasına ve doğurganlığın azalmasına neden olduğunu (Wang vd., 2019) ifade etmiştir. DBDPE için sınırlı toksikolojik veriler mevcuttur, ancak yapısal olarak BDE-209'a çok benzer ve bu nedenle karşılaştırılabilir olumsuz etkiler gösterebilir (Hardy vd., 2002). DBE-DBCH, potansiyel bir endokrin bozucu olarak tanımlanmıştır (Khalaf vd., 2009).

Mevcut Standart, Kılavuz ve Limit Değerler

Bugüne kadar, Stockholm Sözleşmesi'nde listelenen beş özel bromlu alev geciktirici grubu vardır. Bunlar, hekzabromobifenil (HBB); HBCDD; ticari okta-BDE; ticari penta-BDE; ve ticari deka-BDE (UNEP, 2009, UNEP, 2013, UNEP, 2015, UNEP, 2017). Toksisiteleri, çevresel kalıcılıkları ve biyobirikim potansiyelleri neticesinde, penta- ve okta-BDE (2009), HBCD (2013) ve deka-BDE'nin (2017) kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) olarak listelenmesiyle sonuçlanmıştır. Stockholm Sözleşmesi üretim ve kullanımlarında kısıtlamalara gitmiştir.

Stockholm Sözleşmesi uyarınca üretim ve kullanıma getirilen kısıtlamalara rağmen bromlu alev geciktiriciler endüstride dolaşımda olmaya devam ettikleri için (alev geciktiriciler ile işlenmiş malzemeler geri dönüşüm sistemine dahil oldukları için) bazı ülkelere muafiyetler getirilmiştir. Penta-BDE'nin Brezilya, Japonya, Türkiye ve Kore Cumhuriyeti'nde, okta-BDE'nin kullanımı ise bu dört ülkeye ek olarak Kamboçya'da endüstride dolaşımına izin verilmiştir. Ancak bu izin süreci 2030 yılı itibarıyla tamamen sonlanacaktır (UNEP, 2020b, UNEP, 2020c). Stockholm Sözleşmesine en son eklenen bromlu alev geciktirici bileşik deka-BDE'dir (UNEP, 2017). Dek-a-BDE için de bazı muafiyetler belirlenmiştir. Bu muafiyetler, genel olarak şunlar içindir: seri üretimi durdurulan belirli eski araçlar için özel parçalar ve söz konusu araçlar için yedek parçalar; belirli tipte uçakların ve bunların yedek parçalarının üretimi için malzemeler; ağırlıkça %10'dan daha düşük konsantrasyonlarda yangın geciktirme standartlarına uyması gereken elektrikli ve elektronik ekipman (EEE) için plastik mahfazalar ve parçalar için katkı maddeleri; yanmazlık özelliği gerektiren tekstil ürünleri (kıyafet ve oyuncaklar hariç); ve bina yalıtımı için poliüretan köpükler. Dek-a-BDE için belirlenmiş bu muafiyet koşulları da 2036'da sona erecektir (UNEP, 2017).

HBCD kısıtlaması, hem üretimi hem de kullanımı ile ilgili belirli bir muafiyeti içeren 26 Kasım 2014 tarihinde yürürlüğe girmiştir. Bu muafiyet, HBCDD'nin yalnızca binalarda kullanım için geliştirilmiş ve ekstrüde polistiren köpüklerde üretilebileceğini ve kullanılabilceğini belirtir. Ancak söz konusu köpüklerin kullanım ömrü boyunca HBCDD içerdiği açıkça etiketlenmeli ve/veya tanımlanmalıdır şartı bulunmaktadır. HBCDD'nin üretimi ve kullanımı için muafiyet alan tek ülke Çin olmuş ve süresi 2021 yılında bitmiştir. Kullanımı için ise Kore muafiyet almış, ancak bu da 2020 yılında bitmiştir (UNEP, 2020a).

HBB, PBDE'ler ve HBCDD ile birlikte yaygın olarak kullanılan eski bromlu alev geciktirici bileşiklerdendir. Aynı yıl listelenen diğer alev geciktiricilerin aksine, bu kimyasalın listelenmesine eşlik eden, herhangi bir taraf için üretimi veya kullanımıyla ilgili herhangi bir özel muafiyet yoktur.

Avrupa Birliği (AB) tarafından PBDE kullanımını kısıtlayan düzenlemeler, 2002/95/EC ve 2003/11/EC Direktifleri ve 2008/C116/4 EC Tanımlaması, insan maruziyetini azaltmada etkili olmuştur (Frederiksen vd., 2009). AB içinde, KOK'ların yönetimine ilişkin birincil düzenleme, kalıcı organik kirleticilere ilişkin Yönetmelik 2019/1021'dir (EU, 2019). Bu düzenleme doğrudan Stockholm Sözleşmesinden ve ayrıca AB içinde kısıtlama ve/veya yasaklama gerektiren KOK'ları belirlediği Kalıcı Organik Kirleticilerin Uzun Menzilli Sınır Ötesi Hava Kirliliğine İlişkin kılavuzun paralelinde ilerlemiştir. AB'de KOK'ların kullanımını yöneten ikinci önemli karar, "elektrikli ve elektronik ekipmanlarda belirli tehlikeli maddelerin kullanımının kısıtlanması" veya kısaca "RoHS" hakkındaki Direktif 2011/65/EU'dur (EU, 2011). KOK yönetmeliği ve RoHS direktifi birlikte işlemektedir ve tüketici eşyalarındaki çeşitli tehlikeli maddeler (bromlu alev geciktiriciler dahil) için konsantrasyon limitlerini tanımlar.

Tanımlanan limit değerler, ister yeni üretilmiş ister geri dönüştürülmüş malzemeden yapılmış olsun, piyasaya giren tüketici eşyalarındaki bromlu alev geciktiriciler için belirlenmiş UTC (olması gereken en az seviye) seviyeleridir (EU, 2019). Tetra-BDE, penta-BDE, hekza-BDE, hepta-BDE ve deka-BDE'nin her biri, piyasaya sürülen bu maddeler için belirlenen UTC konsantrasyon limitleri ile KOK yönetmeliğinde (EU, 2019) ayrı ayrı listelenmiştir. Listelenen PBDE'lerin her biri için maddelerdeki UTC limiti 10 mg/kg (%0,001)'dir, yani bir maddede bu homolog gruplardan herhangi birinin bu limitin üzerinde bulunması durumunda piyasaya arz edilemez. PBDE'lerin toplamı için geçerli olan UTC limiti eşyalarda ve karışımlarda şu anda 500 mg/kg'dır (European Commission, 2006). Ancak elektrikli ve elektronik ekipmanlar için bu konsantrasyon limiti, piyasaya sürülen belirli bir eşya veya bileşenlerindeki tüm PBDE türdeşlerinin toplamı için ağırlıkça %0,1 olarak belirlenmiştir (EU, 2011).

HBCD, hem piyasaya sunulan ürünler hem de atık akışına giren ürünler için konsantrasyon limitleri belirlemiştir. Geleneksel yollarla bertaraf etme limiti 1.000 mg/kg (%0,1) olarak tanımlanmıştır. Bu konsantrasyon sınırı, PBDE'ler ve HBB'den farklı olarak, ısıl işlem/yakma, metalurjik işleme, inşaat ve yıkım malzemeleri ve endüstriyel uygulamalardan kaynaklanan atıklar için de aynı seviyede geçerlidir (EU, 2019). HBCDD için UTC konsantrasyonu 100 mg/kg olarak belirlenmiştir.

HBB, orijinal Avrupa Birliği KOK yönetmeliğinde listelenen ilk KOK-bromlu alev geciktiricidir ve ticari uygulamalarda kullanımı büyük ölçüde aşamalı olarak kaldırılmıştır. Bu nedenle, pazara giren ürünlerde HBB için herhangi bir UTC tanımlanmamıştır ve atık akışına giren tüketici ürünleri için 50 mg/kg'dır (EU, 2019). HBB ile ilgili not edilmesi gereken özel bir durum, ağırlıkça

%0,1'lik bir konsantrasyona izin verilen, piyasaya sunulan elektrikli ve elektronik ekipmanlarda tüm polibromlu bifenillerin (PBB'ler) kullanımına ilişkindir (EU, 2011).

Türkiye Stokholm Sözleşmesi'ni 23 Mayıs 2001 tarihinde imzalamış ve 12 Ocak 2010 tarihi itibarıyla taraf olmuştur. Türkiye'de alev geciktirici ürünler ile ilgili olarak yürürlükte olan üç mevzuat bulunmaktadır. "Dış Ticarete Standardizasyon Tebliği- Tebliğ No: (2005/1)" mevzuatında İthalatta Uygunluk Değerlendirmesine Tabi Ürünler listesinde "Televizyon Alıcılarında Kullanılan Yüksek Gerilim Bağlantı Kablosu-Alev Geciktiren Yalıtkanlı" bulunmaktadır. "Atık Elektrikli Ve Elektronik Eşyaların Kontrolü Yönetmeliği" elektrikli ve elektronik eşyaların üretiminden nihai bertarafına kadar çevre ve insan sağlığının korunması amacıyla elektrikli ve elektronik eşyalarda bazı zararlı maddelerin kullanımının sınırlandırılması, bu sınırlandırmalardan muaf tutulacak uygulamaların belirlenmesi, elektrikli ve elektronik eşyaların ithalatının kontrol altına alınması, elektrikli ve elektronik atıkların oluşumunun ve bertaraf edilecek atık miktarının azaltılması için yeniden kullanım, geri dönüşüm, geri kazanım yöntem ve hedeflerine ilişkin hukuki ve teknik esasları düzenlemek amacıyla yürürlüğe konmuştur. "Gümrük Vergisi Askıya Alınması Ve Avrupa Birliği Tarafından Tarife Kontenjanı Açılması Planlanan Ürünlere İlişkin Tebliğ" ise alev geciktirici içeren ürünler için belirlenmiş kullanım miktarlarını listelemiştir.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Okul iç ortamlarında yapılan çalışmalar çocukların eğitim aldıkları süre boyunca bromlu alev geciktiricilere önemli miktarda maruz kaldığını göstermektedir. Alev geciktiricilerin kullanıldığı kaynaklarının (mobilya, halı, elektronik malzeme vb.) evlerde daha fazla bulunmasının doğal sonucu olarak, okullara kıyasla maruziyet evlerde daha fazla olmaktadır. Ancak çocukların günde ortalama 8 saatini okullarda geçirdiği düşünülürse sınıf içi bromlu alev geciktirici seviyeleri de göz ardı edilmemelidir.

Okullarda iç ortam bromlu alev geciktirici konsantrasyonlarının belirlenmesiyle ilgili en çok çalışma PBDE'ler ile ilgili olmuştur. En çok kullanılan bromlu alev geciktirici olması da bu çalışmalarını da anlamlı kılmaktadır. Sınıf içinde PBDE'lerin incelendiği hava, zemin tozu ve yüzey tozu matrislerinde büyük oranda türdeşler tespit edilmiştir. Ancak gaz fazdaki konsantrasyonlar ile karşılaştırıldığında partiküllerin PBDE konsantrasyonları açısından baskın olduğu tespit edilmiştir. Özellikle yüksek bromlu türdeşler partiküller üzerinde tutulma eğilimi göstermektedir. Toz matrisleri arasında da yer tozu, sınıf içinde sürekli hareket halinde olan öğrenciler sayesinde havalanma eğiliminde olmaları nedeniyle ana alev geciktirici içeren kaynaklardan sonra ikinci PBDE kaynağı olarak göze çarpmaktadır.

Stockholm Sözleşmesi kapsamında KOK'lar listesinde olan ve PBDE'lerin yaygın olarak kullanıldığı dönemde benzer tüketimleri olan HBCD'nin iç ortamdaki ve özellikle okullardaki seviyeleri konusunda kısıtlı çalışma bulunmaktadır. Elden edilen konsantrasyon seviyeleri büyük oranda iç ortam tozundaki seviyelerini temsil etmektedir.

Farklı iç ortamlarda varlığı kanıtlanan ve olumsuz sağlık etkileri ortaya konan PBDE'ler, HBCD'ler ve TBBP-A için Dünya genelinde belirlenmiş bir iç ortam limit değeri bulunmamaktadır. Dünya genelinde bu alev geciktiricilerin üretimi ve kullanımının kesin kurallar ile yasaklanmış olsa da daha önceden üretimi tamamlanmış ve kullanıma sunulmuş ürünlerden alev geciktiricilerin açığa çıkmaya devam edecektir.

Tüketim mallarından eski bromlu alev geciktiricileri ve diğer bu tür bilinen tehlikeleri saptamanın ve ortadan kaldırmanın yollarını oluşturmak için çok araştırma yapılmaktadır. Stockholm Sözleşmesinde bu bileşiklerin listelenmesi önemli bir adım olmuştur. Ancak yangın güvenliği amaçlı kimyasal kullanımı ihtiyacı nedeniyle alternatif kimyasallar sisteme dahil olmaktadır. Yeni bromlu alev geciktiricilerin ve alternatif alev geciktiricilerin kullanımı, büyük olasılıkla yeni ve çıkarılması zor kimyasal katkı maddelerinin eklenmesi, çıkarılması ve daha yeni katkı maddeleri ile değiştirilmesiyle sonuçlanacak ve bu da tehlikeli olabilecektir. Yeni bromlu alev geciktiricilerin iç ortam havasında seviyelerinin belirlenmesi konusunda çalışmalar yapılmakta ancak sağlık etkilerini belirlenmesi konusunda yetersiz kalmaktadır.

Stockholm Sözleşmesi, şu anda çevreyi olumsuz etkileyenleri temizlemek amacıyla dünya çapında işbirliğiyle ele alınabilen en yaygın tehlikeli kimyasalları uyumlu hale getirmeye çalışmaktadır. Sözleşmenin yanı sıra, gelecekte bu tür kimyasalların kullanımına olan ihtiyacı azaltmak için bu kirleticileri etkili bir şekilde taramaya yönelik teknolojik yenilikler geliştirilmesini ve dünya çapında uyumlu yasal eylemlerle birleştirilmesini amaçlamaktadır.

Ülkelerin aldıkları yangın önlemlerindeki farklılık, yangın geciktirici olarak kullandıkları bileşiklerin türü ve yangın geciktirici kullandıkları ürünler arasındaki önemli çeşitlilik, elde edilen bu sınırlı veri ile okullar için limit değer belirlenmesini zorlaştırmaktadır. Okullardaki iç ortam konsantrasyonlarının belirlenmesi için çalışmaların artırılması envanterin geliştirilmesi açısından önemli olacaktır.

Kaynaklar

Abdallah, M. A. E., Harrad, S., 2014. Polybrominated diphenyl ethers in UK human milk: Implications for infant exposure and relationship to external exposure. *Environ. Int.* 63, 130–136.

Abdallah, M.A.E., Bressi, M., Oluseyi, T., Harrad, S., 2016. Hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol-A in indoor dust from France, Kazakhstan and Nigeria: implications for human exposure. *Emerg. Contam.* 2, 73–79.

Adeyi, A.A., Akanmu, F.R., Babalola, B.A., Akpotu, S.O., 2020. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor dusts in Lagos and Ibadan, Nigeria. *Microchem. J.* 158, 105132.

Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, Å., 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environ. Int.* 29, 683–689.

Ali, N., Dirtu, A.C., Eede, N.V.D., Goosey, E., Harrad, S., Neels, H., tMannetje, A., Coakley, J., Douwes, J., Covaci, A., 2012. Occurrence of alternative flame retardants in indoor dust from New Zealand: indoor sources and human exposure assessment. *Chemosphere* 88, 1276–1282.

Ali, N., Eqani, S., Malik, R., Neels, H., Covaci, A., 2013. Organohalogenated contaminants (OHCs) in human serum of mothers and children from Pakistan with urban and rural residential settings. *Sci. Total Environ.* 461–462, 655–662.

Allen, J. G., McClean, M. D., Stapleton, H. M., Nelson, J. W., Webster, T. F., 2007. Personal exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in residential indoor air. *Environ. Sci. Technol.* 41, 4574–4579.

- Allen, J. G., McClean, M. D., Stapleton, H. M., Webster, T. F., 2008. Critical factors in assessing exposure to PBDEs via house dust. *Environ. Int.* 34, 1085–1091.
- Al-Omran, L.S., Harrad, S., 2016. Distribution pattern of legacy and “novel” brominated flame retardants in different particle size fractions of indoor dust in Birmingham, United Kingdom. *Chemosphere* 157, 124-131.
- Ali, N., Harrad, S., Goosey, E., Neels, H., Covaci, A., 2011. “Novel” brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust: Implications for human exposure. *Chemosphere* 83, 1360–1365.
- Babalola, B.A., Adeyi, A.A., 2018. Levels, dietary intake and risk of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foods commonly consumed in Nigeria. *Food Chem.* 265, 78-84.
- Baek S.Y., Fang, M., Chang, Y.S., 2009. Concentrations of PBDEs in indoor air of daycare facilities and elementary schools. *Dioxin 2009 conference proceeding. Organohalogen Compd.* 10375, 1–3.
- Barghi, M., Shin, E., Son, M.H., Choi, S.D., Pyo, H., Chang, Y.S., 2016. Hexabromocyclododecane (HBCD) in the Korean food basket and estimation of dietary exposure. *Environ. Pollut.* 213, 268-277.
- Human exposure to HBCD and TBBPA via indoor dust in Korea: Estimation of external exposure and body burden. *Sci. Total Environ.* 593, 779-786.
- Besis, A., Samara, C., 2012. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) in the indoor and outdoor environments – a review on occurrence and human exposure. *Environ. Pollut.* 169, 217–229.
- Betts, K., 2009. Glutof data on “new” flame retardant documents its presence all over the world. *Environ. Sci. Technol.* 43, 236–237.
- Birnbaum, L.S., Staskal, D.F., 2004. Brominated flame retardants: cause for concern? *Environ. Health Persp.* 112, 9–17.
- Björnsdotter, M.K., Romera-García, E., Borrull, J., de Boer, J., Rubio, S., Ballesteros-Gómez, A., 2018. Presence of diphenyl phosphate and aryl-phosphate flame retardants in indoor dust from different microenvironments in Spain and the Netherlands and estimation of human exposure. *Environ. Int.* 112, 59–67.
- Bocio, A., Llobet, J.M., Domingo, J.L., Corbella, J., Teixido, A., Casas, C., 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in food stuffs: human exposure through the diet. *J. Agric. Food. Chem.* 51, 3191–5.
- Bradman, A., Castorina, R., Gaspar, F., Nishioka, M., Colón, M., Weathers, W., Egeghy, P.P., Maddalena, R., Williams, J., Jenkins, P.L., McKone, T.E., 2014. Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere* 116, 61–66.
- BSEF (Bromine Science Environmental Forum), 2010. <http://www.bsef.com>.
- BSI, 1982. (British Standards Institution). Fire Tests for Furniture, methods of test for the ignitability of up holstered composites for seating by flaming sources. British Standards Institution.
- Butte, W., Heinzow, B., 2002. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 175, 1-46.

- Cahill, T.M., Groskova, D., Charles, M.J., Sanborn, J.R., Denison, M.S., Baker, L., 2007. Atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers at nearsource sites. *Environ. Sci. Technol.* 41, 6370–6377.
- Cao, Z., Xu, F., Covaci, A., Wu, M., Wang, H., Yu, G., Wang, B., Deng, S., Huang, J., Wang, X., 2014. Distribution patterns of brominated, chlorinated, and phosphorus flame retardants with particle size in indoor and outdoor dust and implications for human exposure. *Environ. Sci. Technol.* 48, 8839–8846.
- Cequier, E., Ionas, A.C., Covaci, A., Marce, R.M., Becher, G., Thomsen, C., 2014. Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ. Sci. Technol.* 48, 6827–6835.
- Chen, L., Mai, B., Xu, Z., Peng, X., Han, J., Ran, Y., Sheng, G., Fu, J., 2008. In- and outdoor sources of polybrominated diphenyl ethers and their human inhalation exposure in Guangzhou China. *Atmos. Environ.* 42, 78–86.
- Christiansson, A., Hovander, L., Athanassiadis, I., Jakobsson, K., Bergman, A.B., 2008. Polybrominated diphenyl ethers in aircraft cabins – A source of human exposure? *Chemosphere* 73, 1654–1660.
- Coakley, J., Harrad, S., Goosey, E., Ali, N., Dirtu, A.C., VandenEede, N., Covaci, A., Douwes, J., Mannetje, A., 2013. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in matched samples of indoor dust and breast milk in New Zealand. *Environ. Int.* 59C, 255–261.
- Coelho, S.D., Sousa, A.C.A., Isobe, T., Tanabe, S., Nogueira, A.J.A., 2014. Flame Retardants in Indoor Dust - A Review on the Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecanes. *Current Organic Chemistry* 18, 2218–2230.
- Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R., de Boer, J., 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3679–3688.
- Covaci, A., Voorspoels, S., Ramos, L., Neels, H., Blust, R., 2007. Recent developments in the analysis of brominated flame retardants and brominated natural compounds. *J. Chromatogr. A.* 1153, 145–171.
- Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M. A. E., Ali, N., Law, R. J., Herzke, D., de Wit, C. A., 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environ. Int.* 37, 532–556.
- Cristale, J., Hurtado, A., Gomez-Canela, C., Lacorte, S., 2016. Occurrence and sources of brominated and organophosphorus flame retardants in dust from different indoor environments in Barcelona, Spain. *Environ. Research* 149, 66–76.
- Cristale, J., Bele, T.G.A., Lacorte, S., de Marchi, M.R.R., 2018. Occurrence and human exposure to brominated and organophosphorus flame retardants via indoor dust in a Brazilian city. *Environ. Pollution* 237, 695–703.
- Darnerud, P., Eriksen, G., Johannesson, T., Larsen, P., Viluksela, M., 2001. Polybrominated diphenylethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ. Health Perspect.* 109,

49-68.

Darnerud, P.O., 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife, *Environ. Int.*, 29, 841-853.

Darnerud, P.O., 2008. Brominated flame retardants as possible endocrine disrupters. *Int. J. Androl.* 31, 152-160.

De Jourdan, B.P., Hanson, M.L., Muir, D.C.G., Solomon, K.R., 2013. Environmental fate of three novel brominated flame retardants in aquatic mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 1060-1068.

de la Torre, A., Sanz, P., Navarro, I., deMartínez, M., los Á., 2020. Investigating the presence of emerging and legacy POPs in european domestic air. *Sci. Total Environ.* 746, 141348.

de Wit, C.A., Herzke, D., Vorkamp, K., 2010. Brominated flame retardants in the Arctic environment – trends and new candidates. *Sci. Total. Environ.* 408, 2885-2918.

Deng, W.J., Zheng, J.S., Bi, X.H., Fu, J.M., Wong, M.H., 2007. Distribution of PBDEs in air particles from an electronic waste recycling site compared with Guangzhou and Hong Kong, South China. *Environ. Int.* 33, 1063-1069.

Deng, W.J., Zheng, J.S., Tsui, A.K.Y., Chen, X.W., 2016. Measurement and health risk assessment of PM2.5, flame retardants, carbonyls and black carbon in indoor and outdoor air in kindergartens in Hong Kong. *Environ. Int.* 96, 65-74.

Diş Ticarete Standardizasyon Tebliği- Tebliğ No: (2005/1). <https://www.mevzuat.gov.tr/ana-sayfa/MevzuatFihristDetayIframe?MevzuatTur=9&MevzuatNo=9438&MevzuatTertip=5>

Dodson, R. E., Perovich, L. J., Covaci, A., van den Eede, N., Ionas, A. C., Dirtu, A. C., Brody, J. G., Rudel, R. A., 2012. After the PBDE phase-out: a broad suite of flame retardants in repeat house dust samples from California. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13056-13066.

EEC, 1996. European workshop on the impact of endocrine disrupters on human health and wildlife. Weybridge, United Kingdom.

EFSA (European Food Safety Authority), 2011. Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food: *EFSA Journal*, pp. 274.

EFSA (European Food Safety Authority), 2012. Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. *EFSA Journal* 10, 2908

Eriksson, P., Jakobsson, E., Fredriksson, A., 2001. Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxicants in our environment? *Environ. Health Perspect* 109, 903-8.

Eskenazi, B., Fenster, L., Castorina, R., Marks, A.R., Sjödin, A., Rosas, L.G., Holland, N., Guerra, A.G., Lopez-Carillo, L., Bradman, A., 2011. A comparison of PBDE serum concentrations in Mexican and Mexican-American children living in California. *Environ. Health Perspect.* 119, 1442-1448.

Eskenazi, B., Chevrier, J., Rauch, S.A., Kogut, K., Harley, K.G., Johnson, C., Trujillo, C., Sjödin, A., Bradman, A., 2013. In utero and childhood polybrominated diphenyl ether (PBDE) exposures and neurodevelopment in the CHAMACOS study. *Environ. Health Perspect.* 121, 257-262.

Esplugas, R., Rovira, J., Mari, M., Fernandez-Arribas, J., Eljarrat, E., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2022. Emerging and legacy flame retardants in indoor air and dust samples of Tarragona Province (Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment* 806, 150494.

EU, 2011. Directive 2011/65/EU of the European Parliament and of the Council of 8 June 2011 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (recast). *Off. J. Eur. Union* 174, 88–110.

EU, 2019. Regulation (EU) 2019/1021 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2019 on persistent organic pollutants (recast). *Off. J. Eur. Union* 169, 33.

Ezechiáš, M., Covino, S., Cajthaml, T., 2014. Ecotoxicity and biodegradability of new brominated flame retardants: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 110, 153–167.

European Commission, 2006. No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006, concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive. *Off. J. Eur. Union* 45, 1–520.

European Commission, 2011. Final Report: Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs, Munich, European Commission.

Fangstrom, B., Strid, A., Grandjean, P., Weihe, P., Bergman, A., 2005. A retrospective study of PBDEs and PCBs in human milk from the Faroe Islands. *Environ. Health* 4, 12–20.

Frederiksen, M., Vorkamp, K., Thomsen, M., Knudsen, L.E., 2009. Human internal and external exposure to PBDEs – a review of levels and sources. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 212, 109–134.

Frederiksen, M., Thomsen, C., Frøshaug, M., Vorkamp, K., Thomsen, M., Becher, G., Knudsen, L.E., 2010. Polybrominated diphenyl ethers in paired samples of maternal and umbilical cord blood plasma and associations with house dust in a Danish cohort. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 213, 233–242.

Fromme, H., Körner, W., Shahin, N., Wanner, A., Albrecht, M., Boehmer, S., Parlar, H., Mayer, R., Liebl, B., Bolte, G., 2009. Human exposure to polybrominated diphenylethers (PBDE), as evidence by data from a duplicate diet study, indoor air, house dust, and biomonitoring in Germany. *Environ. Int.* 35, 1125–35.

Fromme, H., Hilger, B., Kopp, E., Miserok, M., Völkel, W., 2014. Polybrominated diphenylethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCD) and “novel” brominated flame retardants in house dust in Germany. *Environ. Int.* 64, 61–68.

Gevao, B., Al-Bahloul, M., Al-Ghadban, A.N., Ali, L., Al-Omair, A., Helaleh, M., Matrouk, K.A., Zafar, J., 2006. Polybrominated diphenylethers in indoor air in Kuwait: implications for human exposure. *Atmos. Environ.* 40, 1419–26.

Greenpeace, 2003. Consuming chemicals — hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home. Greenpeace Research Laboratories, report no. GRL-TN-01-2003.

Guigueno, M.F., Fernie, K.J., 2017. Birds and flame retardants: a review of the toxic effects on

birds of historical and novel flame retardants. *Environ. Res.* 154, 398-424.

Hakk, H., 2010. Different HBCD stereoisomers are metabolized differently. *Toxicol. Lett.* 196, S33-S34.

Hale, R.C., La Guardia, M.J., Harvey, E., Matt Mainor, T., 2002. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenylethers to the US environment. *Chemosphere* 46, 729-735.

Hallgren, S., Sinjari, T., Håkansson, H., Darnerud, P.O., 2001. Effects of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on thyroid hormone and vitamin A levels in rats and mice. *Arch. Toxicol.* 75, 200-208.

Hardy, M. L., Margitich, D., Ackerman, L., Smith, R. L., 2002. The subchronic oral toxicity of ethane, 1,2-bis(pentabromophenyl) (Saytex 8010) in rats. *Int. J. Toxicol.* 21, 165-170.

Harju, M., Heimstad, E.S., Herzke, D., Sandanger, T., Posner, S., Wania, F., 2008. Emerging "new" Brominated Flame Retardants in Flame Retarded Products and the Environment. Report 2462, Norwegian Pollution Control Authority, Oslo, Norway.

Harrad, S., Wijesekera, R., Hunter, S., Halliwell, C., Baker, R., 2004. A Preliminary Assessment of U.K. Human Dietary and Inhalation Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2345-2350.

Harrad, S., Diamond, M., 2006. New directions: exposure to polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs): current and future scenarios. *Atmos. Environ.* 40, 1187-1188.

Harrad, S., Hazrati, S., Ibarra, C., 2006. Concentrations of Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Air and Dust and Polychlorinated Biphenyls in Indoor Air in Birmingham, United Kingdom: Implications for Human Exposure. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4633-4638.

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

Harrad, S., Ibarra, C., Abdallah, M.A.E., Boon, R., Neels, H., Covaci, A., 2008b. Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, houses and offices: causes of variability and implications for human exposure. *Environ. Int.* 34, 1170-1175.

Harrad, S., Goosey, E., Desborough, J., Abdallah, M.A.E., Roosens, L., Covaci, A., 2010. Dust from U.K. Primary School Classrooms and Daycare Centers: The Significance of Dust As a Pathway of Exposure of Young U.K. Children to Brominated Flame Retardants and Polychlorinated Biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 44, 4198-4202.

Hassan, Y., Shoeib, T., 2015. Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel flame retardants in microenvironment dust from Egypt: an assessment of human exposure, *Sci. Total Environ.* 505, 47-55.

Hearn, L., Kennedy, K., Hawker, D.W., Toms, L.M.L., Alberts, V., Mueller, J.F., 2012. Spatial mapping of city wide PBDE levels using an exponential decay model. *J. Environ. Monit.* 14, 643-650.

- Hwang, H.M., Park, E.K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine disrupting chemicals in indoor dust. *Sci. Total Environ.* 404, 26–35.
- Hu, X.-Z., Xu, Y., Hu, D.-C., Hui, Y., Yang, F.-X., 2007. Apoptosis induction on human hepatoma cells Hep G2 of decabrominated diphenyl ether (PBDE- 209). *Toxicol. Lett.* 171, 19–28.
- Ismail, N., Gewurtz, S.B., Pleskach, K., Whittle, D.M., Helm, P.A., Marvin, C.H., Tomy, G.T., 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada in lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28, 910–920.
- Johnson, P.I., Stapleton, H.M., Sjodin, A., Meeker, J.D., 2010. Relationships between polybrominated diphenyl ether concentrations in house dust and serum. *Environ. Sci. Technol.* 44, 5627-5632.
- Johnson, P.I., Stapleton, H.M., Mukherjee, B., Hauser, R., Meeker, J.D., 2013. Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *Sci. Total Environ.* 445-446, 177-184.
- Johnson-Restrepo, B., Kannan, K., 2009. An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 76, 542–548.
- Jones-Otazo, H.A., Clarke, J.P., Diamond, M.L., Archbold, J.A., Ferguson, G., Harner, T., Richardson, G.M., Ryan, J.J., Wilford, B., 2005. Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5121-5130.
- Kalachova, K., Hradkova, P., Lankova, D., Hajslova, J., Pulkrabova, J., 2012. Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Sci. Total Environ.* 441, 182-193.
- Kang, Y., Wang, H.S., Cheung, K.C., Wong, M.H., 2011. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor dust and human hair. *Atmos. Environ.* 45, 2386-2393.
- Karlsson, M., Julander, A., van Bavel, B., Hardell, L., 2007. Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environ. Int.* 33, 62–69.
- Khalaf, H., Larsson, A., Berg, H., McCrindle, R., Arsenault, G., Olsson, P., 2009. Diastereomers of the brominated flame retardant 1,2-dibromo-4-(1,2 dibromoethyl)cyclohexane induce androgen receptor activation in the HepG2 hepatocellular carcinoma cell line and the LNCaP prostate cancer cell line. *Environ. Health Perspect.* 117, 1853–1859.
- Khan, M.U., Li, J., Zhang, G., Malik, R.N., 2016. New insight into the levels, distribution and health risk diagnosis of indoor and outdoor dust-bound FRs in colder, rural and industrial zones of Pakistan. *Environ. Pollut.* 216, 662–674.
- Kim, H.H., Yang, J.Y., Jang, Y.S., Lee, Y.J., Lee, C.S., Shin, D.C., Lim, Y.W., 2011. Exposure assessment and health risk of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in indoor environments of children's facilities in Korea. *Asian. J. Atmos. Environ.* 5-4, 247–262.
- Kim, Y.R., Harden, F.A., Toms, L.-M.L., Norman, R.E., 2014. Health consequences of exposure to brominated flame retardants: a systematic review. *Chemosphere* 106, 1–19.

- Kirk, R., Othmer, D., 2007. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, 5th ed., Wiley: New York.
- La Guardia, M.J., Hale, R.C., Harvey, E., 2006. Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures, *Environ. Sci. Technol.* 40, 6247–6254.
- Law, R. J., Kohler, M., Heeb, N. V., Gerecke, A. C., Schmid, P., Voorspoels, S., Covaci, A., Bacher, G., Janák, K., Thomsen, C., 2005. Hexabromocyclododecane challenges scientists and regulators. *Environ. Sci. Technol.* 39, 281–287.
- Lee, S.J., Ikonomou, M.G., Park, H., Baek, S.Y., Chang, Y.S., 2007. Polybrominated diphenylethers in blood from Korean incinerator workers and general population. *Chemosphere* 67, 489–97.
- Lee, H.K., Lee, S., Lim, J.E., Moon, H.B., 2020. Legacy and novel flame retardants in water and sediment from highly industrialized bays of Korea: occurrence, source tracking, decadal time trend, and ecological risks. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111639.
- Lim, Y.W., Kim, H.H., Lee, C.S., Shin, D.C., Chang, Y.S., Yang, J.Y., 2014. Exposure assessment and health risk of poly-brominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the indoor environment of elementary school students in Korea. *Sci. Total Environ.* 470–471, 1376–1389.
- Linares, V., Bellés, M., Domingo, J., 2015. Human exposure to PBDE and critical evaluation of health hazards. *Arch. Toxicol.* 89, 335–356.
- Lind, Y., Darnerud, P.O., Atuma, S., Aune, M., Becker, W., Bjerselius, R., Cnattingius, S., Glynn, A., 2003. Polybrominated diphenyl ethers in breast milk from Uppsala County, Sweden. *Environmental Research* 93, 186–194.
- Lunder, S., Hovander, L., Athanassiadis, I., Bergman, A., 2010. Significantly higher polybrominated diphenyl ether levels in young U.S. children than in their mothers. *Environ. Sci. Technol.* 44, 5256–5262.
- McDonald, T.A., 2002. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere* 46, 745–55.
- McGrath, T.J., Morrison, P.D., Ball, A.S., Clarke, B.O., 2018. Concentrations of legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust in Melbourne, Australia: an assessment of human exposure. *Environ. Int.* 113, 191–201.
- Meerts, I., Van Zanden, J., Luijckx, E., Van Leeuwen-Bol, I., Marsh, G., Jakobsson, E., Bergman, A., Brouwer, A., 2000. Potent competitive interactions of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin in vitro. *Toxicol. Sci.* 56, 95–104.
- Meerts, I.A.T.M., Letcher, R.J., Hoving, S., Marsh, G., Bergman, Å., Lemmen, J.G., van der Brug, B., Brouwer, A., 2001. In vitro estrogenicity of polybrominated diphenylethers, hydroxylated PBDEs, and polybrominated bisphenol A compounds. *Environ. Health Perspect.* 109, 399–407.
- Meironyté, D., Norén, K., Bergman, Å., 1999. Analysis of polybrominated diphenylethers in Swedish human milk: a time-related trend study, 1972–1997. *J. Toxic. Environ. Health A* 58, 329–41.

Mizouchi, S., Ichiba, M., Takigami, H., Kajiwara, N., Takamuku, T., Miyajima, T., Kodama, H., Someya, T., Ueno, D., 2015. Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants via indoor dust from elementary schools and domestic houses. *Chemosphere* 123, 17–25.

Newton, S., Sellström, U., De Wit, C.A., 2015. Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 49, 2912–2920.

Ohta, S., Ishizuka, D., Nishimura, H., Nakao, T., Aozasa, O., Shimidzu, Y., Ochiai, F., Kida, T., Nishi, M., Miyata, H., 2002. Comparison of polybrominated diphenylethers in fish, vegetables and meats and levels in human milk of nursing women in Japan. *Chemosphere* 46, 689–96.

OJEC (Official Journal of the European Communities), 1995. Directive 95/28/EC of The European Parliament and of the Council of 24 of October of 1995 relating to the burning behavior of materials used in the interior construction of certain categories of motor vehicle.

OJEC (Official Journal of the European Communities), 2000. Commission Decision of 8 February 2000 implementing Council Directive 89/106/EEC as regards the classification of the reaction to fire performance of construction products.

Quirós-Alcalá, L., Bradman, A., Nishioka, M., Harnly, M.E., Hubbard, A., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2011. Concentrations and loadings of polybrominated diphenyl ethers in dust from low-income households in California. *Environ. Int.* 37, 592–596.

Pratt, I., Anderson, W., Crowley, D., Daly, S., Evans, R., Fernandes, A., Fitzgerald, M., Geary, M., Keane, D., Morrison, J. J., Reilly, A., Tlustos, C., 2013. Brominated and fluorinated organic pollutants in the breast milk of first-time Irish mothers: is there a relationship to levels in food? *Food Addit. Contam., Part A* 30, 1788–1798.

Poma, G., Roscioli, C., Guzzella, L., 2014. PBDE, HBCD, and novel brominated flame retardant contamination in sediments from Lake Maggiore (Northern Italy). *Environ. Monit. Assess.* 186, 7683–7692.

Pullen, S., Boecker, R., Tiegs, G., 2003. The flame retardants tetrabromobisphenol A and tetrabromobisphenol A bisallylether suppress the induction of interleukin-2 receptor R chain (CD25) in murine splenocytes. *Toxicology* 184, 11–22.

Rauert, C., Harrad, S., 2015. Mass transfer of PBDEs from plastic TV casing to indoor dust via three migration pathways: a test chamber investigation. *Sci. Total Environ.* 536, 568–574.

Regueiro, J., Llompert, M., Garcia-Jares, C., Cela, R., 2007. Factorial design optimization of gas chromatographic analysis of tetrabrominated to decabrominated diphenylethers: application to domestic dust. *Anal. Bioanal. Chem.* 388, 1095–107.

Schechter, A., Pöpke, O., Tung, K.C., Joseph, J., Harris, T.R., Dahlgren, J., 2005. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the US population: current levels, temporal trends, and comparison with dioxins, dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls. *J. Occup. Environ. Med.* 47, 199–211.

- Schlummer, M., Gruber, L., Mäurer, A., Wolz, G., van Eldik, R., 2007. Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management. *Chemosphere* 67,1866–1876.
- Schreder, E.D., La Guardia, M.J., 2014. Flame retardant transfers from U.S. households (dust and laundry wastewater) to the aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.* 48, 11575–11583.
- Shao, J., White, C.C., Dabrowski, M.J., Kavanagh, T.J., Eckert, M.L., Gallagher, E.P., 2008. The role of mitochondrial and oxidative injury in BDE 47 toxicity to human fetal liver hematopoietic stem cells. *Toxicol. Sci.* 101, 81–90.
- She, J., Petreas, M., Winkler, J., Visita, P., Mc Kinney, M., Kopec, D., 2002. PBDEs in the San Francisco bay area: measurements in harbour seal blubber and human breast adipose tissue. *Chemosphere* 46, 697–707.
- Shi, T., Chen, S.J., Luo, X.J., Zhang, X.L., Tang, C.M., Luo, Y., Ma, Y.J., Wu, J.P., Peng, X.Z., Mai, B.X., 2009. Occurrence of brominated flame retardants other than polybrominated diphenyl ethers in environmental and biota samples from southern China. *Chemosphere* 74, 910–916.
- Shoeib, M., Harner, T., Ikononou, M., Kannan, K., 2004. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoro alkyl sulfonamide and polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1313–20.
- Shoeib, M., Harner, T., Webster, G.M., Sverko, E., Cheng, Y., 2012. Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environ. Pollut.* 169, 175–182.
- Sjödin, A., Jones, R.S., Focant, J.F., Lapeza, C., Wang, R.Y., McCahey, M., Zhang, Y., Turner, W.E., Slazyk, B., Needham, L.L., 2004. Retrospective time-trend study of polybrominated diphenylether and polybrominated and polychlorinated diphenyl levels in human serum from the United States. *Environ. Health Perspect.* 112, 654–658.
- Stasinska, A., Reid, A., Hinwood, A., Stevenson, G., Callan, A., Odland, J.O., Heyworth, J., 2013. Concentrations of polybrominated diphenylethers (PBDEs) in residential dust samples from Western Australia. *Chemosphere* 91, 187–193.
- Stapleton, H.M., Dodder, N.G., Offenberg, J.H., Schantz, M.M., Wise, S.A., 2005. Polybrominated diphenyl ethers in house dust and clothes dryer lint. *Environ. Sci. Technol.* 39, 925–31.
- Stapleton, H.M., Allen, J.G., Kelly, S.M., Konstantinov, A., Klosterhaus, S., Watkins, D., McClean, M.D., Webster, T.F., 2008. Alternate and new brominated flame retardants detected in US house dust. *Environ. Sci. Technol.* 42, 6910–6916.
- Stapleton, H. M., Klosterhaus, S., Eagle, S., Fuh, J., Meeker, J. D., Blum, A., Webster, T. F., 2009. Detection of organophosphate flame retardants in furniture foam and U.S. house dust. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7490–7495.
- Stapleton, H.M., Eagle, S., Sjödin, A., Webster, T.F., 2012. Serum PBDEs in a North Carolina toddler cohort: associations with handwipes, house dust, and socioeconomic variables. *Environ. Health Perspect.* 120, 1049–1054.
- Strandman, T., Koistinen, J., Vartiainen, T., 2000. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) in placenta and human milk. *Organohalogen Compd.* 47, 61–4.

- Stuart, H., Ibarra, C., Abdallah, M.A.E., Boon, R., Neels, H., Covaci, A., 2008. Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure. *Environ. Int.* 34, 1170–1175.
- Tadeo, J.L., Sanchez-Brunete, C., Miguel, E., 2009. Determination of polybrominated diphenyl ethers in human hair by gas chromatography-mass spectrometry. *Talanta* 78, 138e143.
- Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Ishikawa, Y., Sunami, M., Sakai, S., 2009. Flame retardants in indoor dust and air of a hotel in Japan. *Environ. Int.* 35, 688–693.
- Talsness, C.E., 2008. Overview of toxicological aspects of polybrominated diphenylethers: a flame retardant additive in several consumer products. *Environ. Res.* 108, 158–67.
- Tan, J., Cheng, S.M., Loganath, A., Chong, Y.S., Obbard, J.P., 2007. Polybrominated diphenylethers in house dust in Singapore. *Chemosphere* 66, 985–92.
- Tang, L., Lei, B., Xu, G., Ma, J., Lei, J.Q., Jin, S.Q., Hu, G.Y., Wu, M.H., 2013. Polybrominated diphenyl ethers in human hair from the college environment: Comparison with indoor dust. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 91, 377–381.
- Tao, F., Abdallah, M.A.E., Harrad, S., 2016. Emerging and legacy flame retardants in UK indoor air and dust: evidence for replacement of PBDEs by emerging flame retardants? *Environ. Sci. Technol.* 50, 13052–13061.
- Thomsen, C., Lundanes, E., Becher, G., 2002. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1414–1418.
- Toms, L.M., Hearn, L., Kennedy, K., Harden, F., Bartkow, M., Temme, C., Mueller, J.F., 2009a. Concentrations of polybrominated diphenylethers (PBDEs) in matched samples of human milk, dust and indoor air. *Environ. Int.* 35, 864–869.
- Toms, L.M., Sjödin, A., Harden, F., Hobson, P., Jones, R., Edenfield, E., Mueller, J.F., 2009b. Serum polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels are higher in children (2–5 years of age) than in infants and adults. *Environ. Health Perspect.* 117, 1461–1465.
- Toms, L.M.L., Mazaheri, M., Brommer, S., Clifford, S., Drage, D., Mueller, J.F., Thai, P., Harrad, S., Morawska, L., Harden, F.A., 2015. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in dust from primary schools in South East Queensland, Australia. *Environ. Research* 142, 135–140.
- UNEP, 2009. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (as amended 2009). Secretariat of the Stockholm Convention, Stockholm, Sweden.
- UNEP, 2010. Technical review of the implications of recycling commercial penta and octabromodiphenyl ethers. *Unep/Pops/Poprc.6/2 1.* 2010, August 201, 3–41.
- UNEP, 2013. An amendment to Annex A adopted by the Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants at its sixth meeting. SC-6/13. Secretariat of the Stockholm Convention, Stockholm, Sweden.
- UNEP, 2015. POPRC-11/1: Decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE). In: UNEP (Ed.). Secretariat of the Stockholm Convention, Rome, Italy.

UNEP, 2017. COP-8/32: Report on the Conference of Parties to the Stockholm Convention on persistent Organic Pollutants on the works of its eighth meeting. In: UNEP (Ed.). United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland.

UNEP, 2020a. Register of Specific Exemptions: Hexabromocyclododecane [Online]. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Châtelaine, Switzerland. Available: <http://chm.pops.int/Implementation/Exemptions/SpecificExemptions/HexabromocyclododecaneRoSE/tabid/5034/Default.aspx>.

UNEP, 2020b. Register of Specific Exemptions: Hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether [Online]. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Châtelaine, Switzerland. Available: <http://chm.pops.int/Implementation/Exemptions/SpecificExemptions/HexaBDEHeptaBDERoSE/tabid/5035/Default.aspx>

UNEP, 2020c. Register of Specific Exemptions: Tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenylether [Online]. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Châtelaine, Switzerland. Available: <http://chm.pops.int/Implementation/Exemptions/SpecificExemptions/TetraBDEandPentaBDERoSE/tabid/5039/Default.aspx>.

US HSN (Healthy School Network, Inc.), 2007. Guide to PBDE: toxic flame retardant what women, children and school personnel need to know. Healthy School Network, Inc. [Available online at www.healthyschools.org].

Venier, M., Audy, O., Vojta, Š., Bečanová, J., Romanak, K., Melymuk, L., Krátká, M., Kukučka, P., Okeme, J., Saini, A., Diamond, M. L., Klanova, J., 2016. Brominated flame retardants in the indoor environment Comparative study of indoor contamination from three countries. *Environ. Int.* 94, 150–160.

Vonderheide, A. P., Mueller, K. E., Meija, J., Welsh, G. L., 2008. Polybrominated diphenyl ethers: Causes for concern and knowledge gaps regarding environmental distribution, fate and toxicity. *Sci. Total Environ.* 400, 425–436.

Ward, M.H., Colt, J.S., Deziel, N.C., Whitehead, T.P., Reynolds, P., Gunier, R.B., Nishioka, M., Dahl, G.V., Rappaport, S.M., Buffler, P.A., Metayer, C., 2014. Residential levels of polybrominated diphenylethers and risk of childhood acute lymphoblastic leukemia in California. *Environ. Health Perspect.* 122, 1110–1116.

Wang, B.L., Pang, S.T., Zhang, X.L., Li, X.L., Sun, Y.G., Lu, X.M., Zhang, Q., 2015. Levels of polybrominated diphenylethers in settled house dust from urban dwellings with resident preschool-aged children in Nanjing, China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 68, 9–19.

Wang, S., Romanak, K.A., Hendryx, M., Salamova, A., Venier, M., 2019. Association between thyroid function and exposures to brominated and organophosphate flame retardants in rural central appalachia. *Environ. Sci. Technol.* 54, 325–334.

Webster, T., Vieira, V., Schecter, A., 2005. Estimating human exposure to PBDE via air, food, and dust using Monte Carlo methods. *Organohalogen Compd.* 67, 505–508.

Weil, E., Levchik, S., 2009. Polystyrenes and Thermoplastic Styrene Copolymers. In *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications*; Hanser Publishers: Munich, 35–57.

- Wemken, N., Drage, D.S., Abdallah, M.A.E., Harrad, S., C., M.A., 2019. Concentrations of Brominated Flame Retardants in Indoor Air and Dust from Ireland Reveal Elevated Exposure to Decabromodiphenyl Ethane. *Environ. Sci. Technol.* 53, 9826-9836.
- WHO (World Health Organization), 1998. Flame retardants: tris(chloropropyl) phosphate and tris(2-chloroethyl) phosphate. In: *Environmental Health Criteria*, vol. 209, p. 1998. Geneva, Switzerland.
- Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M., Jones, K.C., 2004. Passive sampling survey of polybrominated diphenylether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implication for sources and exposure. *Environ. Sci. Technol.* 38, 5312-5318.
- Wilford, B.H., Shoeib, M., Harner, T., Zhu, J., Jones, K.C., 2005. Polybrominated diphenylethers in indoor dust in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7027-35.
- Wu, N., Herrmann, T., Paepke, O., Tickner, J., Hale, R., Harvey, E., La Guardia, M., McClean, M.D. and Webster, T.F., 2007. Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations, *Environ. Sci. Technol.* 41, 1584-1589.
- Wu., J.P., Luo, X.J., Zhang, Y., Chen, S.J., Mai, B.X., Guan, Y.T., Yang, Z.Y., 2009. Residues of polybrominated diphenyl ethers in frogs (*Rana limnocharis*) from a contaminated site, South China: tissue distribution, biomagnification, and maternal transfer. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5212-5217.
- Wu, Q., Baek, S.Y., Fang, M., Chang, Y.S., 2010. Distribution and fate of polybrominated diphenyl ethers in indoor environments of elementary schools. *Indoor Air* 20, 263-270.
- Zhu, N.Z., Qi, H., Zhang, F., Ma, W.L., Liu, L.Y., Li, Y.F., 2013. Concentration, Sources and Human Exposure of Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Dust in Heilongjiang Province, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 91, 640-644.
- Zota, A.R., Rudel, R.A., Morello-Frosch, R.A., Brody, J.G., 2008. Elevated house dust and serum concentrations of PBDEs in California: unintended consequences of furniture flammability standards? *Environ. Sci. Technol.* 42, 8158-8164.

ORGANOFOSFAT ESTERLER

MİHRİBAN CİVAN⁶

Giriş

Organofosfat esterler (OPE'ler) ticari kullanım amacı ile üretilen fosforik asit türevleridir. Organofosfat esterler, farklı kimyasal yapılarına ve işlevlerine göre üç ana gruba ayrılmaktadır: (1) halojenli alkil-OPE'ler: tri(2-kloroetil) fosfat (TCEP), tri(1-kloro-2-propil) fosfat (TCIPP) gibi; (2) halojen bulunmayan alkil-OPE'ler: tri-2-butoksietil fosfat (TBEP), tri(2-etilheksil) fosfat (TEHP), gibi ve (3) aril-OPE'ler: tri fenil fosfat (TPP) gibi. Bu farklı fonksiyonel gruplar, organofosfat esterlerin k_{ow} buhar basıncı, polarite, uçuculuk ve çözünürlük gibi önemli fizikokimyasal özelliklerinde farklılıklara sebep olmaktadır (Reemtsma vd., 2008). Klorlu organofosfat esterleri çoğunlukla yangın geciktiriciler olarak poliüretan süngerler, plastikler, tekstil, mobilya, elektronik ve yapı malzemeleri gibi çeşitli ticari ürünlerde kullanılırken kloruz olanlar plastiğin esnekliğini, dayanıklılığını arttırmak, endüstriyel işlemlerde solventlerin köpük oluşumunu engellemek için veya katkı maddesi olarak ürünlere eklenmektedir (Van der Veen vd., 2012; Wei vd, 2015). Bazı organofosfat esterler ayrıca hidrolik yağ, oje ve zemin cilalarında katkı maddesi olarak kullanılmaktadır (Marklund vd., 2003). Tri-(1,3-dikloro-2-propil) fosfat (TDCIPP) ve trifenil fosfat (TPHP) gibi bazı halojenli organofosfat esterleri, Ekonomik İşbirliği ve Kalkınma Örgütü (OECD) ülkeleri tarafından yılda >1.000 metrik ton üretilen veya ithal edilen kimyasallar olarak sınıflandırılan "Yüksek Üretim Hacimli Kimyasallar" listesinde yer almaktadır (Van der Veen vd., 2012).

Bu kirleticilerin üretim hacimleri tam olarak bilinmese de PBDE ve HBCDD gibi alev geciktiricilerin dünya çapında kademeli olarak yasaklanması ve üretiminin durdurulmasının ardından, son 10 yılda üretim hacimlerinin ciddi bir şekilde arttığı tahmin edilmektedir (Tan vd., 2018). Örneğin 2008'de küresel ölçekte kullanılan yangın geciktirici kimyasalların %11'lik bölümünü organofosfat esterleri oluştururken bu durum 2017 yılında artmış ve üretilen toplam 2 milyon ton alev geciktirici kimyasalların %30'unu oluşturmuştur (McWilliams, 2018; Gao vd. 2015). Dünya çapında 201'i Çin'de olmak üzere toplam 367 fabrikada alev geciktirici organofosfat esterleri üretimi yapılmaktadır. Çin dışında kalan 166 fabrikanın yarısından fazlası Amerika Birleşik Devletleri (ABD), Almanya ve İtalya'da bulunmaktadır (Huang vd., 2022). En çok üretim yapan Çin'de üretim miktarlarının her yıl %15'lik bir artış olması beklenmektedir (Liu vd., 2016). Bu mevcut durum organofosfat esterlerin fizikokimyasal özelliklerini de göz önüne aldığımızda ilerleyen zamanlarda daha ciddi maruziyetlere yol açacağını göstermektedir.

Katkı maddesi olarak kullanılan organofosfat esterleri polimerik malzemeyle kovalent olarak bağlanmadıklarından dolayı buharlaşma, sızma ve aşınma yoluyla ürünlerden, hava, su ortamlarına kolayca geçebilirler ve temas ile toza doğrudan transfer olabilirler (Vykoukalová vd., 2017). Bu nedenle, bu kirleticiler sedimentte (Cao vd, 2012), yüzey ve yeraltı suyu gibi abiyotik ortamlarda (Venier vd, 2014), uzak yerler dahil dış ortam havasında (Salamova vd, 2016), iç ortam havasında ve tozunda (Marklund vd, 2005; Van der Veen ve de Boer, 2012; Dodson vd, 2012) tespit edilmişlerdir. Ayrıca biyotada (Van der Veen ve de Boer, 2012) ve anne sütünde (Sundkvist vd, 2010) bulunmaları bu bileşiklerin besin zincirine katılarak biyolojik olarak birikebileceğini göstermektedir (Greaves vd, 2016). Organofosfat esterler gıda, içme suyu ve çevre-

6 Doç.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Kocaeli Üniversitesi. e-posta: mihriban.civan@kocaeli.edu.tr

sel matrislerde bulunmasından dolayı dermal temas, toz alım ve havanın solunması gibi maruz kalma yollarıyla insan sağlığına potansiyel bir tehdit haline gelmektedir. Organofosfat esterlerin sebep olduğu risklerin belirlenmesi üzerine yapılan toksikolojik ve epidemiyolojik çalışmalar sınırlı sayıda olmasına rağmen bazılarının mutajenik, kanserojenik ve nörotoksik olduğu ve ayrıca gelişimsel ve üreme sistemine olumsuz etkilediği bildirilmiştir (Behl vd, 2015).

İç Ortam Kaynakları

Organofosfat esterlerinin iç ortamda bulunan malzemelerde yaygın olarak kullanılması ve iç mekanlarda dış mekanlardan daha yüksek ölçülmesi, bu kirleticilerin ana kaynaklarının iç ortamda bulunduğu bir göstergesidir (Staaf ve Oestman, 2005). Bu kirleticilerin iç mekan kirleticileri olarak her yerde bulunmalarından dolayı iç ortam havasında ve toz matrislerinde yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmektedir (Wensing vd, 2005).

Organofosfat esterleri kimyasal özelliklerine ve alt gruplarına göre plastik, mobilya, tekstil, elektronik, inşaat, araç ve petrol endüstrileri gibi çok geniş alanlarda kullanıldığından çoğu endüstriyel ürünlerde bulunan bu kirleticiler okul iç ortamlarına da doğrudan salınmakta ya da aşınma ile iç ortam havası/tozuna absorblanarak maruziyetlere sebep olmaktadır (Dou ve Wang, 2023; Wei vd, 2015). Bunlar arasında TCEP, TCiPP ve TDCiPP gibi klorlu organofosfat esterleri alev geciktirici olarak tekstil, elektronik ürünler, mobilya döşeme süngerleri ve inşaat malzemelerine eklenmektedirler (Chen vd, 2019). Klor içermeyen organofosfat esterlerin alt grubu olan alkil-ve aril- organofosfat esterler ise plastiğe esneklik, dayanıklılık vermek, köpüklenmeyi engellemek ve endüstriyel yağların kayganlığı arttırmak, aşınmayı önlemek için katkı maddesi olarak kullanılmaktadır (Greaves ve Letcher, 2017; Apostoluk ve Robak, 2005). Örneğin, tributil fosfat (TnBP) hidrolik yağ üretiminde önemli bir katkı maddesi, metal kompleksleri için ekstraktant, beton için köpük önleyici madde ve üstübeç macunlarına katkı maddesi olarak kullanılmaktadır (Bekele vd, 2021; Wei vd, 2015; Wu vd, 2016). Tri(2-butoksietil) fosfat (TBOEP) ise zemin cilalama maddelerinde ve düşük sıcaklık özelliğinden dolayı sentetik kauçuk, selüloz ve polivinil alkol için yangın geciktirici ve plastikleştirici olarak kullanılmaktadır (Van den Eede vd, 2015).

Okullarda İç Ortam Seviyeleri

Ortam Havasında Yapılan Çalışmalar

Organofosfat ester kirleticisinin kaynağı iç ortam olmasından dolayı ev, ofis gibi iç ortamlarda seviyelerinin belirlenmesine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Ancak çocukların zamanlarının büyük bir bölümünü geçirdikleri okul, kreş ve anaokulu iç ortam havasında organofosfat ester seviyelerinin belirlendiği çalışmalar oldukça sınırlıdır. Bu çalışmalar daha çok Avrupa ülkelerinde yapılmıştır. Bunun dışında ABD'de bir ve Çin'deki okullarda yapılmış iki çalışma vardır. Okul iç havasında yapılan çalışmalar Tablo 2.16'da verilmektedir. 1997 yılında İsveç'deki kreş ve okul iç ortam havasında gerçekleştirilen çalışmada ortalama toplam organofosfat ester konsantrasyonları 183 ve 170 ng/m³ ölçülmüş olup yapılan çalışmalar arasında en yüksek konsantrasyona sahiptir (Carlsson vd., 1997). Daha sonra Almanya/Berlin'de kreş iç ortam havasında (164 ng/m³) (Fromme vd., 2014) yüksek konsantrasyonlar tespit edilmişken Almanya'nın farklı bir şehrinde (Rina) kreşlerde (1,65 ng/m³) ve okullarda (2,5 ng/m³) (Zhou vd., 2017a) düşük seviyeler-

de ölçülmüştür. Yüksek seviyede toplam organofosfat ester konsantrasyonu ölçülen değerler ile düşük seviyede ölçülen değerler arasındaki fark 100 kata kadar çıkmaktadır. İç ortamda bulunan mobilya, yapı malzemeleri, elektronik ekipman gibi malzemelerin üretim süreçleri sırasında eklenen katkı maddelerinin miktarlarının yanı sıra bu malzemelerin miktarı, kütlesi ve yüzey alanı organofosfat ester izomerlerin konsantrasyon seviyeleri ve profillerinde farklılıklara sebep olmaktadır (Carlsson vd., 1997). İç havada ölçülen organofosfat esterlerin arasında en yüksek TCIPP izomeri Çin/Guangzhou'deki okullarda (28 ng/m^3) (Hu vd., 2011), Pekin'deki okullarda ($8,25 \text{ ng/m}^3$) (Wang vd., 2019), Almanya/Rina'daki okul ve kreşlerde (17 ve 7 ng/m^3) (Zhou vd., 2017a) ölçülmüştür.

Tablo 2.16. Okul, anaokulu ve kreş iç ortam havasında ölçülen ortalama organofosfat ester konsantrasyonları (ng/m^3)

Şehir/Ülke	İç Ortam	Örnekleme	n	TEP	TnBP	TIBP	TPrP	TBOEP	TEHP	TCEP	TCIPP	TDCIPP	TPHP	EHDPP	TMPP	
ASYA																
Guangzhou/ Çin	Okul	PUF	3		12,6	2,64			1,35	11,4	28,5	0,7		0,15		Hu vd., 2019
Pekin/Çin				-	0,74		0,03	0,15	0,15	1,97	8,25	0,14	0,77	0,26	-	Wang vd., 2019
AVRUPA																
Stokholm, İsveç	Kreş	Aktif	10	1,7		7,2			nd	25	8,4	nd				Bergh vd., 2011
İsveç	Kreş	Aktif PUF	3		38	26		2,4	10	107						Carlsson vd., 1997
İsveç	Okul	Aktif PUF	1		13	7,6		5,9	ND	144						Carlsson vd., 1997
Oslo, Norveç	Classrooms	Aktif	6	-	3,09		-	18,6	-	6,99	12,1	0,067	0,079	0,98	<RL	Cequier vd., 2014
Berlin/ Almanya	Kreş		63	-	4		-	154	-	2,2	4,1	-	-	-	-	Fromme vd., 2014
Rina/ Almanya	okul	Aktif PUF	12	2,5	4,25	12,8			0,06	0,52	17,5	2,99				Zhou vd., 2017a
	kreş	Aktif PUF	6	1,65	3,39	9,29			2,38	2,65	7,01	3,53				
AMERİKA																
Washington, ABD	Kreş		14		18					6,4	20	1,2	0,69	2,9	0,095	Stubbings vd., 2018

TCEP, TCIPP, ve TDCIPP gibi buhar basıncı diğer organofosfat esterlere göre yüksek olan izomerlerin iç ortamda daha çok gaz fazında olması beklenmektedir (Okeme vd., 2018). Benzer şekilde TCEP izomeri İsveç/Stockholm'da kreş iç havasında (25 ng/m^3) (Bergh vd., 2011) en baskın izomer olarak bildirilmiştir. Ancak daha çok toz fazında yüksek konsantrasyonda tespit edilen TBOEP izomeri Norveç/Oslo'da okul iç havasında (19 ng/m^3) (Cequier vd., 2014) en baskın kirleticidir.

Okul iç ortam havası organofosfat ester seviyeleri farklı mikroçevre iç ortam havaları ile kıyaslandığında İsviçre’de kreşlerde ölçülen TEHP konsantrasyonu ofislerden yaklaşık 20 kat daha yüksek seviyelerde bulunmuştur (Carlsson vd., 1997). Fakat Çin/ Guangzhou ve İspanya/ Barcelona’da örnekleme yapılan ilkökul ve kreşlerde gaz ve partikül fazda toplam organofosfat ester seviyelerinin (65 ng/m^3 ve 11 ng/m^3) ev konsantrasyonlarından (125 ng/m^3 ve 74 ng/m^3) daha düşük seviyede ölçülmüş ve bunun sebebinin bu okul ve kreşlerde daha az sayıda organofosfat ester katkılı sandalye süngerleri, tebeşirli tahta, ahşap malzemelerin kullanılmış olabileceği belirtilmiştir (Hu vd, 2019).

Çöken Tozda Yapılan Çalışmalar

Toz, diğer kalıcı organik kirleticiler gibi organofosfat esterler için de önemli bir maruziyet yoludur (Yao et al., 2021). Farklı ülkelerde okul, anaokulu ve kreşlerde iç ortam tozunda ölçülen organofosfat ester seviyeleri Tablo 2.17’de sunulmaktadır. Tozdaki organofosfat esterler üzerine mevcut araştırmalar Avrupa, Amerika ve Asya ülkelerinde yoğunlaşmaktadır. Ancak toz örneklemeğinde sadece organofosfat ester ölçümleri için değil diğer KOK kirleticiler için de ölçülen konsantrasyonlar, tozun türü (zemin tozu, malzemeler üzerinden), toz alma yöntemi (peçete, faraş ile süpürülerek veya toz torbalı elektrik süpürgesi), analiz edilen tozun çapı, örnekleme mevsimi, tozun temas ettiği yüzeyin cinsi ve süresi ile doğrudan ilişkilidir (Bi vd., 2021; Wang vd, 2013; Wei vd, 2009). Bu durum toz örneklerinin farklı ülkelerde yapılan farklı çalışmaların birbiri ile kıyaslamasını zorlaştırmaktadır. Bu sebeple bazı derleme makaleler, farklı ülkelerde ölçülen organofosfat ester seviyelerini kıyaslamak yerine farklı mikro çevrelerde ölçüm yapmış çalışmaları kendi içinde kıyaslamışlardır. Örneğin İsveç (Bergh vd., 2011), Brezilya (Cristale vd., 2018) ve Japonya’daki (Mizouchi vd., 2015) okul ve kreşlerden toplanan tozda toplam organofosfat ester seviyeleri (1600 , 560 ve $300 \text{ } \mu\text{g/g}$), ev tozundakilerden (sırasıyla 21 , 26.4 ve $97 \text{ } \mu\text{g/g}$) 1-2 kat daha yüksek konsantrasyonlar gözlemlenmiştir. Kreş tozundaki ortalama toplam organofosfat ester konsantrasyonu $69 \text{ } \mu\text{g/g}$ olarak ölçülmüştür (Zhou vd., 2017b). İsveç, Brezilya, Japonya ve Almanya’da örnekleme yapılan kreş ve okul tozlarında TBOEP, TCEP ve TCIPP esterlerin evlerdekilere göre daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu tespit edilmiştir (Bergh vd., 2011; Cristale vd., 2018; Mizouchi vd., 2015; Zhou vd, 2017b). İsveç, Japonya, Brezilya ve Almanya’da ilkökullar ve kreş tozlarında TBOEP konsantrasyonları sırası ile $256 \text{ } \mu\text{g/g}$, $270 \text{ } \mu\text{g/g}$, $551 \text{ } \mu\text{g/g}$ ve $225 \text{ } \mu\text{g/g}$ olarak ölçülmüştür (Giovanoulis vd., 2019; Mizouchi vd., 2015; Cristale vd., 2018; Fromme vd., 2014). Ayrıca düşük buhar basıncı nedeniyle TBOEP malzemelerden havaya yayılma oranı düşüken aşınma/temas yollarıyla toza adsorblanma miktarı yüksek olmaktadır (Lao vd., 2022). Bu durum TBOEP’nin zemin cilası/mumunda ve plastiklerde plastikleştirici olarak yaygın kullanımı nedeniyle incelenen alanlarda PVC zemin kaplamalarının varlığı ve temizleme sıklığı ile ilişkilendirilebilir (Cristale vd., 2018; Mizouchi vd., 2015; Marklund vd., 2003). İsveç ve Danimarka kreş tozlarında ölçülen ortalama TCEP ($6,7 \text{ } \mu\text{g/g}$ ve $16,2 \text{ } \mu\text{g/g}$), TCiPP (19 ve $5,6 \text{ } \mu\text{g/g}$) ve TDCiPP (17 ve $7,1 \text{ } \mu\text{g/g}$) konsantrasyonları ev tozundakilerden TCEP ($2,1$ ve $6,9 \text{ } \mu\text{g/g}$), TCiPP ($1,6$ ve $1,1 \text{ } \mu\text{g/g}$) ve TDCiPP (10 ve $7,1 \text{ } \mu\text{g/g}$) daha yüksek bulunmuştur

(Bergh vd, 2011 ve Langer vd., 2016). TCEP, TCiPP ve TDCiPP izomerleri yer minderleri, mobilya döşemeleri ve yastıklar gibi poliüretan sünger içeren ürünlerde bulunur (Langer vd, 2016; Stubbings vd., 2018). Bu bulgular, yangın geciktirici ürünlerin okullarda ve kreşlerde, evlerden daha fazla bulunduğunu veya okullarda daha sıkı yangın güvenliği düzenlemelerinin uygulandığını göstermektedir. Diğer çalışmalardan farklı olarak İngiltere’de ise 2-etilheksil difenil fosfat (EHDPP) ilkokul ve kreş tozlarında (29 µg/g) ev tozuna (1.6 µg/g) göre daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür (Brommer ve Harrad, 2015). Bu durum İngiltere’de incelenen ilkokullarda ve kreşlerde PVC, kauçuk, poliüretan süngerler ve boya gibi EHDPP içeren çok sayıda ürünün kullanıldığını göstermektedir (Environment Agency, 2009). Fakat, gaz fazı seviyelerine bakıldığında benzer şekilde Pekin/Çin ve Barselona/İspanya’da örnekleme yapılan ilkokul ve kreş tozundaki toplam organofosfat ester seviyelerinin (5,23 ve 4,45 µg/g) ev tozundakilerden (11.5 ve 10.1 µg/g) daha düşük olduğu bulunmuştur (Wu vd., 2016; Cristale vd., 2016). Bunun sebebinin bu okul ve kreşlerde organofosfat ester kaynağı olabilecek daha az sayıda poliüretan süngerler, karo zeminler, ahşap sandalye, masa ve tebeşir tahtaları kullanılmış olabileceği vurgulanmıştır.

Tablo 2.17. Okul, anaokulu ve kreş iç çöken tozdaölçülen ortalama organofosfat ester konsantrasyonları (µg/g)

Şehir/Ülke	İç Ortam Türü	Toz çapı (µm)	n	TEP	TnBP	TiBP	TPrP	TBOEP	TEHP	TCEP	TCIPP	TDCIPP	TPHP	EHDPP	TMPP	
ASYA																
Japonya	Okul	250	18		ND	ND	-	270	ND	0.5	0.63	0.74	2.2	0.4	6.8	Mizouchi vd., 2015
Pekin/Çin	Kreş	Floor dust	16	0.03	ND	ND	ND	0.45	-	1.99	0.49	0.27	0.531	-	0.13	Wu vd., 2016
AVRUPA																
Stokholm, İsveç	Kreş	peçete	10	0.2	1.2	0.7	-	87	0.1	30	3.1	9,1		-	-	Bergh vd., 2011
Stokholm, İsveç	Anaokulu	7000	100	-	-	-	-	64	-	ND	ND	2.1	1.2	-	-	Larsson vd., 2018
İsveç	Anaokulu	500	8	0.23	ND	-	ND	3.7±2.9	-	0.05	29	0.58	11	3	-	Persson vd., 2018
Stokholm, İsveç	Anaokulu	Selüloz filtre	20	-	0.055	0.03	-	256	0.4	35.2	1.66	2.79	0.54	1.77	0.98	Giovanoulis vd., 2019
Oslo, Norveç	Classrooms	Çöken toz	6		0.044	-	-	87.2	-	1.21	2.04	1.49	1.54	2.34	0.06	Cequier vd., 2014
Barselona, İspanya	Okul	500	4	-	0.045	0.04	-	-	0.07	0.14	2.15	0.17	0.60	0.77	0.03	Cristale vd., 2016
Barselona/İspanya	Lise	Both	6	-	-	-	-	9.32	0.85	0.41	-	1.22	3.01	1.95	0.08	Velazquez-Gomez vd., 2019
İspanya	Kreş	40	151	-	-	0.1	0.03	26.2	2.5	16.2	5.6	7.1	2	2.1	0.90	Bjornsdotter vd., 2018)
Almanya	Kreş		63	-	ND	ND	-	225	0.5	0.4	2.68	nd	0.5	1.1	-	Fromme vd., 2014
Almanya	Kreş	Floor dust	5	0.23	0.24	0.42	ND	60	ND	1.1	4	ND	1.2	-	ND	Zhou vd., 2017b
	Okul	Floor dust	7	0.39	0.66	0.76	ND	110	ND	1.6	5.7	7.4	1.5	-	ND	
İngiltere	İlkokul ve kreş	Floor dust	28	-	0.12	-	-	-	-	0.86	16	0.51	4.1	29	ND	Brommer ve Harrad, 2015
AMERİKA																
Washington, ABD	Kreş	500	14	-	0.68±0.14	-	-	-	-	0.87	1.	2.0	3.2	2.1	ND	Stubbings vd., 2018
California, ABD	Kreş	150	39	-	-	-	-	-	-	0.94±1.58	-	6.19±12.7	-	-	-	Bradman vd., 2014
Sao Paulo, Brezilya	Okul	250	5	-	0.0171	0.11	-	5,51	0.54	4.74)	0.39	0.397	2.21	5.15	-	Cristale vd., 2018

ND: Belirleme sınırı altı

Farklı ülkelerde okul, anaokulu ve kreşlerde yapılan çalışmalardan elde edilen konsantrasyonlar kıyaslandığında ise İsveç'teki kreşlerden alınan toz örneklerinde ortalama toplam organofosfat ester konsantrasyonu 1991 µg/g ölçülmüş olup yapılan çalışmalar arasında en yüksek konsantrasyona sahiptir (Bergh vd, 2011). Daha sonra Japon ilköğretim okulları (1018 µg/g) (Mizouchi vd, 2015) ve Almanya'daki okullarda (852 µg/g) (Zhou vd, 2017b) yüksek konsantrasyonlar tespit edilmişken Danimarka'daki kreşlerde (61,6 µg/g) (Langer vd, 2016) ve Çin'deki kreşlerde (9,3 µg/g) (Wu vd, 2016) düşük seviyelerde ölçülmüştür. Yüksek seviyede toplam organofosfat ester konsantrasyonu ölçülen değerler ile düşük seviyede ölçülen değerler arasında 2-3 kat fark vardır. Ölçülen organofosfat esterler arasında TBOEP konsantrasyonları İsveç'te kreş (1900 µg/g) (Bergh vd, 2011), Japonya'da okul (ortalama: 980 µg/g) (Mizouchi vd., 2015), Brezilya'da okul (ortalama: 551 µg/g) (Cristale vd, 2018), Almanya'daki kreş (706 µg/g) (Fromme vd, 2014) ve ayrıca Almanya'nın Ren kentinde ilkokul (810 µg/g) ve kreşlerde (240 µg/g) (Zhou vd, 2017b) yüksek seviyede ölçülmüştür. TBOEP kauçuk zemin cilası ve plastikleştirici olarak yaygın olarak kullanılmaktadır (Mizouchi vd, 2015; Van der Veen ve De Boer, 2012; Wei vd, 2015).

Türkiye'de ise okul kreşlerde gaz veya toz fazında organofosfat ester konsantrasyonlarının ölçüldüğü bir çalışma mevcut değildir. Yukarıda mikro çevrelerde yapılan kıyaslamada ev tozlarından bahsedildiği için ülkemizde ev tozlarından yapılmış bir çalışma verileri dahil edilmiştir. İstanbul'da 39 evden toz örnekleri toplanmış ve toplam halojeniz organofosfat esterlerin ortalaması 1.775 ng/g, klorlu organofosfat esterlerin ortalaması 2.588 ve bromlu organofosfat esterlerin ortalaması 4.689 ng/g ölçülmüştür. Toplam organofosfat ester konsantrasyonlarının Venkuver/Kanada'dan alınan ev tozu konsantrasyonlarından yaklaşık 17 kat, Kahire /Mısır'dan 6 kat daha düşük bulunmuştur (Shoeib vd., 2019). Ülkelerin bina özelliklerindeki (örneğin yalıtım, halı ve havalandırma) ve yangın yönetmeliklerindeki farklılıkla iç ortamlarda farklı seviyelerde organofosfat ester konsantrasyonlarına sebep olabilmektedir.

Sağlık Etkileri

Okullarda çocukların fiziksel güvenliğinin sağlanması kadar kimyasalların maruziyetlerinden de korunması gerekmektedir. Hem okul öncesi hem okul dönemi eğitimde çocuklar gün boyunca masa, sandalyeye, mobilyalara, oyuncaklara ve eğitim gereçlerine (örneğin kağıtlar, kurşun kalemler, kalemler, ipik, tekstiller, yapıştırıcılar ve boyalar vb.), mutfak gereçlerine ve gıda paketi gibi çeşitli ürünlere, ayrıca sabunlar ve dezenfektanlar gibi kozmetik ve kimyasal ürünlere temas etmektedirler. Çocukların sık sık ellerini veya ellerinde olan malzemeleri ağızlarına götürmeleri, daha gelişimlerini tamamlamadıkları ve düşük ağırlıklarından dolayı hem toz hem de gaz fazında bulunan kirleticilere yüksek miktarda maruz kalırlar (Larsson vd., 2018). Bu da kimyasal maruziyetinden kaynaklanan toksisiteye karşı hassasiyetlerinin artmasına neden olur.

Son zamanlarda artan sayıda toksikolojik ve epidemiyolojik çalışma, organofosfat esterlerin insanlar ve organizmalar üzerinde olumsuz etkileri olabileceğini bildirmiştir. Örneğin TCEP, TCIPP TDCIPP gibi klorlu organofosfat esterler nörotoksik ve kanserojen olduğu kanıtlanmıştır (Van der Veen ve de Boer, 2012; WHO, 1998). TDCIPP ve TCIPP ayrıca tiroid hormonu ve östrojen bozulması ile ilişkilendirilmiştir (Zhang vd., 2016 ve 2014). Tri-n-butil fosfat (TnBP), tiroid hormonlarını bozabileceği rapor edilmiştir (Zhang vd., 2016). TPHP'in östrojenik etkileri ve potansiyel gelişimsel ve nörotoksik etkilerini indüklediği belgelenmiştir (Behl vd, 2015; Zhang vd, 2014). EHDPP, resorsinol bis(difenil fosfat) (RDP) ve kresil difenil fosfat (CDPP) gibi çeşitli aril-

organofosfat esterler ise DNA hasarına ve mitokondriyal bozulmaya neden olabileceği rapor edilmiştir (Yuan vd., 2019). Ayrıca, çeşitli epidemiyolojik çalışmalarda, tozdaki TnBP ile astım ve alerjik rinit prevalansını ilişkilendirilmiştir (Araki vd., 2014). Bunun yanında tozdaki TPHP, erkeklerde artan prolaktin seviyeleri ve azalmış sperm kalitesi ile ilişkilendirilmiştir (Meeker ve Stapleton, 2010; Hou vd., 2021). Ancak mevcut çalışmalarda iç ortam tozu ve havasında ölçülen organofosfat esterlerin tüm yaş grupları için düşük seviyede olsa risk oluşturabileceği belirtilmiştir (Lao vd., 2022).

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Sınıflarda iç ortam hava kalitesini arttırmak için organofosfat ester konsantrasyonlarının kontrol altında tutulmasına yönelik önerilen ulusal ve uluslararası düzeyde limit değer veya kılavuz bulunmamaktadır. Sadece Almanya Federal Çevre Ajansı, TCEP için mevcut verilere dayanarak iç mekan havasında $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lük bir sınır değeri önermiş ve diğer organofosfatların risk değerlendirme verilerinin yetersiz olması ve TCEP, TCPP, TBP, TBEP, TEHP ve TPP izomerlerinde toksik, kalıcı ve vücutta biyobirikime sebep olmaları nedeniyle bu sınır değeri toplam organofosfat esterler için genişletmiştir (UBA 2008; Zhou vd., 2017a).

Bunun dışında 1977 yılından önce, çocuk pijamalarında yangın geciktirici olarak TDCIPP kullanımının mutajenik etkileri olduğu tespit edildikten sonra bu ürünlerde üreticiler tarafından gönüllü olarak kullanmayı bırakmışlardır (Blum ve Ames, 1977; Gold v.d., 1978). Son zamanlarda, TDCIPP izomeri Kaliforniya Eyaleti Çevre Koruma Ajansı tarafından kanserojen olarak listelenmiştir. Ayrıca TCEP'in kalıcılığı, kanserojen ve mutajenik özellikleri nedeniyle bazı ABD eyaletlerinde ve Avrupa bölgelerinde kademeli olarak TCIPP ile değiştirilmiştir (Quednow ve Püttmann 2009; Zhao vd., 2020). TCEP, 3 yaşına kadar olan çocuklar için oyuncaklarda, ağız ve ağız içi kullanıma yönelik oyuncaklarda $5 \text{mg}/\text{kg}$ 'dan daha yüksek konsantrasyonlarda kullanımı sınırlandırılmıştır (Oyuncak Güvenliği Direktifi, 2009/48/EC).

Organofosfat ester izomerleri Stockholm Sözleşmesi'nde öncelikli kirleticiler olarak listelenmesine rağmen günümüzde organofosfat ester izomerleri mobilya süngerlerinden bebek ürünlerine kadar yaygın olarak kullanıldığından iç ortamlarda yüksek konsantrasyonda tespit edilmektedir (Blum, 2019; Stapleton vd., 2011). Organofosfat esterlerin PBDE'ler yerine kullanılması ve her yıl üretiminin artarak devam etmesi fizikokimyasal özelliklerini de göz önüne alındığında ilerleyen zamanlarda daha ciddi maruziyetlere yol açacağını göstermektedir.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Ülkemizde okullar da dahil bütün binalarda yangın tehlikelerini önlemek için bina tasarımının yanında bina yapım malzemelerinde yangına dirençli olma zorunluluğu vardır (Resmi Gazete 26735, 2007). Bu durum da yangın geciktiren kimyasalların iç ortamda birikmesine neden olmaktadır. Yetişkinlerle karşılaştırıldığında küçük çocukların hala gelişme aşamasında ve vücut ağırlıklarının daha düşük olması, sık sık ellerini veya elindeki kalem, silgi gibi malzemeleri ağızlarına götürme alışkanlıkları sebebi ile bu kimyasallara maruz kalma oranları daha yüksektir. Bu sebeple okullarda iç ortam hava kalitesinin iyileştirilmesi; toplumun büyük bir kısmını oluşturan çocukların sağlığının korunmasına önemli bir katkı sağlayacaktır.

Organofosfat esterler insanlar ve organizmalar üzerinde etkilerini araştıran toksikolojik ve epidemiyolojik çalışmalar her ne kadar bu kirleticilerin olumsuz etkilerin olabileceği rapor etmiş olsa da herhangi bir önlem planı oluşturmak için bu çalışmalar yeterli değildir. Bu sebeple öncelikle bu kirleticilerin olumsuz sağlık risklerinin kanıtlandığı çalışmaların artması gerekmektedir. Ayrıca okul iç ortam havası organofosfat ester seviyelerinin değerlendirilmesi için yapılan çalışmalarda oldukça az sayıdadır. İç ortam sınır değerlerinin düzenlenmesi için gerekli olan organofosfat ester iç ortam seviyeleri ve maruziyetinden dolayı sebep olduğu sağlık riskleri ile ilgili çalışmaların artması gerekmektedir. Ancak yapılacak çalışmalardan uluslararası düzeyde kıyaslanabilir veriler elde edebilmek üzere örnekleme yöntemi için standart prosedürler oluşturulmalıdır. Örneğin yukarıda da bahsedildiği gibi toz yaşı ve partikül boyutu yapılan çalışmalarda kıyaslanabilir sonuçlar elde edilmesini zorlaştırmaktadır. Bununla birlikte ölçümlerin çoğu bir yıldan daha kısa bir süre içinde gerçekleştirilmiş ve anlık seviyeleri tespit etmektedir. Okul iç ortam seviyelerinin tam olarak ortaya koyulması için uzun süreli çalışmaların yapılması gerekmektedir. Sonuç olarak okullarda iç ortamda organofosfat ester seviyelerini sınırlandırmak için limit değer önerilecek derecede veri setleri oluşmamıştır. Bu sebeple öncelikle örnekleme yöntemi ve partikül boyutu standardize edilmelidir. Daha sonra ulusal ölçekte farklı iklimsel, sosyal ve kültürel bölgelerdeki okul binalarının özelliklerini analiz etmek ve organofosfat ester seviyelerini belirlemek için uzun süreli araştırmalara ihtiyaç vardır. Bu sayede Türkiye için gerçek durum ortaya konulmuş olacaktır. Mevcut durum incelendikten sonra organofosfat esterler için sınır değerlerin belirlenip belirlenmeyeceğine karar verilmelidir. Bu sebeple mevcut veriler ile organofosfat esterler için okul iç ortamlarında sınır değer önerilmemiştir.

İç ortam kirlilik seviyelerini artmasına sebep olan ürünlere ilave edilen organofosfat esterlerin miktarları ulusal/uluslararası yönetmeliklerle sınırlandırılmalıdır. Mevcut durumda önlemler alabilmek için tüketim malzemelerine eklenen bu tarz kalıcı organik kirleticilerin okullarda bulunduğu bilgisayar sınıfı ve anaokulu gibi bölümlerin daha dikkatli ele alınması gerekmektedir. Ayrıca Ar-Ge çalışmaları ile alev geciktirici organofosfat ester kimyasalları eklemeyen elektronik ekipmanları, mobilya döşemeleri, inşaat malzemeleri ve tüketici ürünlerinde alev alma riskini azaltmaya yönelik yenilikçi yollar geliştirerek daha sağlıklı, biyobirikime sebep olmayacak ve daha güvenli ürünlerin geliştirilmesi üzerinde çalışılmalıdır.

Yeşil bina sertifikasyon kontrol listesinde kullanılan malzemelerde 8 öncelikli organofosfat esterlerin ağırlıkça oranı için çalışmalar sürmektedir. Bunun yanında ortam havasında BTEX ölçümleri gibi organofosfat ester seviyeleri de sertifikasyon değerlendirme kriterlerine dahil edilmelidir.

Mevcut durumda bir sınır değer önerilememektedir ancak bazı pratik uygulamaların iç ortam düzeylerini mümkün olduğunca düşük tutmakta faydalı olabileceği düşünülmektedir. Okul iç mekanda organofosfat ester kaynağı olabilecek malzemelerin sayıları düşürülmeli veya organofosfat ester katkı maddesi olmayan doğal ürünler kullanılmalıdır. Sınıfların haftada bir sıklıkta süpürülmesi seyrek süpürme durumuna kıyasla maruziyeti 2-4 kat azaltmaktadır. Bu durum hem toz miktarı hem de tozun malzeme ile temas süresi organofosfat ester seviyelerini etkilediği için sınıfların sık süpürmeleri ve eşyaların tozlarının alınması çocuklarda toz kaynaklı organofosfat ester maruziyet seviyelerini etkili bir şekilde düşürecektir. Bu sebeple sınıflar haftada en az 1 defa elektrikli süpürge ile süpürülmeli ve malzemelerin tozları alınmalıdır.

Kaynaklar

- Apostoluk, W., Robak, W., 2005. Analysis of liquid-liquid distribution constants of organophosphorus based extractants. *Anal. Chim. Acta* 548, 116–133.
- Araki, A., Saito, I., Kanazawa, A., Morimoto, K., Nakayama, K., Shibata, E., Tanaka, M., Takigawa, T., Yoshimura, T., Chikara, H., Saijo, Y., 2014. Phosphorus flame retardants in indoor dust and their relation to asthma and allergies of inhabitants. *Indoor air*, 24(1), 3-15.
- Behl, M., Hsieh, J.-H., Shafer, T.J., Mundy, W.R., Rice, J.R., Boyd, W.A., Freedman, J.H., Hunter III, E.S., Jarema, K.A., Padilla, S., Tice, R.R., 2015. Use of alternative assays to identify and prioritize organophosphorus flame retardants for potential developmental and neurotoxicity. *Neurotoxicol. Teratol.* 52, 181–193.
- Bekele, T.G., Zhao, H., Wang, Q., 2021. Tissue distribution and bioaccumulation of organophosphate esters in wild marine fish from Laizhou Bay, North China: implications of human exposure via fish consumption. *J. Hazard Mater.* 401, 123410.
- Bekele, T.G., Zhao, H., Yang, J., Chegen, R.G., Chen, J., Mekonen, S. and Qadeer, A., 2021. A review of environmental occurrence, analysis, bioaccumulation, and toxicity of organophosphate esters. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(36), 49507-49528.
- Bergh, C., Torgrip, R., Emenius, G., Ostman, C., 2011. Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust - a multi-location indoor study. *Indoor Air.* 21, 67-76.
- Bi, C., Wang, X., Li H., v.d., 2021. Direct Transfer of Phthalate and Alternative Plasticizers from Indoor Source Products to Dust: Laboratory Measurements and Predictive Modeling., *Environ. Sci. Technol.* 55, 341–351
- Bjornsdotter, M. K., Romera-Garcia, E., Borrull, J., de Boer, J., Rubio, S., Ballesteros-Gomez, A., 2018. Presence of diphenyl phosphate and aryl-phosphate flame retardants in indoor dust from different microenvironments in Spain and the Netherlands and estimation of human exposure. *Environ Int.* 112, 59-67.
- Bradman, A., Castorina, R., Gaspar, F., Nishioka, M., Colon, M., Weathers, W., Egeghy, P. P., Maddalena, R., Williams, J., Jenkins, P. L., McKone, T. E., 2014. Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere.* 116, 61-66.
- Brommer, S. and Harrad, S., 2015. Sources and human exposure implications of concentrations of organophosphate flame retardants in dust from UK cars, classrooms, living rooms, and offices. *Environment international*, 83, 202-207.
- Blum, A., Behl, M., Birnbaum, L.S., Diamond, M.L., Phillips, A., Singla, V., Sipes, N.S., Stapleton, H.M. and Venier, M., 2019. Organophosphate ester flame retardants: are they a regrettable substitution for polybrominated diphenyl ethers?. *Environmental science & technology letters*, 6(11), 638-649.
- Carlsson, H., Nilsson, U., Becker, G. and Östman, C., 1997. Organophosphate ester flame retardants and plasticizers in the indoor environment: analytical methodology and occurrence. *Environmental Science & Technology*, 31(10), 2931-2936.

- Cequier, E., Ionas, A. C., Covaci, A., Marce, R. M., Becher, G., Thomsen, C., 2014. Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ Sci Technol.* 48, 6827-6835
- Chen, M.; Ma, W, 2021, A review on the occurrence of organophosphate flame retardants in the aquatic environment in China and implications for risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 783, 147064. [CrossRef]
- Chen, Y., Zhang, Q., Luo, T., Xing, L., Xu, H., 2019. Occurrence, distribution and health risk assessment of organophosphate esters in outdoor dust in Nanjing, China: urban vs. rural areas. *Chemosphere* 231, 41-50.
- Cristale, J., Aragao Bele, T. G., Lacorte, S., Rodrigues de Marchi, M. R., 2018. Occurrence and human exposure to brominated and organophosphorus flame retardants via indoor dust in a Brazilian city. *Environ Pol.* 237, 695-703
- Cristale, J., Hurtado, A., Gomez-Canela, C., Lacorte, S., 2016. Occurrence and sources of brominated and organophosphorus flame retardants in dust from different indoor environments in Barcelona, Spain. *Environ Res.* 149, 66-76.
- Dodson, R.E., Perovich, L.J., Covaci, A., Van den Eede, N., Ionas, A.C., Dirtu, A.C., Brody, J.G., Rudel, R.A., 2012. After the PBDE phase-out: a broad suite of flame retardants in repeat house dust samples from California. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13056-13066
- Dou, M. and Wang, L., 2023. A review on organophosphate esters: Physiochemical prorganofosfat esterlerirties, a lications, and toxicities as well as occurrence and human exposure in dust environment. *J. Environ. Manage.* 325, 116601.
- Fromme, H., Lahrz, T., Kraft, M., Fembacher, L., Mach, C., Dietrich, S., Burkardt, R., Volkel, W., Goen, T., 2014. Organophosphate flame retardants and plasticizers in the air and dust in German daycare centers and human biomonitoring in visiting children (LUPE 3). *Environ Int.* 71, 158-163.
- Gao X.Z., Xu Y.P., Wang Z.J, 2015, Progress in environment exposure, transport and transform of organophosphorus flame retardants, *Asian J. Ecotox.*, 10 (2) (2015), 56-68
- Giovanoulis, G., Nguyen, M. A., Arwidsson, M., Langer, S., Vestergren, R., Lagerqvist, A., 2019. Reduction of hazardous chemicals in Swedish preschool dust through article substitution actions. *Environ Int.* 130, 104921.
- Greaves, A.K., Letcher, R.J., 2017. A review of organophosphate esters in the environment from biological effects to distribution and fate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 98, 2-7.
- Greaves, A.K., Letcher, R.J., Chen, D., McGoldrick, D.J., Gauthier, L.T., Backus, S.M., 2016. Retrospective analysis of organophosphate flame retardants in herring gull eggs and relation to the aquatic food web in the Laurentian Great Lakes of North America. *Environ. Res.* 150, 255-263. *Monit.* 12, 943-951.
- Gold, M.D., Blum, A., Ames, B.N., 1978. Another flame retardant, tris-(1, 3-dichloro-2-propyl)-phosphate, and its expected metabolites are mutagens. *Science*, 200(4343), 785-787.

Horacek, H. and Grabner, R., 1996. Advantages of flame retardants based on nitrogen compounds. *Polymer Degradation and Stability*, 54(2-3), 205-215.

Hou, M., Shi, Y., Na, G. and Cai, Y., 2021. A review of organophosphate esters in indoor dust, air, hand wipes and silicone wristbands: Implications for human exposure. *Environ Int*, 146,106261.

Hou, R., Xu, Y. and Wang, Z., 2016. Review of OPFRs in animals and humans: Absorption, bioaccumulation, metabolism, and internal exposure research. *Chemosphere*, 153, 78-90.

Hu, Y.J., Bao, L.J., Huang, C.L., Li, S.M. and Zeng, E.Y., 2019. A comprehensive risk assessment of human inhalation exposure to atmospheric halogenated flame retardants and organophosphate esters in an urban zone. *Environmental pollution*, 252, 1902-1909.

Huang, J., Ye, L., Fang, M. and Su, G., 2022. Industrial production of organophosphate flame retardants (OPFRs): Big knowledge gaps need to be filled?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1-10.

Lao, J.Y., Ruan, Y., Leung, K.M., Zeng, E.Y. and Lam, P.K., 2022. Review on age-specific exposure to organophosphate esters: Multiple exposure pathways and microenvironments. *Crit Rev Environ Sci Technol*,1-24.

Larsson, K., de Wit, C. A., Sellstrom, U., Sahlstrom, L., Lindh, C. H., Berglund, M., 2018. Brominated Flame Retardants and Organophosphate Esters in Preschool Dust and Children's Hand Wipes. *Environ Sci Technol*. 52, 4878-4888

Li, J., Dong, Z., Wang, Y., Bao, J., Yan, Y., Jin, J., 2019. Different organophosphate flame retardant and metabolite concentrations in urine from male and female university students in Beijing and an assessment of exposure via indoor dust. *Environ Toxicol Chem*. 38, 760-768

Liu, D., Lin, T., Shen, K., Li, J., Yu, Z. and Zhang, G., 2016. Occurrence and concentrations of halogenated flame retardants in the atmospheric fine particles in Chinese cities. *Environmental Science & Technology*, 50(18), 9846-9854.

Mandalakis, M, Basis, A., Stephanou, E.G., 2009. Particle-size distribution and gas/ particle partitioning of atmospheric polybrominated diphenyl ethers in urban areas of Greece. *Environ. Pol*. 157:1227-1233.

Marklund, A., Andersson, B., Haglund, P., 2005. Traffic as a source of organophosphorus flame retardants and plasticizers in snow. *Environ. Sci. Technol*. 39, 3555-3562

Marklund, A.; Andersson, B.; Haglund, P., 2003. Screening of organophosphorus compounds and their distribution in various indoor environment. *Chemosphere* 2003, 53, 1137-1146

McWilliams, A., 2018. Flame retardant chemicals: technologies and global markets. <https://www.bccresearch.com/market-research/chemicals/flameretardantchemicals-markets-report.html>, Accessed date: 11 June 2020

Meeker, J.D., Stapleton, H.M., 2010. House dust concentrations of organophosphate flame retardants in relation to hormone levels and semen quality parameters. *Environ. Health Perspect*. 118, 318-323.

Milli Eğitim Bakanlığı (MEB),2021, tarafından “Milli Eğitim İstatistikleri-Örgün Eğitim 2020-2021, <https://istatistik.meb.gov.tr/>

Mizouchi, S., Ichiba, M., Takigami, H., Kajiwara, N., Takamuku, T., Miyajima, T., Kodama, H., Someya, T., Ueno, D., 2015. Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants via indoor dust from elementary schools and domestic houses. *Chemosphere*. 123, 17-25

Okeme, J.O., Rodgers, T.F., Jantunen, L.M. and Diamond, M.L., 2018. Examining the gas-particle partitioning of organophosphate esters: how reliable are air measurements? *Environ. Sci. Technol.*, 2(23), 13834-13844.

Oyuncak Güvenliği Direktifi (Toy Safety Directive), 2009. Directive 2009/48/EC of the Eurorganofosfat esterlerian Parliament and of the Council of 18 June 2009 on the safety of toys. /48/ EC. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:170:0001:0037:en:PDF> (erişim tarihi: 5/ 10/2022).

Persson, J., Wang, T., Hagberg, J., 2018. Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor dust, air and window wipes in newly built low-energy preschools. *Sci Total Environ*. 628-629, 159-168.

Q., Ji, C., Yin, X., Yan, L., Lu, M., Zhao, M., 2016. Thyroid hormone-disrupting activity and ecological risk assessment of phosphorus-containing flame retardants by in vitro, in vivo and in silico a roaches. *Environ. Pollut.* 210, 27-33.

Quednow, K. and Püttmann, W., 2009. Temporal concentration changes of DEET, TCEP, terbutryn, and nonylphenols in freshwater streams of Hesse, Germany: possible influence of mandatory regulations and voluntary environmental agreements. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 630-640.

Reemtsma, T., Quintana, J.B., Rodil, R., Garcı, M. and Rodrı, I., 2008. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in water and air I. Occurrence and fate. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 27(9), 727-737.

Resmi Gazete, “Binaların Yangından Korunması Hakkında Yönetmelik” 19 Aralık 2007, Sayı : 26735

Salamova, A., Peveryly, A.A., Venier, M., Hites, R.A., 2016. Spatial and temporal trends of particle phase organophosphate ester concentrations in the atmosphere of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.*

Shoeib, T., Webster, G.M., Hassan, Y., v.d., 2019, Organophosphate esters in house dust: A comparative study between Canada, Turkey and Egypt., *Science of The Total Environment*, Volume 650, Part 1,2019, Pages 193-201,

Staaf, T., Oestman, C., 2005. Organophosphate triesters in indoor environments, *J. Environ. Monit.*, 7, 883-887.

Stapleton, H.M., Klosterhaus, S., Keller, A., Ferguson, P.L., Van Bergen, S., Cooper, E., Webster, T.F. and Blum, A., 2011. Identification of flame retardants in polyurethane foam collected from baby products. *Environmental science & technology*, 45(12), 5323-5331.

- Stubbings, W. A., Schreder, E. D., Thomas, M. B., Romanak, K., Venier, M., Salamova, A., 2018. Exposure to brominated and organophosphate ester flame retardants in U.S. childcare environments: Effect of removal of flame-retarded nap mats on indoor levels. *Environ Pollut.* 238, 1056-1068
- Sundkvist, A.M., Olofsson, U., Haglund, P., 2010. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in marine and fresh water biota and in human milk. *J. Environ.*,12(4), 943-951.
- Tan H., Chen D., Peng C., Liu X., Wu Y., Li X., Du R., Wang B., Guo Y., Zeng E.Y., 2018. Novel and Traditional Organophosphate Esters in House Dust from South China: Association with Hand Wipes and Exposure Estimation, *Environ. Sci. Technol.* 52, 11017–11026
- UBA, 2008. Guidelines for indoor air hygiene in school. Produced by the German Federal Environment Agency's Indoor Air Hygiene Commission. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4113.pdf>
- Van den Eede, N., Heffernan, A.L., Aylward, L.L., Hobson, P., Neels, H., Mueller, J.F. and Covaci, A., 2015. Age as a determinant of phosphate flame retardant exposure of the Australian population and identification of novel urinary PFR metabolites. *Environ. Int.*,74, 1-8.
- Van der Veen, I., de Boer, J., 2012. Phosphorus flame retardants: prorganofosfat esterlerirties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. *Chemosphere* 88, 1119–1153.
- Velazquez-Gomez, M., Hurtado-Fernandez, E., Lacorte, S., 2019. Differential occurrence, profiles and uptake of dust contaminants in the Barcelona urban area. *Sci Total Environ.* 648, 1354-1370
- Venier, M., Dove, A., Romanak, K., Backus, S., Hites, R., 2014. Flame retardants and legacy Chemicals in Great Lakes' water. *Environ. Sci. Technol.* 48, 9563–9572. A
- Vykoukalová M., Venier M., Vojta S., Melymuk L., Bečanová J., Romanak K., Prokeš R., Okeme J.O., Saini A., Diamond M.L., Klánová J., 2017, Organophosphate esters flame retardants in the indoor environment. *Environ. Int.* 106, 97–104
- Wang G., Zhao X., Liu Y., Tao W. and Wang H. (2019). Geographical distributions and human exposure of organophosphate esters in college library dust from Chinese cities. *Environ. Pol.* 255, 113332.
- Wang, W., Wu, F., Zheng, J., vd., 2013. Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust andstreet dust, linking with their correlations in human hair, *J. Hazard. Mater.*263, 627– 637.
- Wei, G.L., Li, D.Q., Zhuo, M.N., Liao, Y.S., Xie, Z.Y., Guo, T.L., Li, J.J., Zhang, S.Y., Liang, Z.Q., 2015. Organophosphorus flame retardants and plasticizers: sources, occurrence, toxicity and human exposure. *Environ. Pollut.* 196, 29–46.
- Wei, H., Turyk, M., Cali S., v.d., 2009. Particle size fractionation and human exposure of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Chicago, *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard Subst. Environ. Eng.* 44/13; 1353-1361
- Wensing, M., Uhde, E. and Salthammer, T., 2005, Plastics additives in the indoor environment - flame retardants and plasticizers, *Sci. Total Environ.*, 339, 19–40.

World Health Organization, 1998. Flame retardants: tris (chloropropyl) phosphate and tris (2-chloroethyl) phosphate. World Health Organization Geneva.

Wu, M., Yu, G., Cao, Z., Wu, D., Liu, K., Deng, S., Huang, J., Wang, B., Wang, Y., 2016. Characterization and human exposure assessment of organophosphate flame retardants in indoor dust from several microenvironments of Beijing, China. *Chemosphere* 150, 465–471.

Yuan, S., Han, Y., Ma, M., Rao, K., Wang, Z., Yang, R., Liu, Y., Zhou, X., 2019. Aryl-phosphorus-containing flame retardants induce oxidative stress, the p53-dependent DNA damage response and mitochondrial impairment in A549 cells. *Environ. Pollut.* 250, 58–67

Zhang, Q., Lu, M., Dong, X., Wang, C., Zhang, C., Liu, W., Zhao, M., 2014. Potential estrogenic effects of phosphorus-containing flame retardants. *Environ Sci Technol.* 48, 6995–7001. Zhang,

Zhao, H., Zhao, F., Liu, J., Zhang, S., Mu, D., An, L., Wan, Y. and Hu, J., 2018. Trophic transfer of organophosphorus flame retardants in a lake food web. *Environmental Pollution*, 242, 1887–1893.

Zhao, L., Zhang, Y., Deng, Y., Jian, K., Li, J., Ya, M., Su, G., 2020. Traditional and emerging organophosphate esters in indoor dust of Nanjing, eastern China: Occurrence, human exposure, and risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 712, 136494.

Zhou L., Hiltcher M., Gruber D. and Puettmann W., 2017a. Organophosphate flame retardants (OPFRs) in indoor and outdoor air in the Rhine/Main area, Germany: comparison of concentrations and distribution profiles in different microenvironments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 10992–11005.

Zhou, L., Hiltcher, M., Puttmann, W., 2017b. Occurrence and human exposure assessment of organophosphate flame retardants in indoor dust from various microenvironments of the Rhine/Main region Germany. *Indoor Air* 27, 1113–1127.

FTALAT ESTERLERİ

MİHRİBAN CİVAN⁷

Giriş

Yaygın olarak ftalatlar “Ftalik asit esterleri” (PAE) olarak bilinen veya di-ftalat’lar olarak adlandırılan 1,2-benzen dikarboksilik asit diesterleri, polivinil asetat, polivinil klorid, selülozik ve polüretan gibi ticari plastik ürünlerin şeffaflığını, esnekliğini ve dayanıklılığını arttırmak için kullanılan ve yapay olarak sentezlenen organiklerdir (Liu vd., 2020). Kozmetik ürünlerine renk ve koku vermek amacıyla, oyuncaklarda, gıda paketlerinde, bilgisayar, televizyon gibi elektronik eşyalarda, PVC yer döşemelerinde, giysilerde, ev tekstil ürünlerinde, kırtasiye malzemelerinde, deterjanlarda, makine bakım yağlarında, solventlerde, tıbbi ekipmanlarda ve inşaat malzemelerinde yaygın olarak kullanılır (Swan 2008; U.S.EPA 2008; Huang vd., 2019). Örneğin di-metil ftalat (DMP), di-etil ftalat (DEP) ve di-izo-bütül ftalat (DiBP) gibi düşük moleküler ağırlıklı (LMW) ftalatlar aerosol taşıyıcı maddeler ve yumuşatıcılar olarak kullanılır, ayrıca ojelere esneklik kazandırmak ve kokulu ürünlerde kokuları korumak için ilave edilir (Koo vd., 2004, Hubinger vd., 2010). Kısacası plastiğin ve kozmetik ürünlerin olduğu her yerde ftalat vardır. Dünya çapında yaklaşık yılda 6 – 8 milyon ton üretilip kullanılmaktadır (Net vd., 2015a).

İç Ortam Kaynakları

Ftalatlar eklendiği malzeme ile kovalent bağ oluşturmadığından dolayı malzemenin üretimi, kullanımı sırasında ya da malzemenin kullanım ömrünü tamamlayıp atıldıktan sonra ortama salımları devam eder (Kong vd., 2012). Endüstriyel üretimde ilave edildiği malzemenin kullanım kalitesini ve dayanıklılığını artırmak ftalat ilavesini avantaj olarak gösterse de düşük Henry sabiti, yüksek kaynama noktası ve düşük buhar basıncı özelliklerinden dolayı tozlara ve partikül maddeye çok güçlü adsorblanırlar ve ortamda kalıcı olurlar (Ma vd., 2013). Genel olarak düşük molekül ağırlığına sahip ftalatlar ortamda gaz fazında olma, ağır olanlar ise toz ve partikül maddeye adsorblanma eğilimindedirler (Raffy vd, 2016). Ftalatlar küresel ölçekte ticari ve endüstriyel uygulamalarda yaygın olarak kullanılması, yağ dokuda birikmesi ve gıda zinciri içinde biyolojik birikim özelliklerinden dolayı en çok rastlanan çevresel kirleticiler arasında yer almaktadır. Hızlı bozulmalarına rağmen yapılan çalışmalar son zamanlarda ftalatların hava (Xie vd., 2007; Teil vd., 2006; Tran and Kannan, 2015), toprak (Net vd., 2015b; Niu vd., 2014), su ve sediment (Peijnenburg and Struijs, 2006; Selvaraj vd., 2015) gibi çevresel matrislerde yüksek miktarlarda ölçüldüğünü göstermektedir. Bu kadar geniş uygulamalarda kullanıldığı ve farklı ortamlarda yüksek konsantrasyonlarda bulunduğundan dolayı insanlar sürekli olarak ftalatlara maruz kalmaktadırlar. Özellikle iç ortamlarda ftalat salımı yapan malzemelerin çok olması, kirleticilerin dış atmosfere göre seyrelme ve bozulma oranlarının düşük olması sonucu birikim yapmasından dolayı insanlar ftalatlara yüksek seviyede maruz kalırlar. İç ortamda geçirilen süreler de dikkate alındığında iç ortam ftalat maruziyetleri olumsuz sağlık sorunlarına sebep olabilecek seviyelere ulaşabilmektedir.

Genel olarak, 1950’lerden beri iç ortamlarda inorganik ve uçucu organik bileşiklerin (VOC’ler) seviyeleri artmış ve ardından azalma eğilimine girmiş olmasına rağmen küresel ölçekte 6–8

7 Doç.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Kocaeli Üniversitesi. e-posta: mihriban.civan@kocaeli.edu.tr

milyon ton arasında ftalat kullanımı nedeniyle bu kirleticilerin iç ortam seviyeleri artmaya devam etmektedir (Rudel ve Perovich, 2009; Weschler, 2009). Ftalat maruziyeti insanlar üzerinde olumsuz sağlık sorunlarına sebep olabilir; ki sayısız epidemiyolojik ve toksikolojik çalışmalar, maruziyet sonucunda bazı ftalatların endokrin bozucu, bazılarının mutajenik ve teratojenik etkisi olduğunu kanıtlamışlardır (Liu vd., 2020). İnsanların iç ortamlarda ftalat maruziyetinin sağlık üzerinde oluşturduğu olumsuz etkilerinden dolayı, bu konu son zamanlarda dikkat çekmeye başlamıştır.

Ftalatlar, tüketici ürünlerinde de yaygın olarak kullanılmaktadır. Genel olarak yüksek moleküler ağırlıklı ftalatlara maruz kalmanın başlıca kaynakları arasında gıda, polivinil klorür ürünleri ve tıbbi malzemeler bulunurken düşük moleküler ağırlıklı ftalatlar genellikle kişisel bakım ürünleri ve kokular, boya, yapıştırıcı, deterjanlar ve oyuncaklarda bulunur. Kaynak belirleme model çalışması ile döşeme malzemeleri (lamine ahşap/ahşap) ile DiBP, BBP ve DiNP konsantrasyonları; pencere çerçevesi (alüminyum/plastik çelik) ile BBP konsantrasyonu; deri cilası ile DEHP konsantrasyonu; parfüm ile DEP konsantrasyonu arasında yüksek korelasyon bulunmuştur (Zhang vd., 2020). Ftalatlar bu kaynaklarından iç mekan havasına, partiküllere ve çöken toza ve ardından insan cildi dahil olmak üzere tüm iç yüzeylere yeniden dağılırlar (Rudel ve Perovich 2009). İç ortam kaynak miktarları yanında tozun kaynak yüzeyi ile temas süresi de iç ortamda ftalat konsantrasyonunu etkileyen önemli bir faktördür.

Okullarda İç Ortam Seviyeleri

İç Hava

İç ortam havasında ftalat seviyeleri genel olarak ev, okul, kreş, işyeri, alışveriş merkezi ve taşıt iç ortamlarında ölçülmüştür. Ftalatların ana kaynağı iç ortamlarda bulunan eşya ve kişisel bakım ürünleri olduğundan literatürde daha çok çalışma ev iç ortam seviyelerini belirlemeye yöneliktir. Ancak çocukların zamanlarının büyük bir kısmını geçirdiği okullar, ftalatların oluşturacağı maruziyet seviyesini belirlemek için konsantrasyonlarının ölçülmesi gereken önemli iç ortamlardan biridir. Tablo 2.18'de okul ve kreşlerin ortam havasında yapılan partikül ve gaz fazı ftalat ölçüm sonuçları verilmiştir. Aktif örneklemedeki sonuçlar ölçüm yöntemleri bakımından kıyaslanabilir olsa da pasif örnekleme çalışmaları için maruziyet süresi ölçülen konsantrasyon seviyesini etkilediği için sonuçların kıyaslanabilir olmasını zorlaştırmaktadır.

Okul/kreş iç havasında gaz fazı ve partikül madde (PM₁₀ ve PM_{2,5})'ye absorblanan ftalat seviyelerinin ölçüldüğü Çin'de iki, Amerika Birleşik Devletlerinde, Vietnam, Fransa ve İngiltere'de birer çalışma gerçekleştirilmiştir. Ülkemizde ise okul/kreş iç ortamlarında ftalat seviyelerini belirleyen herhangi bir çalışma yoktur. Ülkemizde ev içi ortam tozu, arıtma çamuru, zeytinyağı ve yoğurttta ftalat seviyelerinin ölçüldüğü çalışmalar gerçekleştirilmiştir (Kıralan vd., 2020, Sireli vd., 2017, Başaran vd., 2020; Deniz vd., 2013). Ölçülen ftalatlar arasında DMP, DiBP, di-butil ftalat (DBP) ve di-2-etilheksil ftalat (DEHP) izomerleri en yüksek konsantrasyonlara sahiptir. Gaz fazında ise DMP en yüksek 513 ng/m³ (Pekin/Çin) (Wang vd.,2020) en düşük 12 ng/m³ (Oslo ve Akershus/Norveç) (Chen vd.,2018), DEP en yüksek 72 ng/m³ (Hanoi /Vietnam) (Tran vd.,2017) en düşük 54 ng/m³ (Paris/Fransa) (Raffy vd.,2017), DiBP en yüksek 617ng/m³ (Pekin/Çin) (Wang vd.,2020) en düşük 1,11 ng/m³ (İngiltere) (Wang vd.,2014), DBP en yüksek 410 ng/m³ (Pekin/Çin) (Wang vd.,2020) en düşük 84 ng/m³ (Oslo ve Akershus/Norveç) (Chen

vd.,2018), DEHP en yüksek 261,3 ng/m³ (Hanoi /Vietnam) (Tran vd.,2017) en düşük 182 ng/m³ (Paris/Fransa) (Raffy vd.,2017) ölçülmüştür. DEP ve DBP konsantrasyon aralıkları en dar iken DEHP ve DIBP daha geniş aralıklarda ölçülmüştür. Çin'de ölçüm yapılan okullarda gaz fazı ftalat konsantrasyonları daha yüksek bulunmuşken Avrupa şehirlerinde seviyeler oldukça düşüktür. PM₁₀ ve PM_{2,5} kirleticisi seviyelerine ise sadece Çin (Chen vd.,2018) ve ABD'de (Fromme vd., 2004) ölçüm sonuçlarına ulaşılmıştır. Benzer şekilde Çin'de bulunan okullarda PM ftalat seviyeleri oldukça yüksektir.

Tablo 2.18. Ortam havasında ölçülen ftalat konsantrasyonlar ((ort±std) (ng/m³))

Şehir/ Ülke	İç Ortam Türü	Gaz/ PM	Örnek Sayısı	DMP	DEP	DIBP	DBP	BBP	DEHP	DOP	Kaynaklar
ASYA											
Pekin/ Çin	Kreş	Gaz	7	513± 882	38±20	617±484	410±288		73±27		Wang vd., 2020
		PM ₁₀	7			515±393	516±336		146±124		
Pekin/Çin	yurt	PM _{2,5}		4,3	7,0		368	7,3	65	16	Chen vd., 2018
Hanoi / Vietnam	Kreş	Gaz + PM	7	16 (ND- 41)	72,8 (2- 208)	334 (11-1170)	145 (3-509)	7,6 (ND-26)	261 (40- 529)	9,35 (1-18)	Tran vd., 2017
AVRUPA											
Paris /Fransa	Okul	Gaz	30	213± 282	55±33	304±384	312±368		182±97		Raffy vd., 2017
İngiltere	Kreş	Gaz	18		-	1,11	-	5,2			Wang vd., 2014
Oslo ve Akershus, Norveç	Okul	Gaz	6	12 (4- 38)	74 (23- 237)	76 (55-109)	84 (38-100)				Sakhi vd., 2019
AMERİKA											
ABD	Kreş	PM	25		0,35	0,43	0,66	5,97			Fromme vd., 2004

Çöken Toz

Toz örneklemesinin kolay toplanması ve maliyetinin düşük olmasından dolayı okul, yurt ve kreşlerde iç ortam tozunda ftalat seviyeleri çalışmaları gaz ve PM çalışmalarına göre daha fazla sayıda yapılmıştır. Örneklemelerde partikül boyutu, tozun temas ettiği yüzeyin cinsi ve süresi de ölçülen konsantrasyonları etkileyen önemli faktörler arasındadır. Bu durum sadece ftalatlar için değil toz örneklemeleri yapılan diğer kalıcı organik kirleticisi konsantrasyonları da

etkilemektedir. Bu sebeple çöken tozda yapılan çalışmalarda tozun yaşı ve partikül çapının farklı olması ölçülen konsantrasyonların birbiri ile kıyaslanabilir olmasının zorlaştırmaktadır. Bi vd. (2020) tozların doğrudan kaynağa temas süresinin tozda ölçülen kirletici konsantrasyonlarını arttırdığını ve DEHP konsantrasyonunun sadece iki günlük kaynak-toz temasından sonra deney öncesi seviyeden 12 kat daha yüksek olduğu belirlemiştir. Wang vd. (2013) 2000 μm , 280 μm , 100 μm , 63 μm çaplarındaki dış mekan toz numunelerinde ftalat konsantrasyonları ölçmüş ve biyo-erişilebilirliğinin farklı parçacık boyutlarına göre değiştiğini ve en yüksek biyoerişilebilirliğin (%2,49-38,6) çapı <63 μm olan tozlarda görüldüğünü bildirmiştir. Aynı araştırmacılar tarafından gerçekleştirilen diğer bir çalışma (Wang vd., 2013b), Çin'deki Pearl River Delta'nın (PRD) en kalabalık iki kentsel merkezinde iç ve dış ortam toz örneklerinde PCB izomerleri ölçülmüş ve PCB'lerin boyut fraksiyonlarının, 63 μm 'den daha küçük partiküllerin yüksek bir birikim etkisi gösterdiğini, en düşük ise 280-2000 μm 'de bulunduğunu belirtmiştir. Ayrıca Mandalakis vd. (2009) Yunanistan'ın iki kentsel bölgesinde (Atina ve Kandiye) PBDE'lerin parçacık boyutu dağılımını belirlemiştir. Tüm örnekleme sahaları için partiküle bağlı ΣPBDE 'nin %46'sından fazlası 57 μm çapından küçük partiküllerle ilişkilendirilmiştir. Tozun partikül boyutu sadece dış mekan örnekleme için değil, aynı zamanda iç mekan örnekleme için de önemlidir. Wei vd., (2009) farklı mikroçevrelerde toplanan tozda 13 PBDE izomeri saptamıştır. Çalışmada toz örneklerini parçacık boyutuna göre ayırmış ve $\Sigma_{13}\text{BDE}$ 'lerin %80'inden fazlasının 150 μm 'den küçük parçacık çapı üzerinde biriktiğini belirtmiştir. İnce partiküllerin toplanmasının iç mekan havasının daha zayıf sirkülasyondan dolayı arttığını ve kalıcı organik kirleticilerin kaba partiküllerden ziyade ince partiküllerin yüzeyine adsorbe edilmesinin daha olası olduğunu belirtmişlerdir (Wei vd., 2009; Zhang vd., 2009; Mandalakis vd., 2009). Ayrıca Cao vd. (2012) toz fraksiyonu seçimine ilişkin değerlendirmelerin literatürde bir fikir birliği olmadığını ve partikül boyutu 100 μm 'den küçük olan tozun daha fazla dikkat edilmesi gerektiğini, 250 μm 'den büyük olanların ise insan maruziyeti risk değerlendirmesi açısından etkisinin az olduğunu raporlamıştır. Bu sebeple okullarda iç ortam tozunda limit değerler belirlemeden önce farklı okul iç ortamlarında kıyaslanabilir verilerin elde edilmesi gerekmektedir. Bu sebeple öncelikli olarak ölçüm yöntemi için standart oluşturulmalı, daha sonra veri setleri oluşturularak mevcut durumunun değerlendirilmesi yapılmalıdır.

Ancak kabaca bir kıyaslama yapabilmek için literatürde okul/kreş iç ortam tozu ftalat seviyelerinin belirlendiği çalışmalar derlenmiş ve Çin'de yapılmış beş çalışma, Kore, İran, Yunanistan, Danimarka, Fransa ve Amerika Birleşik Devletlerinde'de ise birer çalışma tespit edilmiştir. Yunanistan Selanik'de 20 okul ve kreşlerde alınan toz örneklerinde ortama $\Sigma_8\text{ftalat}$ konsantrasyonu 797 $\mu\text{g/g}$ (265-2120 $\mu\text{g/g}$) ölçülmüştür (Besis vd., 2023). Çin'in farklı bölgelerinde bulunan yurttardaki medyan $\Sigma_8\text{ftalat}$ konsantrasyon değeri 32 $\mu\text{g/g}$ (14.03-1877.37 $\mu\text{g/g}$) hesaplanmıştır (Li vd., 2021). Tahran'da bulunan 21 okuldaki tozdan toplanan iç ortam tozlarında toplam ftalat konsantrasyonları 15 ila 208 $\mu\text{g/g}$ aralığında tespit edilmiştir. Bina yapı malzemeleri, okul iç eşyalar, kozmetik, kişisel bakım ürünleri ve öğrenci sayıları ölçülen ftalat konsantrasyon seviyelerini etkilemektedir. Ayrıca bölgenin iklim ve ekonomik koşullarındaki farklılıklar okul iç ortam tozlardaki ftalat konsantrasyonlarındaki farklılıklara sebep olmaktadır. Örneğin, Li vd. (2021) Çin'in batı ve kuzeyinde bulunan şehirlerdeki bazı okullarda PVC yer kaplamalarının fayans, seramik ve taş gibi geleneksel doğal malzemelerden çok daha ucuz olduğu için tercih edildiğini ve bu okullarda yapılan ölçümlerde toplam ftalat seviyelerinin yüksek bulunduğunu bildirmiştir. Bu çalışmalarda ölçülen seviyeler Tablo 2.19'da listelenmiştir.

İç ortam tozlarında yapılan bütün ölçümlerde DEHP en yüksek konsantrasyona sahip izomer olmuştur. DEHP konsantrasyonu diğer ölçülen kirleticilerin toplam konsantrasyona katkısını %52 ila %85 aralığında değiştirmektedir. DEHP izomerinden sonra Tayvan'da yapılan çalışmada DnOP, Pekin, Fransa ABD'de gerçekleştirilen çalışmalarda ise DIBP, Hangzhou, Tayvan, Yunanistan'da olan çalışmalarda BBP izomeri en yüksek katkıya sahip ikinci izomer olmuştur.

Tablo 2.19 İç ortam çöken tozda ölçülen ftalat konsantrasyonlar(ort±std) (µg/g)

Şehir/Ülke	İç Ortam Türü	Toz çapı (µm)	Örnek Sayısı	DMP	DEP	DIBP	DBP	BBP	DEHP	DNOP	Kaynaklar
ASYA											
7 farklı bölge/Çin	Yurt	74	21	0,12	0,09	9,0	12	0,05	35	0,13	Li vd.,2021
Pekin/ Çin	Kreş	250	45			166±251	124±102		333±432		Wang vd., 2020
Şangay/Çin	Yurt			0,16 (nd-0,46)	0,11 (nd-0,25)		106 (3-330)		271 (2-585)		He vd., 2016
Hangzhou /Çin	Yurt			0,33 (nd-2,78)	4,13 (nd-2,31)	5,68 (0,1-23)	6,55 (0,4-23)		107 (75-380)		Huang vd., 2014
Pekin/ Çin	Kreş					94,8 (15-2830)	31 (7-473)		202 (17-3910)		Wang vd., 2017
Tayvan	okul	300	21	ND	ND	ND	7,8*	2*	867*	212*	Huang vd.,2019
	Kreş	300	25	ND	ND	3,6*	9,2*	ND	572*	181*	
Seul/Kore	okul		21		ND		181	50	418		Kim vd. 2009
	Kreş		19		ND		216	299	591		
Tahran/İran	okul	1400	21	0,99±0,35	0,22±0,38		6,89±4,04	0,29±0,22	304±334	5,96±4,87	Abdi vd.,2021
AVRUPA											
Selanik/ Yunansitan	Okul ve kreş	1000	20	2,8±2	3,2±2	22±18	84±77	118±181	17±15	14±7,7	Besis vd., 2023
Danimarka	okul		15						3214		Clausen vd 2003
Fransa	Okul ve kreş		30	0,3*	2,9*	52,6*	38,2*	105*	1430*		Raffy vd, 2016
AMERİKA											
7 eyalet / ABD	Kreş	1400	12	0,1±0,05	3,9±5,1	26±37	9,0±7,4	458±862	422±570	163±172	Subedi vd., 2017

* Medyan değeri

Okullarda bina yapı malzemeleri yanında iç ortamda bulunan malzemelerin de iç ortam ftalat seviyelerine katkısı yüksektir. Örneğin Yunanistan/Selanik'te bulunan anaokullarında çok sayıda plastik oyuncak olmasından dolayı ortalama ftalat konsantrasyonu, ilkokul sınıflarından alınan tozlarda bulunanlardan üç kat daha yüksek ölçülmüştür (Besis vd., 2023). Çin/Hangz-

hou'da yapılan çalışmada ise okul/kreş ve ev iç ortamları maruziyetlerini kıyaslamış okullardaki (medyan: 1562 µg/g) ve anaokullarındaki (medyan: 1124 µg/g) toplam toz ftalat seviyeleri evlerdekinden (medyan: 497 µg/g) daha yüksek bulunmuştur. 6-11 yaş grubundaki okullarda ve 3-5 yaş grubundaki anaokullarında çocukların maruziyeti, toplam ftalat maruziyetlerinin sırasıyla %44 ve %42'sini oluşturmuştur (Huang vd., 2019).

Sağlık Etkileri

Ftalatlar, buldukları çevresel matrislerden besin zincirine katılmakta ve canlı yağ dokusunda birirmektedir. İç ortamlarda ftalatlara maruz kalma, son zamanlarda yapılan çalışmalarda olumsuz sağlık etkileri ile ilişkilendirilmiştir. Ftalatların insanlarda kanserojen olduğuna dair yeterli kanıt bulunmamış olsa da hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar gebelik döneminde ftalat maruziyetlerinin çeşitli gelişimsel ve üreme sistemi bozukluklarına sebep olduğunu göstermektedir (Mahood vd., 2007). Ftalatlar "endokrin bozucu kimyasallar" olarak bilinmektedir. Ayrıca insanların ftalatlara maruziyet seviyeleri ile astım ve alerji semptomları arasında pozitif ilişki, çocukların davranışlarından gözlemlenen zekâ seviyeleri ile maruziyet arasında negatif ilişkiler bulunmuştur (Kang vd., 2012; Callasen vd., 2014). Bu sebeple özellikle çocukların vakitlerinin büyük bir kısmını geçirdikleri okul iç ortam havasında ftalat seviyeleri kontrol altında tutulmalıdır.

İnsanların gaz fazı, PM ya da toza adsorplanmış ftalata maruz kalma yolları arasında beslenme, solunum, dermal temas ve oral toz yutulması yer alır (Weschler ve Nazaroff 2012). İnsanlar ftalatları hızla metabolize ettiklerinden dolayı vücuttaki biyolojik yarı ömürleri 24 saatten daha kısa olur. Günümüzde birçok insan matrisinde (kan ve tükürük dahil) ftalatlar saptanmış olsa da idrarda ftalat metabolitlerinin ölçümü en yaygın yöntemdir ve şu anda vücut yükünü değerlendirmede en yaygın olarak kullanılan yoldur. İnsanlar ftalatlara sürekli maruz kaldıkları için araştırmalar tipik olarak hamile kadınlar ve çocuklar da dahil olmak üzere insanların %99 ile tamamının vücutlarında ölçülebilir seviyelerde bir veya daha fazla ftalat metabolitinin bulunduğunu tespit etmişlerdir (CDC, 2019). ABD'de gerçekleştirilen Çocuk Sağlığı Sonuçları Üzerindeki Çevresel Etkiler (ECHO) Programı kapsamında 50.000'den fazla çocuktan oluşan kohortları bir araya getirerek çocukların sağlığını etkileyen çevresel faktörler (perinatal, nörogelişimsel, obezite, solunum ve olumlu sağlık sonuçları) değerlendirildiğinde ergenlerin BBP, DEHP, DBP ve DEP'a maruz kalmasının zamanla azaldığını fakat DiBP, DiNP gibi ftalatlara maruz kalmanın arttığını göstermiştir (Buckley vd., 2020). Çalışmalar iç mekan kaynaklı ürünlerle doğrudan temastan kaynaklanan kontamine tozun yutulmasının küçük çocuklar için önemli bir maruz kalma yolu olduğunu göstermektedir (Bi vd., 2020). Bununla birlikte, solunum veya dermal emilme yoluyla maruziyet konusunda çalışmalar artmaktadır (Hauser ve Calafat 2005). Bazı ftalatlar için bu üç yol aracılığıyla iç mekan maruziyetinin, beslenmeden kaynaklanan maruziyetten daha yüksek olduğu tahmin edilmektedir (Weschler ve Nazaroff, 2012).

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Ulusal ve uluslararası düzeyde sınıflarda iç ortam hava kalitesini arttırmak için ftalat konsantrasyonlarının kontrol altında tutulmasına yönelik önerilen limit değer veya kılavuz bulunmamaktadır. Ftalat ilavesi yapılan ürünlerin dermal temas yoluyla maruziyetlerini kontrol altına alabilmek için ülkemiz dahil birçok ülkede kullanım miktarlarına sınırlandırılmalar getirilmiştir. Toplam 8 ftalat izomerleri (DBP, DiBP, benzil butil ftalat (BBP), di pentil ftalat (DPP), DEHP, di noktil ftalat (DnOP), diisononil ftalat (DiNP) ve diizodesil ftalat (DiDP) olumsuz sağlık etkileri nedeniyle EPA tarafında öncelikli kirleticiler olarak listelenmiş ve bunlar arasında DEHP ve BBP olası kanserojen kirleticiler grubunda yer almaktadır (Bu vd, 2019; USEPA, 1988, Avrupa Birliği, 2014). Benzer şekilde DEP, DBP, BBP ve DEHP, kimyasal öncelik listesinin 1. kategorisinde listelenmiştir (Avrupa Birliği 2007). Avrupa Birliği ülkeleri, ABD, Kanada, Çin ve ülkemiz dahil çok sayıda ülke iç ortam havasında ftalat konsantrasyonlarını sınırlayan yönetmelikler olmasa da iç ortam havasını etkileyen tüketim ürünlerinde benzer direktifler yayınlarak ftalat katkı miktarlarına kısıtlamalar getirmiştir. Ftalat ana kaynağının iç ortamda bulunan malzemeler ve bina yapı malzemeleri olduğu düşünüldüğünde ürünlerde ftalat kullanım kısıtlaması dolaylı olarak iç ortam hava kalitesine de olumlu katkı yapmaktadır.

Avrupa Birliği üye ülkelerinde 7 Temmuz 2020 öncesinde sadece oyuncaklar ve çocuk bakım ürünlerine ftalat kısıtlaması uygulanırken bu tarihten sonra plastik içeren çoğu ürün için ftalat sınırlandırılması getirilmiştir. REACH (Kimyasalların Kaydı, Değerlendirilmesi, Yetkilendirilmesi ve Kısıtlanması) Tüzüğü AB pazarına sunulan tüm tüketici ürünleri kapsamaktadır. Bu tüzük kapsamında Sınıflandırma, Etiketleme ve Paketleme (CLP) Yönetmeliği kapsamında 1A, 1B veya 2 kategorisindeki kanserojen, mutajenik veya üreme için toksik (CMR) maddeler listesinde yer alan BBP, DBP, DEHP, DIBP ftalatları için kısıtlamalar getirilmiştir. Bu ftalatlar eşyadaki (tek tek veya kümülatif) plastikleştirilmiş malzemenin ağırlıkça maksimum %0,1 içeriği ile sınırlıdır. Ayrıca ağıza temas eden oyuncaklar ve çocuk bakım ürünleri için DINP, DIDP, DNOP ftalatlarında ağırlıkça %0,1'lik bir kısıtlama (tek başına veya kümülatif) getirmiştir. Kozmetik Ürünler hakkındaki 1223/2009 sayılı Yönetmelik, AB'deki kozmetik ürün üreticileri ve ithalatçıları için genel güvenlik gerekliliklerini, değerlendirme prosedürlerini ve diğer gereklilikleri kapsamaktadır. Yönetmelik, BBP, DBP, DEHP gibi CLP Tüzüğü kapsamında 1A, 1B veya 2 kategorisi CMR maddeleri listesinde yer alan herhangi bir madde kullanımını yasaklamaktadır. Oyuncak Güvenliği ve RoHS Direktifleri, AB Gıda ile Temas Eden Malzemeler Çerçeve Tüzüğü ve diğer yönetmelikler kapsamında insan sağlığı açısından tehlikeli kabul edilen birçok ftalat için kısıtlamalar vardır. AB'nin gıda dışı ürünler için kullanılan uyarı sistemi RAPEX istatistiklerine göre, 2018 yılında içeriğindeki kimyasalların sınır değeri aştığı için geri iade edilen plastik bileşenlerin içinde %40'ını tek başına DEHP izomerinin sınır değeri aşması oluşturmaktadır.

Benzer yasaklama ABD'de Tüketici Ürün Güvenliği Komisyonu (CPSC) tarafından, Başlık 16 - Bölüm 1307'de 12 yaşından küçük çocuklar tarafından kullanılması amaçlanan çocuk oyuncakları ve çocuk bakım ürünlerinde 8 ftalat izomerinin (DEHP, DBP, BBP, DINP, DIBP, DPENP, DHEXP, DCHP) konsantrasyon değerini ağırlıkça maksimum %0,1 ile sınırlandırır.

Ülkemizde ise 2 Nisan 2011 tarihli Resmi Gazete'de yayımlanan Bazı Tüketici Ürünlerinin Tehlikeli Kimyasal Madde İçeriğine Yönelik Piyasa Gözetimi ve Denetimine İlişkin Tebliği'nde DEHP, DBP, BBP, DiNP, DiDP ve DnOP izomerlerini içeren çocuk bakım gereçleri, kırtasiye malzemeleri, beslenme çantası, okul çantası, tekstil ürünlerinde, oyuncak ve çocuk bakım eşyala-

rında ağırlıkça %0,1 geçen ürünlerin satılmayacağına dair kısıtlayıcı hüküm maddeleri yürürlüğe girmiştir (Türkiye Cumhuriyeti Resmi Gazete 27893, 2011). Bu 6 ftalat izomeri ayrıca Emzik, Biberon, Biberon Başlığı, Alıştırma Bardağı, Alıştırma Bardağı Kapağı ve Benzeri Ürünlerin Üretimi, İthalatı, Piyasa Gözetimi Ve Denetimi İle Bildirim Esaslarına Dair Tebliğ'de çocuklar tarafından ağza alınabilecek çocuk bakım eşyalarında ağırlıkça %0,1'i geçemeyeceği bildirilmiştir (Türkiye Cumhuriyeti Resmî Gazete 29847, 2016,).

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Sonuç olarak ftalatlar üzerindeki kısıtlamalar, malzeme ve ürünlerde iki tür olmaktadır:

- Ağırlıkça konsantrasyon (örneğin ağırlıkça %0,1'den düşük).
- Özellikle gıda ile temas eden malzemelerde spesifik taşınım limitleri (örneğin SML 1 mg/kg).

Bir çok ülkede tüketici eşyalarında ftalat katkı miktarlarına sınırlar getirmesine rağmen yapılan çalışmalar hala okul iç ortamlarında yüksek ftalat maruziyetine rastlanması, sadece ürünlere katkılara sınırlandırma getirilen yönetmeliklerinin uygulanmasının kaliteli bir iç ortam için yeterli olmadığını göstermektedir. Özellikle kreşlerde yapılan çalışmalarda, yer döşemesinden ve kullanılan malzemelerden dolayı yüksek ftalat seviyeleri ölçülmüş dolayısıyla kreşe giden çocuklarda yüksek ftalat maruziyeti hesaplanmıştır. Okullarda ise sayı olarak daha az ftalat kaynağı bulunduğundan nispeten daha düşük maruziyet oluşmaktadır. Bu durum kreşler için özellikle kanserojenik risk barındıran DEHP ve BBP için iç ortam sınır değerleri öncelikli olarak oluşturulmasını gerekli kılmaktadır.

Sonuç olarak okullarda iç ortamda ftalat ester seviyelerini sınırlandırmak için limit değer önerilecek derecede veri setleri oluşmamıştır. Öncelikle kapsamlı iç ortam ölçüm çalışmaları ile mevcut durum veri setlerinin yeterince genişlemesi gerekmektedir. Bunun yanında çok fazla ftalat salımı yapan plastik yer döşemeleri, ıslak mendil kullanımlarına kısıtlar getirilmelidir.

Kaynaklar

Abdi, S., Sobhanardakani, S., Lorestani, B. vd., 2021. Analysis and health risk assessment of phthalate esters (PAEs) in indoor dust of preschool and elementary school centers in city of Tehran, Iran. *Environ Sci. Pollut. Res.* 28, 61151–61162.

Başaran, B., Soylu, G.N., Yılmaz Civan, M., 2020. Concentration of phthalate esters in indoor and outdoor dust in Kocaeli, Turkey: implications for human exposure and risk. *Environ Sci Pollut Res.*27, 1808–1824 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06815-2>

Besis, A., Avgenikou A., Pantelaki I., vd., 2023. Hazardous organic pollutants in indoor dust from elementary schools and kindergartens in Greece: Implications for children's health, *Chemosphere*, 310, 136750

Bi, C., Wang, X., Li, H., Li, X. and Xu, Y., 2020. Direct transfer of phthalate and alternative plasticizers from indoor source products to dust: Laboratory measurements and predictive modeling. *Environmental Science & Technology*, 55(1), pp.341-351.

- Bu, Z., Mmereki, D., Wang, J., vd., 2019. Exposure to commonly-used phthalates and the associated health risks in indoor environment of urban China, *Sci. Total Environ.*, 658, 843-853.
- Buckley, J.P., Barrett, E.S., Beamer, P.I., vd., 2020. Opportunities for evaluating chemical exposures and child health in the United States: the Environmental influences on Child Health Outcomes (ECHO) Program. *J. Expo Sci Environ. Epidemiol.* 30 (3), 397-419.
- Callesen, M., Bekö, G., Weschler, C.J., Langer, S., Brive, L., Clausen, G., Toftum, J., Sigsgaard, T., Høst, A. and Jensen, T.K., 2014. Phthalate metabolites in urine and asthma, allergic rhinoconjunctivitis and atopic dermatitis in preschool children. *International journal of hygiene and environmental health*, 217(6), 645-652.
- Cao, Z.G., Yu, G., Chen, Y.S., Cao, Q.M., Fiedler, H., Deng, S.B., Huang, J. and Wang, B., 2012. Particle size: a missing factor in risk assessment of human exposure to toxic chemicals in settled indoor dust. *Environment international*, 49,24-30.
- CDC (U.S. Centers for Disease Control and Prevention), January 2019. Fourth national report on human exposure to environmental chemicals updated tables, Atlanta, GA: U.S. Centers for Disease Control and Prevention.
- Chen, Y., Shi, Y., Liu, X., vd., 2021. The High Complexity of Plastic Additives in Hand Wipes, *Environ. Sci. Technol. Lett.* 8 (8), 639-644.
- Clausen, P.A., Bille, R.L.L., Nilsson, T., vd., 2003. Simultaneous extraction of di(2-ethylhexyl) phthalate and nonionic surfactants from house dust. Concentrations in floor dust from 15 Danwash schools. *J. Chromatogr. A* 986, 179-190.
- Çifci, D.İ., Kinacı, C., Arıkan, O.A., 2013., Occurrence of Phthalates in Sewage Sludge from Three Wastewater Treatment Plants in Istanbul, Turkey, *Clean – Soil, Air, Water*, 41(9), 851-855.
- Feng, Y.X., Feng N.X., Zeng L.J., vd., 2020, Occurrence and human health risks of phthalates in indoor air of laboratories, *Sci. Total Environ.* 707, 135609.
- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., vd., 2004. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor Air* 14(3): 188-195.
- Hauser, R. and Calafat, A.M., 2005. Phthalates and human health. *Occupational and environmental medicine*, 62(11), 806-818.
- He, R., Li, Y., Xiang, P., vd., 2016. Organophosphorus flame retardants and phthalate esters in indoor dust from different microenvironments: Bioaccessibility and risk assessment. *Chemosphere* 150, 528-535.
- Huang, C.N., Chiou, Y.S., Cho, H.B., vd., 2019, Children's exposure to phthalates in dust and soil in Southern Taiwan: A study following the phthalate incident in 2011, *Sci. Total Environ.* 696, 133685,
- Huang, J., 2014. The pollution characteristics of polybrominated diphenyl and phthalate esters in indoor dust, a case study in Hangzhou (in Chinese). Master Thesis, Hangzhou, Zhejiang University of Technology.

- Hubinger, J.C., 2010. A survey of phthalate esters in consumer cosmetic products. *J. Cosmet. Sci.* 61(6):457-465.
- Kang, Y., Man, Y.B., Cheung, K.C. and Wong, M.H., 2012. Risk assessment of human exposure to bioaccessible phthalate esters via indoor dust around the Pearl River Delta. *Environmental science & technology*, 46(15), 8422-8430.
- Katafygiotou, M.C., Serghides, D.K., 2014. Thermal comfort of a typical secondary school building in Cyprus, *Sustainable Cities and Society*, 13, 303-312.
- Kim, H.H., Lim, Y.W., Yang, J.Y., 2009. Occurrence of phthalates in indoor dust from children's facilities and apartments in Seoul. *J. Korean Society Atmos. Environ.* 25, 382-391.
- Kıralan, M., Toptancı, İ., Yavuz, M. vd., 2020. Phthalates levels in cold-pressed oils marketed in Turkey. *Environ Sci. Pollut. Res.* **27**, 5630-5635.
- Kong, S., Ji, Y., Liu, L., vd., 2012. Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China. *Environ. Pollut.* 170, 161-168.
- Koo H.J., Lee, B.M., 2004. Estimated Exposure to Phthalates In Cosmetics And Risk Assessment, *J. Toxicol. Environ., Part A*, 67:23-24, 1901-1914.
- Li, H.L., Song, W.W., Zhang, vd., 2016. Phthalates in dormitory and house dust of northern Chinese cities: Occurrence, human exposure, and risk assessment. *Sci. Total Environ.* 565, 496-502.
- Li, X., Zhang, W., L, J. vd., 2021. Distribution, source apportionment, and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust samples across China. *Environ Sci Eur* **33**, 19.
- Lin, X.T., Shen, T., Yu, X.L., vd., 2009. Characteristics of phthalate esters pollution in indoor settled dust (in Chinese). *Journal of Environment and Health* 26 (12), 1109-1111.
- Liu X., Peng C., Shi Y., vd., 2019. Beyond Phthalate Diesters: Existence of Phthalate Monoesters in South China House Dust and Implications for Human Exposure, *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 11675-11683.
- Liu, Y., He, Y., Zhang, J.D., vd., 2020. Distribution, partitioning behavior, and ecological risk assessment of phthalate esters in sediment particle-pore water systems from the main stream of the Haihe River, Northern China, *Sci. Total Environ.*, 745,141131,
- Ma, T.T., Christie, P., Luo, Y.M., vd., 2013. Phthalate esters contamination in soil and plants on agricultural land near an electronic waste recycling site. *Environ. Geochem. Health* 35, 465-476.
- Mahood, I.K., Scott, H.M., Brown, R., Hallmark, N., Walker, M. and Sharpe, R.M., 2007. In utero exposure to di (n-butyl) phthalate and testicular dysgenesis: comparison of fetal and adult end points and their dose sensitivity. *Environmental health perspectives*, 115(Suppl 1), 55-61.
- Mandalakis, M., Basis, A., Stephanou, E.G., 2009. Particle-size distribution and gas/ particle partitioning of atmospheric polybrominated diphenyl ethers in urban areas of Greece. *Environ. Pol.* 157:1227-1233.

- Net, S., Sempéré, R., Delmont, A., vd., 2015a. Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. *Environ. Sci. Technol.* 49, 4019–4035.
- Net, S., Delmont, A., Sempéré, R., Paluselli, A. and Ouddane, B., 2015b. Reliable quantification of phthalates in environmental matrices (air, water, sludge, sediment and soil): A review. *Science of the Total Environment*, 515,162-180.
- Niu, L., Xu, Y., Xu, C., vd., 2014. Status of phthalate esters contamination in agricultural soils across China and associated health risks. *Environ. Pollut.* 195, 16–23.
- Peijnenburg, W.J. and Struijs, J., 2006. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands. *Ecotoxicology and environmental safety*, 63(2), 204-215.
- Parinduri, R.A., 2014. Do children spend too much time in schools? Evidence from a longer school year in Indonesia. *Econ. Educ. Rev.* 41, 89–104.
- Raffy, G., Mercier, F., Blanchard, O., vd., 2016. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: a pilot study. *Indoor Air* 27, 114–127.
- Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air, *Atmos. Environ.* 43, 1 170-181.
- Sabzevari, E., Sobhanardakani, S., 2018. Analysis of Selected Heavy Metals in Indoor Dust Collected from City of Khorramabad, Iran: A Case Study. *Jundishapur J Health Sci.* 10, 67382.
- Selvaraj, K.K., Sundaramoorthy, G., Ravichandran, P.K., Girijan, G.K., Sampath, S. and Ramaswamy, B.R., 2015. Phthalate esters in water and sediments of the Kaveri River, India: environmental levels and ecotoxicological evaluations. *Environmental geochemistry and health*, 37, 83-96.
- Sadrizadeh, S., Yao, R., Yuan, F., vd., 2022. Indoor air quality and health in schools: A critical review for developing the roadmap for the future school environment. *J. Build. Eng.* 57, 104908.
- Sakhi A., Cequier, E., Becher, R., 2019. Concentrations of selected chemicals in indoor air from Norwegian homes and schools, *Sci. Total Environ.*, 674, 1-8.
- Sireli, U.T., Filazi, A., Yurdakok-Dikmen, B. vd., 2017. Determination of Phthalate Residues in Different Types of Yogurt by Gas Chromatography-Mass Spectrometry and Estimation of Yogurt-Related Intake of Phthalates. *Food Anal. Methods*10, 3052–3062.
- Subedi, B., Sullivan, K. D., Dhungana, B., 2017. Phthalate and non-phthalate plasticizers in indoor dust from childcare facilities, salons, and homes across the USA. *Environmental Pollution*, 230, 701–708.
- Swan, S.H., 2008. Environmental phthalate exposure in relation to reproductive outcomes and other health endpoints in humans. *Environ. Res.* 108 (2), 177–184.
- Teil, M.J., Blanchard, M., Chevreuil, M., 2006, Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France), *Sci. Total Environ.*, 354/2-2, 212-223.
- Tran, T.M., Le H.T., Minh T.B., vd., 2017. Occurrence of phthalate diesters in indoor air from several Northern cities in Vietnam, and its implication for human exposure, *Sci. Total Environ.* 601–602, 1695–1701

- Tran, T.M., Kannan, K., 2015. Occurrence of Phthalate Diesters in Particulate and Vapor Phases in Indoor Air and Implications for Human Exposure in Albany, New York, USA. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 68, 489-499
- Türkiye Cumhuriyeti Resmi Gazete 27893, 2011, Bazı Tüketici Ürünlerinin Tehlikeli Kimyasal Madde İçeriğine Yönelik Piyasa Gözetimi ve Denetimine İlişkin Tebliğ
- Türkiye Cumhuriyeti Resmî Gazete Sayısı: 29847, 2016, Oyuncak Güvenliği Yönetmeliği
- EPA, U.S., 1988. Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) (CASRN 117-81-7). https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0014_summary.pdf, (erişim tarihi: 15/09/2022). U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2008. Child-specific exposure factors handbook (Final Report). Available at: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?id=199243>
- Wang, L., Wu, Z., Gong, M., vd., 2020, Non-dietary exposure to phthalates for pre-school children in kindergarten in Beijing, China, Build. Environ. 167, 106438.
- Wang, W., Wu, F., Zheng, J., vd., 2013. Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair, J. Hazard. Mater. 263, 627- 637.
- Wang, L., Gong, M., Xu, Y., vd., 2017. Phthalates in dust collected from various indoor environments in Beijing, China and resulting non-dietary human exposure. Build. Environ. 124, 315-322.
- Wei, H., Turyk, M., Cali S., vd., 2009. Particle size fractionation and human exposure of polychlorinated biphenyls in indoor dust from Chicago, J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard Subst. Environ. Eng. 44/13; 1353-1361
- Weschler, C.J., 2009. Changes in indoor pollutants since the 1950s, 2009 Atmos. Environ., 43/1, 153-169.
- Weschler, C.J. and Nazaroff, W.W., 2012. SVOC exposure indoors: fresh look at dermal pathways. Indoor air, 22(5), 356-377.
- Xia, M., Ouyang, X., Wang, X., 2018. Occupational exposure assessment of phthalate esters in indoor and outdoor microenvironments, J. Environ. Sci., 75-88.
- Xie, Z., Ebinghaus, R., Temme, C., Lohmann, R., Caba, A. and Ruck, W., 2007. Occurrence and air-sea exchange of phthalates in the Arctic. Environmental Science & Technology, 41(13), 4555-4560.
- Zhang, B.Z., Guan, Y.F., Li, S.M., vd., 2009. Occurrence of polybrominated diphenyl ethers in air and precipitation of the Pearl River Delta, South China: annual washout ratios and depositional rates. Environ. Sci. Technol. 43, 9142-9147.
- Zhang L., Wang F., Ji Y., vd., 2014. Phthalate esters (PAEs) in indoor PM₁₀/PM_{2.5} and human exposure to PAEs via inhalation of indoor air in Tianjin, China, Atmos. Environ. 85, 139-146
- Zhang, Q., Sun, Y., Zhang, Q., vd., 2020. Phthalate exposure in Chinese homes and its association with household consumer products, Sci. Total Environ. 719, 136965.

POLİSİKLIK AROMATİK HİDROKARBONLAR

YETKİN DUMANOĞLU⁸

Giriş

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), çevresel ortamlarda (hava, su, toprak) yaygın olarak tespit edilen en az iki olmak üzere (karbon ve hidrojen atomları), çoklu aromatik halkalardan oluşan bir organik kirletici bileşik sınıfıdır (Haritash ve Kaushik, 2009). Uçucu olmayan PAH'lar (yüksek moleküler ağırlıklı, ≥ 228 ; örneğin, benzo(a)piren) çoğunlukla eksik yanma ile üretilirken yarı uçucu olanlar (düşük moleküler ağırlıklı ≤ 206 ; örneğin piren) hem eksik yanma hem de petrol ürünlerinden doğrudan buharlaşma, petrol sızıntıları ve toprak gibi petrojenik (petrol kaynaklı) kaynaklardan yayılır (Zhang ve Tao, 2009; Ma vd., 2010). PAH'ların ana kaynağı kömür, petrol veya odun gibi organik maddelerin eksik yanması olarak bilinir (Shibamoto, 1998; Schauer vd., 2003; Okuda vd., 2010; Tobiszewski ve Namiesnik, 2012; Liu vd., 2013). Kentsel alanlarda, ek olarak araç egzozlarından, enerji santrallerinden, endüstriyel ve atık arıtma süreçleri gibi diğer insan yapımı kaynaklardan da ortaya çıkmaktadır (Ravindra vd., 2008; Slezakova vd., 2013; Hanedar vd., 2014; Sarigiannis vd., 2015; Samburova vd., 2016).

PAH'lar havada gaz fazında bulunur ve partikül maddeye bağlanır. Bu iki faz arasındaki dağılımları bileşiğin uçuculuğuna, ortam nemine ve sıcaklığa ve havadaki serbest radikallerin konsantrasyonuna bağlıdır (Lohmann ve Lammel, 2004; Tsapakis ve Stephanou, 2005; Dat ve Chang, 2017). Havada hem gaz hem de partikül fazında bulunabilmeleri çevresel maruziyet ihtimali ve dozunu arttırmaktadır (Vestenius vd., 2011). Çevrede yaygın olarak bulunmaları ve insanlar için sitotoksik, mutajenik, teratojenik veya kanserojen olabilmeleri nedeniyle sağlık etkileri açısından önemli bir organik bileşik sınıfıdır (WHO, 1998).

İç Ortam Kaynakları

Dış havada var olan PAH bileşikleri fosil yakıtların eksik yanması, trafik ve petrol ürünlerinin buharlaşmasından kaynaklanmakta, partikül ve/veya gaz fazında bulunmakta ve infiltrasyon ve havalandırma yoluyla iç ortamlara girmektedir; ki dış hava önemli bir kaynak olarak değerlendirilmektedir (Chen vd., 2012; Shi ve Zhao, 2012). Dış havaya ek olarak, iç ortamda da PAH'lar için kaynak olabilecek faaliyetler bulunmaktadır (Fromme vd., 2004; Orecchio, 2011). Tütün dumanı, yemek pişirme, ısıtma sistemi, yapı malzemeleri, yakma işlemi (mum, yakıtlar) iç ortamda bulunabilecek PAH kaynaklarıdır (Mannino ve Orrechio, 2008; Chen vd., 2012; Shen vd., 2012; Slezakova vd., 2013; Qi vd., 2014; Romagnoli vd., 2014; Wu vd., 2015). Kaynak şiddeti, infiltrasyon ve havalandırma hızları, çökeltme, kimyasal reaksiyonlar gibi uzaklaşma mekanizmalarının hızları, ve bunlara etki edecek yüzey temizliği gibi faaliyetler iç ortam "PAH seviyelerinde belirleyici" rolü olan etkenlerdir (Romagnoli vd., 2014).

8 Dr.Öğr.Üyesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dokuz Eylül Üniversitesi. e-posta: yetkin.dumanoglu@deu.edu.tr

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Okullarda, dış hava yanında en yaygın iç ortam kaynakları petrol bazlı sanatsal malzemeler (boyalar, boya kalemleri ve kiler), mum yakılması (doğum günü kutlaması), sınıf mobilyaları, bilgisayarlar/projektörler ve temizlik malzemelerinin kullanımınıdır (Destailats vd., 2008; Oliveira vd., 2016; 2017; Morawska vd., 2017). PAH bileşik moleküler ağırlıkları ve ilgili fizikokimyasal özellikleri, bunların kaynak şiddetlerini ve gaz – partikül faz dağılımlarını etkilemekte dolayısıyla iç hava konsantrasyonlarında değişkenliğe yol açmaktadır. Düşük molekül ağırlıklı PAH'ların %90'dan fazlası, daha yüksek buhar basınçları ve daha yüksek uçuculukları nedeniyle gaz fazında, yüksek molekül ağırlıklı PAH'ların %90'dan fazlası, düşük buhar basınçları nedeniyle parçacık fazında bulunmaktadır. Bununla birlikte hem iç hem de dış hava PAH konsantrasyonları, yüksek molekül ağırlıklı > orta molekül ağırlıklı > düşük molekül ağırlıklı sıralamasında gözlemlenmekte olup Ouyang vd. (2020) orta ve yüksek molekül ağırlıklı PAH'ların iç ortamda toplamın %80'ini, dış havada %86'sını oluşturduğunu bildirmişlerdir.

PAH bileşikleri ağırlıklı olarak $PM_{2,5}$ ($2,5 \mu m$ 'nin altında aerodinamik çapta) veya PM_1 ($1 \mu m$ 'nin altında aerodinamik çapta) gibi ince fraksiyonlarla ilişkili parçacıklar üzerine adsorbe olmaktadır (Slezakova vd., 2013; Mesquita vd., 2014; Sánchez-Soberón vd., 2016). Her iki partikül boyutunda PAH bileşiklerinin varlığı, bu bileşiklerin havada taşınımı ve insanların maruziyetini etkilemektedir (Dvorská vd., 2012). Çalışmalar hem dış havada hem de iç ortam havasında, partikül boyutlarındaki azalmayla birlikte PAH konsantrasyonlarının arttığını, bu da PAH'ların özellikle $0,25 \mu m$ 'nin altında aerodinamik çapa sahip partiküller açısından zenginleştiğini göstermektedir (Krugly vd., 2014; Xu vd., 2018).

İnce parçacıklar ($\leq 2,5 \mu m$), motorlu araç emisyonları, kömür ve biyokütle yakma, endüstriyel prosesler gibi yüksek sıcaklıkta yanma kaynaklarından ve ve gaz fazı öncüllerini içeren karmaşık atmosferik kimyasal reaksiyonlar sonucu oluşur (Seinfeld ve Pandis 2006; Remer vd., 2009). $PM_{2,5}$, daha kaba partiküllere göre akciğerlere daha derinlemesine solunabilir ve içerisindeki çok ince partiküller alveollerden dolaşım sistemine nüfuz edebilir. İnce PM ayrıca kaba PM'den daha uzun süre havada askıda kalır ve kaba partiküllere göre daha uzun mesafeler taşınabilir. Bu farklılıkların anlamı, ince partiküllerin insan sağlığını etkilemede büyük olasılıkla daha önemli bir rol oynamasıdır (Pope ve Dockery 2006; Shen vd., 2009a, 2011). Fiziksel faktörlere ek olarak, partikül maddenin (PM) kimyasal bileşimi de toz popülasyonlarının sağlık üzerindeki etkileri üzerinde güçlü bir etkiye sahip olabilir. Bu konuda detaylı bilgi Partikül Madde bölümünde (Bölüm 3) sunulmuştur.

Sınıf iç havası, dış hava ve ev iç havasına göre çok daha fazla miktarda havada taşınan partikül madde içerebilir (Monn ve Becker, 1999; Keeler vd., 2002; Stranger vd., 2007; Fromme vd., 2007; Oeder vd., 2012; Chithra vd., 2014; Chen vd., 2017; Xu vd., 2018; Ouyang vd., 2020). Almanya'da yapılan bir çalışmada çocukların sınıflarda günde ~5-6 saat harcadığı ve PM_{10} maruziyetinin >%60'ının okul içindeki havadan kaynaklandığını bildirilmiştir (Oeder vd., 2012). PM'nin olumsuz sağlık etkileri partikül boyutuna, yüzeyine, sayısına ve kimyasal bileşimine bağlıdır (Costa ve Dreher, 1997; Ghio, 2004; Guthrie, 2004; Prahalad vd., 1999). Almeida vd., (2011), yüzeylere çöküp biriken parçacıkların yeniden süspansiyon olmalarının iç ortam PM seviyelerini güçlü bir şekilde yükseltebileceğini gözlemlemişlerdir.

Okul iç havasında ölçülen partikül madde PAH konsantrasyonları Tablo 2.20'de özetlenmiştir. Pekin'in merkezinde, ana yollar, bir yerleşim bölgesi ve bir alışveriş merkezinin bulunduğu bir yerdeki bir ortaokulun sınıflarında iç hava $PM_{2,5}$ konsantrasyonları 21 ile $258 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arasında, $PM_{2,5}$ -PAH konsantrasyonları 8 ile $83 \text{ ng}/\text{m}^3$ arasında belirlenmiş ve her ikisi de dış hava konsantrasyonları ile istatistiksel olarak anlamlı bir ilişkide bulunmuş; dış hava $PM_{2,5}$ -PAH konsantrasyonları iç havaya göre düşük kalmıştır arasında değişmiştir ($7 - 108 \text{ ng}/\text{m}^3$). Teşhis oranları ve PMF (pozitif matris çarpanlara ayırma) modelinin sonuçları, sınıf ortamındaki PAH'ların ana kaynağının kömür yakma olduğunu göstermiştir (Ouyang vd., 2020).

Litvanya, Kaunas şehrinin beş ilkokulundan analiz edilen 15 PAH'ın $PM_{2,5}$ fraksiyonundaki iç ortam konsantrasyonları $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ ile $131 \text{ ng}/\text{m}^3$ arasında değişmiştir. Açık havada $PM_{2,5}$ 'teki toplam PAH'lar 41 ila $121 \text{ ng}/\text{m}^3$ arasında değişmiştir (Krugly vd., 2014). Malezya, Kuala Lumpur'da toplam PAH konsantrasyonu, 18 ayrı PAH'ın (16 öncelikli PAH + benzo(e)piren ve perilen) konsantrasyonları üç farklı okul iç ortamında incelenmiştir. Sanayi ve şantiyelerin bulunduğu bölgede bulunan okulda dış hava konsantrasyonları iç ortam havasında daha yüksek, ormanlık alanda bulunan okulda iç ortam havası ve dış hava arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark görülmemiş, ancak üçüncü örnekleme yapıldığı okulda ise iç ortam konsantrasyonları dış havadaki PAH konsantrasyonlarından daha yüksek ölçülmüştür. Bu okul hem sanayi faaliyetlerinin hem de trafiğin yoğun olduğu bir bölgede bulunmaktaydı, yazarlar bu örnekleme noktasının diğer noktalardan ayıran en önemli özelliğın örnekleme binanın üçüncü katında yapılması olarak açıklamışlardır. Jung vd. (2011), $PM_{2,5}$ konsantrasyonunda zemin kattan üst katlara doğru çıktıkça gözle görülür bir artış olduğunu ifade etmişlerdir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre üst katlara çıktıkça PM'in ve bununla paralel olarak PM'e bağlı PAH konsantrasyonlarının dış havadan iç ortama sızma oranının arttığı sonucuna varmışlardır (Jung vd., 2011).

PAH'lar eksik yanma sonucunda oluşan kirleticiler olması nedeniyle ısınmanın yoğun olduğu mevsimlerde daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmektedir (Bandowe vd., 2014; Romagnoli vd., 2014; Wu vd., 2014). Meteorolojik koşulların etkisi kış mevsiminde yüksek PAH konsantrasyonlarına yol açabilir. PAH'ların gaz ve partiküllerdeki dağılımını etkileyen düşük atmosferik sıcaklık, PAH dağılımını azaltan düşük karıştırma yüksekliği vb. etkenler mevsimsel konsantrasyon farklılıklarına neden olmaktadır (Li vd., 2009; Maartellini vd., 2012; Ouyang vd., 2020). Kış aylarında artan partiküle bağlı PAH konsantrasyonları birkaç faktöre bağlanabilir. Bir yandan düşük ortam sıcaklığı ve güneş radyasyonu gibi kışın meteorolojik koşullar, parçacık fazındaki PAH'ların artılmasına neden olur (Chen vd., 2015; Kuo vd., 2013); diğer yandan, ısıtma için kömür yakımı ve biyokütle yakma kış aylarında önemli ölçüde artar ve her ikisi de $PM_{2,5}$ 'a bağlı PAH'ların ana kaynaklarıdır (Zhang ve Tao, 2009).

Dış havadan iç ortama sızan veya iç ortamdaki kaynaklardan oluşan PM'ye bağlı PAH'ların varlığı sınıflarda faaliyetler göre farklılık göstermektedir. Xu vd. (2015) dolu ve boş sınıflarda bu değişimi incelemişlerdir. Dolu sınıftaki PAH konsantrasyonlarının, boş sınıftakinden daha yüksek olduğunu ve PAH'ların parçacık boyutu dağılımlarında da farklılıklar olduğunu tespit etmişlerdir. İç ortam toplam askıda partiküle (TSP) bağlı PAH seviyelerinin hafta içi günlerde 19 ila $162 \text{ ng}/\text{m}^3$ arasında değiştiğini, ancak hafta sonları 5 ila $41 \text{ ng}/\text{m}^3$ arasında oldukça düşük olduğunu gözlemlemişlerdir. Ölçüm sonuçlarına göre hem okul iç ortam havasında hem de dış havada hafta içi PAH seviyelerinin hafta sonuna göre en az 2 kat daha yüksek olmuştur. Çalışma grubu iç ortamdaki ölçülen PAH seviyelerini iki faktöre bağlamıştır. Birincisi, yol tozuna ve

diğer partiküllere bağlı PAH'lar kapı ve pencerelerden odaya sızmış veya çocuklar tarafından içeri getirilmiş olabilir. Bu parçacıklara bağlı kirleticiler ayrıca öğrencilerin ve personelin faaliyetleri tarafından süspansiyon halinde tutulmuş veya yeniden süspansiyon haline getirilmiş olabilir. PAH konsantrasyonlarındaki hafta içi/hafta sonu farkını muhtemelen etkileyen ikinci ve muhtemelen daha önemli faktör, hafta içi günlerdeki daha yoğun motorlu taşıt trafiğiydi diye belirtilmiştir. Trafik etkisini gösteren PAH bileşiği, benzo(g,hi,)perilen konsantrasyonları, hafta içi günlerden hafta sonlarına önemli ölçüde azalmış, hafta içi günlerde açık havada benzo(g,hi,)perilen konsantrasyonları, hafta sonlarına göre yaklaşık 20 kat daha fazlayken iç ortamda fark on kata yakın olmuştur.

Kapalı alanlarda iç ortam hava kalitesini belirlenmesi ve yönetimi sürecinin en önemli yönlerinden biri iç ortamda tespit edilen kirleticilerin kaynağının belirlenmesidir. PAH bileşiklerinin bireysel olarak iç ortam ve dış havadaki konsantrasyonlarının oranları (iç ortam/dış hava), kirlilik kaynağının kabaca tanımlanmasını sağlamaktadır (Oeder vd., 2012; Krugly vd., 2014; Xu vd., 2015; Oliveira vd., 2016). İç ortam / dış hava konsantrasyon oranı (İ/D), anlaşılması kolay ve yaygın olarak kullanılan (Huang vd., 2007; Crist vd., 2008; Chen vd.,2011; Krugly vd., 2014), iç ortam ve dış hava konsantrasyonları arasındaki ilişkiyi doğrudan temsil eden bir yaklaşımdır. Hava, dışarıdan içeriye sızar ve insan faaliyetleri de hava sirkülasyonuna etkide bulunarak iç ortam hava kalitesini etkiler (Romagnoli vd., 2014; Zhou vd., 2016). PM_{2,5} ve PAH'ların İ/D oranı genel olarak 1'den düşüktür. Ouyang vd. (2020) okul iç hava kalitesi çalışmalarında bu oranı 0,82 ve 0,98 olarak belirlemiştir. Bu bölgelerde hem dış hava hem de iç ortam için PAH kaynaklarının araç egzozları ve biyokütle yanması olduğu açıklanmıştır. Wang vd. (2017) farklı alanlarda yapılmış 16'dan fazla çalışmayı gözden geçirmiş ve PM_{2,5} İ/D oranının 0,50 ile 0,95 arasında ve PAH İ/D oranının 0,43 ile 0,93 arasında değiştiğini bildirmişlerdir. Long ve Sarnat'ın (2004) tespit ettiği İ/D oranı 1,15'ten büyük olarak bulunmuş, bu oran değerine göre iç ortamda bir kaynak olabileceği ya da PM boyut modülasyonu, bina özellikleri, PM penetrasyon verimliliği, hava değişim oranları ve PAH bozunma oranlarındaki farklılıkların iç ortamdaki konsantrasyonun dış havadan yüksek olma durumunun nedenleri olarak açıklanmıştır (Romagnoli vd., 2014).

Xu vd. (2015) TSP ve PM_{2,5}'a bağlı PAH konsantrasyonları için İ/D oranı 0,7 ve 0,8 olarak tespit etmişlerdir. Partikül maddelerin farklı aralıktaki parçacık boyutlarına göre de iç ortam/dış hava oranı detayı incelenmiştir. Partikül çapı >2,5; 2,5-1,0 ve 1,0-0,5 boyut aralıkları için İ/D>1 olarak gözlemlenmiştir. Bu değerlendirmelere göre 0,5 µm'den daha büyük partikül çapına bağlı PAH'ların dışarıdan sınıfa olası bir transferi olduğu kanısına varılmıştır. İ/D oranının parçacık boyutu arttıkça, artma eğilimi gösterdiği belirlenmiştir. Partikül çapı 0,5-0,25 ve <0,25 aşamalarında toplanan daha küçük partiküller için İ/D oranı, özellikle <0,25 katmanındaki partiküller için oranın <1 olduğu (0,6 ± 0,1), bu sonucunda da mikron altı parçacıkların dış havadan iç ortama sınırlı transfer gösterdiği belirlenmiştir. Ancak, bu durumun dışarıdan içeriye taşınımından değil, daha çok taşınan partiküllerin içeride çökme yoluyla birikimlerini takiben yeniden süspansiyon olmalarından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Krugly vd. (2014) ilkokullarda yaptıkları PAH kaynaklarının belirlenmesi çalışmasında naftalin, floren ve fenantren için İ/D oranını 1'e yakın ve bazı durumlardan 1'den büyük olarak belirlemişlerdir. Jia ve Batterman (2010) düşük molekül ağırlıklı PAH'ların daha çok iç ortam aktivitelerinden kaynaklanabileceği tespitinden bulunmuştur. Okul iç ortamında gerçekleşen sanatsal faaliyetler ya da mobilya ve yapı malzemelerinden buharlaşma olması bu PAH bileşiklerinin iç

ortam faaliyetlerinden kaynaklandığını göstermiştir. Aynı örnekleme noktalarında yüksek molekül ağırlıklı PAH bileşiklerinden asenaftilen ve asenaften için İ/D oranının 0,3 ve bazı durumlarda sıfır, dört halkalı PAH'ların oranlarının ise 0,5'ten düşük olduğu görülmüştür. Tüm numune alma alanlarında, daha yüksek molekül kütleli PAH'lar, daha düşük İ/D oranları göstererek, kirleticilerin dış kaynaklı olduğunu işaret etmiştir.

Ouyang vd. (2020) Çin'de ortaokulda yaptığı çalışmada eş zamanlı olarak hem dış havada hem de okul iç ortamında partiküle bağlı PAH ölçümleri yapmıştır. Her iki ortamda elde edilen 12 PAH bileşiğinin sonuçları arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki görülmüştür ($R^2=0,86$). Bu istatistik olarak anlamlı ilişki dış havadaki PAH'ların iç ortamdaki PAH'lar üzerindeki önemli etkileri olduğu sonucunu göstermiştir (Ouyang vd. 2020). Örnekleme döneminde iç ve dış havada gözlemlenen en yaygın türler (ilk beş) oldukça benzer olmuştur: iç ortam için BbF ($4,34 \text{ ng/m}^3$), IcdP ($3,39 \text{ ng/m}^3$), Flu ($3,35 \text{ ng/m}^3$), BghiP ($3,18 \text{ ng/m}^3$) ve BaP ($3,06 \text{ ng/m}^3$), toplam PAH'ların %58'ini ve dış hava için BbF ($5,27 \text{ ng/m}^3$), Chr ($4,08 \text{ ng/m}^3$), IcdP ($4,03 \text{ ng/m}^3$), BghiP ($3,84 \text{ ng/m}^3$) ve BaP ($3,67 \text{ ng/m}^3$), toplam PAH'ların %62'sini oluşturmuştur.

Litvanya'da yapılan bir çalışmada, naftalin konsantrasyonları, tüm numune alınan okullarda 15 PAH bileşiği arasında en yüksek ($0,1$ ila 115 ng/m^3) olmuştur. Üç halkalı PAH'lar arasında fenantren ve floren, tüm örnekleme bölgelerinde en bol bulunmuştur. Fenantren'in tüm örnekleme alanlarındaki medyan konsantrasyon değerleri, dış havada $2,49$ ila $6,35 \text{ ng/m}^3$ ve iç havada $2,56$ ila $6,74 \text{ ng/m}^3$ arasında değişmiştir. Benzo(a)piren (beş halkalı PAH) ise $0,4$ ila $8,4 \text{ ng/m}^3$ arasında değişmiştir (Krugly vd., 2014).

Literatüre göre iç ortamlarda düşük molekül ağırlık PAH türleri dış havaya göre daha yüksek konsantrasyonlardadır (Destailats vd., 2008; Akyüz ve Çabuk, 2010; Khan vd., 2015; Kong vd., 2015; Liu vd., 2015). İç ortamlara PAH'lar çoğunlukla dış havadan gelse de, iç ortam aktivitelerinin düşük molekül ağırlık PAH kaynakları için de potansiyel oluşturduğu düşünülmektedir (Chen vd., 2017). Yüksek uçuculuk nedeniyle çoğu düşük molekül ağırlık PAH'lar gaz fazında bulunurlar. Ayrıca dış havada, hava akışı ile dağılıma olasılıkları daha yüksektir. Bununla birlikte, iç ortamdaki düşük molekül ağırlıklı PAH'lar kaynaklarından buharlaşsa da iç ortamın zayıf hava hareketliliği onların difüzyonunu azaltır ve bu da düşük molekül ağırlıklı PAH'ların iç ortamda birikmesine yol açabilmektedir.

İki ve üç halkalı PAH'ların (düşük molekül ağırlıklı) toplam konsantrasyonunun dört ve altı halkalı PAH'lara (yüksek molekül ağırlıklı) tanısal oranları, PAH'ların kaynağının pirojenik (yanma) mi yoksa petrojenik (buharlaştırma) mi olduğunu gösterir. Düşük molekül ağırlıklı / Yüksek molekül ağırlıklı oranının >1 olması durumunda, olası bir PAH kaynağı petrojeniktir; aksi takdirde kaynak pirojenik olarak kabul edilmektedir (Ravindra vd., 2008; Zhang ve Tao, 2008; Krugly vd., 2014). Kliucininkas vd. (2011), Kaunas'taki PAH emisyonlarının iki ana kaynağının motorlu ulaşım ve ısıtma amacıyla yakıt yakılması olduğunu belirtmiştir. Benzo(a)antrasen'in krisen'e oranının $>0,35$ olması yakıt yanmasını (Yunker vd., 2002) ve/veya araç emisyonlarını (Akyüz ve Çabuk, 2010) göstermektedir. Floranten/(floranten + piren) oranı $0,5$ değerini aşması PAH emisyonlarının kaynağı olarak odun ve/veya kömürün yanmasını göstermektedir. Indeno(1,2,3-cd)piren ve benzo(ghi)perilen oranları $0,5$ 'e yakın olması odun ve/veya kömürün yandığını göstermektedir (Yunker vd., 2002). Benzo(a)piren ve benzo(ghi)perilen oranlarının $\sim 0,6$ - $>0,6$ olması trafik emisyonlarını göstermektedir (Katsoyiannis vd., 2007). Benzo(a)piren ve krisen benzo(a)piren/(benzo(a)piren + krisen) oranları $0,46$ ila $0,73$ arasında tespit edildiğinde dizel yakıt yan-

ma emisyonlarını gösteren değerler olmuştur (Simcik vd., 1999; Sienna vd., 2005). Sınıflardaki PAH'ların ana kaynağının dış ortam kirliliği olduğu yönündeki tespitlere dayanarak, bir sonraki adım PAH kaynaklarını analiz edilmesidir (Błaszczuk vd., 2017; Oliveria vd., 2017a; Slezakova vd., 2017;). Çalışmalarda IcdP/(IcdP + BghiP), BaA/(BaA + Chr), Flu/(Flu + Pyr) ve BaP/BghiP dahil olmak üzere olası iç ortam PAH kaynaklarının ön tanımlaması için tanısıl oran yöntemi kullanılmaktadır. BaP/BghiP oranları 0,6'dan yüksek olması bir araç emisyonunu düşündürür ve özellikle sonbaharda, BaP/BghiP oranına göre petrol baskın bir rol oynamaktadır (Khalili vd., 1995; Yunker vd., 2002; Błaszczuk vd., 2017). Flu/(Flu + Pyr) oranı, dizel araç kaynaklarını (0,6-0,7) daha fazla tanımlayabilmektedir. BaA/(BaA + Chr) oranlarının 0,35'ten yüksek olması yanmanın da birincil kaynak olduğunu düşündürmektedir (Akyüz ve Çabuk, 2010; Chen vd., 2017; Błaszczuk vd., 2017). IcdP/(IcdP + BghiP) değerinin 0,5'ten düşük olması petrol kaynağının göstergesi olarak kabul edilirken 0,5'in üzerinde olması kömür, ot ve odun yanma kaynağı olarak ayırt edicidir (Ravindra vd., 2008; Yunker vd., 2002; Błaszczuk vd., 2017). Ek olarak, Flu/(Flu + Pyr) 0,5 civarındaki oranlar, sıvı bir fosil yakıt kaynağı olduğunu gösterirken Flu/(Flu + Pyr) > 0,5, kömür ve biyokütle yanmasını işaret etmektedir (De Zarate vd., 2000; Yu vd., 2008). Ant/(Phe + Ant) < 0,1 genellikle petrojenik (buharlaştırma) kaynaklarla ilişkilendirilirken, > 0,1 oranı pirojenik yanmanın baskın olduğunu gösterir (Pies vd., 2008; Błaszczuk vd., 2017; Xu vd., 2018).

Ouyang vd. (2020) iç ortam PAH kaynağı dağılımı ve katkısının araştırılması için PMF model analizi yapmışlar ve birincil kaynakların toplam iç ortam PAH'larına katkıları belirlemişlerdir. Beş PAH kaynağı belirlenmiştir. Faktör 1, kömür yakmanın tipik izleyicileri olan piren'e (Wang vd., 2015) yüksek oranda yüklenmiştir, bu nedenle, kömür yakma bir emisyon kaynağı olarak yorumlanmıştır. Faktör 2, temel olarak araç emisyonlarıyla ilgili olan benzo(a)piren, benzo(k)floranten, benzo(ghi)perilen ve indeno (1,2,3-cd)piren gibi yüksek molekül ağırlıklı PAH'lar tarafından tanımlanmıştır (Ravindra vd., 2008). Faktör 3, temel olarak piren ve antrasen gibi düşük molekül ağırlıklı PAH'lardan oluşmuştur. Bu nedenle, Faktör 3 bir iç ortam kaynağı olarak tanımlanmış, Faktör 4 temel olarak benzo(a)antrasen, krisen, benzo(b)floranten, benzo(k)floranten ve benzo(a)piren, yani aile mutfağı ile yakın ilişkisi olan PAH'lar ve Çin mutfağında yaygın olarak kullanılan doğal gaz yanması olarak ifade edilmiştir (Xu vd., 2020). Faktör 5'in ise endüstriyel bir kaynak olduğu kanısına varılmıştır (Xu vd., 2006; Wang vd., 2016).

Sırbistan'ın Zajecar kasabasında bulunan bir ilkokuldaki 5 farklı sınıfta PM₁₀'a bağlı PAH konsantrasyonları belirlenmiştir (Jovanovic vd., 2014). PM₁₀'daki PAH'ların değerleri analiz edildiğinde binanın bodrum katında bulunan sınıfta iç ortam konsantrasyonları dış havadan yüksek ölçülmüştür. Bu sınıf, okulun bodrum katına konulan kazan civarında, zemin katta bulunduğu için baca gazlarının kazanın fırınından yetersiz şekilde atılmasından ve bodrum katındaki yetersiz havalandırmadan etkilendiği belirtilmiştir. Ayrıca, çocukların yürümesi ve koşması, bu partikül maddelerin yeniden süspansiyon olmasını desteklemiştir (PM₁₀'a bağlı PAH'lar 3 – 88 µg/m³).

Alves vd. (2014) Portekiz'in Aveiro şehir merkezindeki bir ilkokulun sınıfında iç ortam ve dış havadaki PM₁₀ için yoğun bir örnekleme kampanyası yürütmüştür. Sınıfın zemini ahşap, duvarlarda su bazlı boya, tebeşirli karatahta, keçeli kalemli beyaz tahta ve beş ahşap pencereler bulunmaktadır. Sınıflar doğal olarak havalandırılmakta. Okulun etrafı ticari ve konut binaları ile çevrili ve bitişliğinde de bir otopark bulunmaktadır. Okul trafik ışıkları tarafından kontrol edilen iki işlek yolun kesiştiği noktada yer almaktadır. PAH'lar kanserojen olan benzo(a)piren iç ve dış

havada 893 ± 650 ve 830 ± 421 pg/m^3 konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. PAH karışımının toplam kanserojen potansiyeline en çok katkıda bulunan bileşik, ortalama %72 iç ortam ve %59 dış hava değerleri ile benzo(a)piren, ikinci en yüksek katkı, sınıf ve dış havadaki sırasıyla %9 ve %19'luk ortalama paylarla benzo(j)floranten olduğu ifade edilmiştir.

Hisamuddin vd. (2022) $\text{PM}_{2,5}$ 'e bağlı PAH örneklemelerini yaptıkları okulları iki gruba ayırmıştır. Trafiğin yoğun olduğu ve yoğun olmadığı alanlarda okullar seçilmiştir. $\text{PM}_{2,5}$ -PAH konsantrasyonları iç ortamda trafiğin yoğun olduğu bölgede $5,58 \pm 4,72$ ng/m^3 , trafiğin hafif olduğu bölgede $3,69 \pm 3,19$ ng/m^3 olarak tespit edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu bölgedeki $\text{PM}_{2,5}$ -PAH'larda baskın bileşik benzo(k)floranten olmuştur. Öte yandan düşük trafik yoğunluklu bölgede asenaften okulların iç ortam havasında bulunan en yüksek tür olmuştur. Atmosferdeki çok ince parçacıklar ($\text{PM}_{0,25}$, eşdeğer aerodinamik çapları $\leq 0,25$ μm olan partiküller), $\text{PM}_{2,5}$ 'in en önemli fraksiyonudur (Xu vd., 2015). Çok ince parçacıklar, solunum yolunun derinliklerine inerek pulmoner alveollere ulaşabilir ve insan vücudundaki kan dolaşımına katılabilirler. Çok ince parçacıklara PAH'lar gibi tipik toksik kimyasal bileşikler eklenebilir, bu da başta çocuklar olmak üzere insanlar için çeşitli sağlık sorunlarına neden olabilir (WHO, 1998; Kumar vd., 2014; Xu vd., 2015). Xu vd. (2018b) okul iç ortamında yaptıkları çalışmada toplam PAH'lar çok ince parçacıkların %1,1-%1,7'sini oluşturmuştur. PAH bileşikleri arasında en baskın olanlar floren, fenantren ve benzo(e)perilen olmuştur. Ortalama floren konsantrasyonu 13 ng/m^3 olarak ölçülmüş ve ölçülen toplam PAH'ların yaklaşık %27'sini oluşturmuştur. Çok ince parçacıklarda, düşük molekül ağırlıklı PAH'lar için I/D oranı 1,7 ile 1,3 arasında, yüksek molekül ağırlıklı PAH'lar için 1,5 ile 1,1 arasında değişmiştir. Sınıflardaki yüksek molekül ağırlıklı PAH'lar, dışarıdaki yüksek molekül ağırlıklı PAH'ların seviyelerine çok daha yakın olmuştur. Dışarıdaki çok ince parçacıklarda yüksek molekül ağırlıklı PAH'lar, termodinamik nedeniyle çok ince parçacıklardan kolayca buharlaşan sınıflardaki düşük molekül ağırlıklı PAH'lara veya sınıflardaki düşük molekül ağırlıklı PAH'lara göre toza bağlanarak sınıfa daha kolay girebilmektedir (Xu vd., 2015).

Literatürde okul iç havasında ölçülen gaz faz PAH konsantrasyonları Tablo 2.21'de özetlenmiştir. Oliveira vd. (2017a) iki anaokulunda hem toplam askıda partikül ve hem de gaz fazındaki 18 PAH bileşiği konsantrasyonlarını tespit etmişlerdir. Her iki anaokulunda da partiküldeki en baskın PAH bileşiği olmuştur. Bu bileşik benzinli araç egzozlarından sızan bir PAH'dır (Ravindra vd., 2008). TSP'de bulunan diğer baskın türler ise benzo(b+j)floranten, asenaften ve benzo(ghi)perilen olmuştur. Asenaften dizel emisyonlarının toplam (partikül ve gaz fazı) konsantrasyon açısından baskın PAH'lardan biri olarak tanımlanmaktadır (ATSDR, 1995). Gaz fazında tespit edilen PAH bileşiği ise naftalin'dir. İç ortam naftalin kaynakları olarak, haşere kovucuların veya deodorantların kullanımını ve daha az ölçüde araç emisyonları olmaktadır (Batterman vd., 2017). Gaz fazında naftalinden gibi baskın bileşik fenantren, boya maddelerinin üretiminde kullanılır ve dizel egzoz buharı emisyonlarında baskın bileşik olarak rapor edilmiştir (ATSDR, 1995). Partikül ve gaz fazları arasındaki PAH dağılımlarının analizi, partikül faz (TSP)-PAH'larının 20 ila 80 ng/m^3 arasında değiştiğini, gaz fazı-PAH'larının ise 36 ila 81 ng/m^3 arasında değiştiğini göstermiş, toplam PAH'ların gaz fazındaki medyan değerleri, partikül fazdakilere kıyasla beş kat daha yüksek bulunmuştur (Krugly vd., 2014). Xu vd. (2015) sınıfın içine ve dışına yerleştirilen kaskat impaktör tertibatlarının beş aşamasının her biri için ortalama PAH konsantrasyonları belirlemiştir. İç havada TSP-PAH, 5-162 ng/m^3 , dış havada 14-173 ng/m^3 aralığında tespit edilmiştir. Benzer şekilde, $\text{PM}_{2,5}$ -PAH konsantrasyonları iç havada 53 ± 22 ng/m^3 ve dış havada 73 ± 36 ng/m^3 aralığında tespit edilmiştir. PAH'ların çoğunun ince parçacık

fraksiyonu ile ilişkili olduğu ve ortalama olarak $PM_{2,5}$ -PAH'ların, iç ortamda TSP-PAH'ın %89'unu ve dış havada %94'ünü oluşturduğu belirlenmiştir. Çok ince parçacıktaki PAH'lar, açık ara hem iç ortamda hem de dış havada en büyük oranlardadır (çok ince parçacık TSP-PAH'ın iç ortamda %64'ünü ve dış havada %76'sını oluşturmıştır).

Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı tarafından olası veya muhtemel kanserojenler olarak belirlenmiş olan 10 PAH bileşiği (naftalin, benzo(a)antrasen, krisen, benzo(b)floranten, benzo(j)floranten, benzo(k)luoranten, benzo(a)piren, dibenzo(a,l)piren, dibenz(a,h)antrasen ve indeno(1,2,3-cd)piren) okul iç ortamlarında tesbit edilmiştir. Roma'daki okullarda yapılan çalışmada kanserojen PAH bileşikleri kış mevsiminde $1,0-6,8 \text{ ng/m}^3$ aralığında, yaz mevsiminde yapılan çalışmada $0,21-0,71 \text{ ng/m}^3$ aralığında tespit edilmiştir (Romagnoli vd., 2014). Oliveira vd. (2017b) okulların iç ortamında tespit ettiklerin toplam PAH'ların yaklaşık %35'inin kanserojen PAH bileşiklerinden oluştuğunu bildirmiştir. Kanserijen PAH'lar arasında dibenz(a,h)antrasen, kanserojen PAH bileşikleri toplamının yaklaşık %36'sını oluşturarak tüm okullarda en yüksek katkıyı oluşturmuştur. Gözlenen diğer ana kanserojenler ise kanserojen PAH'ların %23'ünü oluşturan benzo(b+)floranten ve %9'ünü oluşturan benzo(a)piren olmuştur.

Sağlık Etkileri

Solunan hava (iç ortam veya dış hava) ve PAH içeren gıdaların tüketilmesi, PAH'a maruz kalmanın başlıca yollarıdır (Elabbas vd., 2014; Pampanin vd., 2016). PAH'lar lipofilik özellikleri nedeniyle (Sarigiannis vd., 2015) neredeyse tüm iç organlarda (esas olarak yağ dokularında) tespit edilmiştir (Abdel-Shafy ve Mansour, 2016). PAH'lara maruz kalma yolları arasında solunum ana maruz kalma yolu gibi görünse de yutma ve cilt teması da önemli bir katkı oluşturmaktadır (Kim vd., 2015; Ma ve Harrad, 2015). Uçucu PAH'lar öncelikle olarak solunum ile vücuda girerken yarı uçucu ve uçucu olmayan PAH'lar solunum, yutma ve cilt teması ile (Chuang vd., 1999; Jongeneelen vd., 2001) insan bünyesine alınmaktadır. PAH'lar emildikten sonra başta karaciğer olmak üzere çeşitli organlara dağılırlar (Rappaport vd., 2004). Başlangıçta hidrofobik ve nispeten etkisizdirler, ancak hücreler içinde diolepoksitler, kinonlar, yarı kinonlar ve peroksitler dahil olmak üzere birçok aktif forma metabolize edilirler (Baird vd., 2005).

Çalışmalar PAH bileşiklerinden bazılarının mutajenik, genotoksik (Annesi-Maesano vd., 2007; Tuntaviron vd., 2007) ve endokrin bozucu etkilerinin olduğunu belirlemiştir (WHO, 2013; Berg vd., 2016). Kanser, PAH maruziyeti için başlıca hastalık endişesidir (Boström vd., 2002; Abdel-Shafy ve Mansour, 2016) ve çeşitli türdeşler kanserojen (muhtemel ve/veya olası olanlar) olarak tanımlanmıştır (IARC, 2002; 2010). Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı'na (USEPA) göre, toksisiteleri nedeniyle öncelikli kirleticiler olarak sınıflandırılan 16 PAH bileşiği bulunmaktadır. Bu PAH bileşikleri Naftalin (Nap), Asenaftelen (Ace), Asenaften (Acp), Floren (Flo), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flu), Piren (Py), Benzo(a)antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo(b)floranten (BbF), Benzo(k)floranten (BkF), Benzo(a)piren (BaP), Indeno(1,2,3-cd)piren, (IcdP), Benzo(g,h,i)perilen (BghiP), Dibenzo(a,h)antrasen (DahA)'dir (USEPA, 2005). Bu öncelikli kirletici sınıflandırması dışında Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı tarafından belirlenmiş, 10 PAH bileşiminden oluşan grup ise olası veya muhtemel kanserojenler olarak belirlenmiştir. Bu PAH bileşikleri ise naftalin, benz(a)antrasen, krisen, benzo(b)floranten, benzo(j)floranten, benzo(k)floranten, benzo(a)piren, dibenzo(a,l)piren, dibenz(a,h)antrasen ve indeno(1,2,3-cd)piren'dir (IARC, 2010). İnsanlarda kanser riskini değerlendirirken yaygın

olarak kanserojen PAH'lar için benzo(a)piren bir belirteç olarak kullanılmıştır (WHO, 2010). Benzo(a)piren bilinen tek kanserojendir (grup 1) (IARC, 2010). Naftalin, benz(a)antrasen, benzo(b) floranten, benzo(j)floranten, benzo(k)floranten, krisen ve indeno(1,2,3-cd)piren, insanlar için olası kanserojen olarak kabul edilir (grup 2B) (IARC, 2002; IARC, 2010). Dibenzo(a,l)piren ve dibenz(a,h)antrasen (grup 2A-muhtemel kanserojenler) (Okana-Mensah vd., 2005; Oliveira vd., 2015; Slezakova vd., 2017). PAH'lar aynı zamanda endokrin bozucu kimyasallar olarak da sınıflandırılır (WHO, 2013), bunlardan bazıları insanlarda ve laboratuvar hayvanlarında nöro-, immün-, hemato-, kardiy-, üreme ve gelişimsel toksisitelere neden olur (ATSDR, 1995).

Sağlık etkileri açısından, PAH'lara maruziyet, özellikle popülasyonun en duyarlı alt gruplarından biri olan çocuklar açısından önem taşımaktadır (Annesi-Maesano vd., 2007; Bae vd., 2010; Tuntawiroon vd., 2010; Foos vd., 2008; Burtscher ve Schüep, 2012; Singh ve Gupta, 2016). Yetişkinlerle karşılaştırıldığında, çocukların daha hızlı solumaları, daha fazla fiziksel aktivite yapmaları ve böylece daha fazla toksik bileşik almalarına izin vermeleri nedeniyle havadaki kirliliğe maruz kalma oranları daha fazladır (Pohl ve Abadin, 2008; Gilliland, 2009). Ayrıca genç yaşta genotoksik kanserojen bileşiklere maruz kalmak çeşitli genetik bozulmalara (Neri vd., 2006; Merlo vd., 2007; Wigle vd., 2007), yetişkin yaşamında yüksek kanser riskine neden olur (Carpente ve Bushkin-Bedient, 2013; Vedham vd., 2015). Epidemiyolojik kanıtlar, PAH'a maruz kalma düzeyleri ile azalmış akciğer fonksiyonu, astım, miyokard enfarktüsü, deri ve mesane kanseri ve tüm nedenlere bağlı ölüm dahil olmak üzere olumsuz solunum ve kardiyovasküler sağlık etkileri arasında güçlü ilişkiler olduğunu göstermektedir (Bostrom vd., 2002). Son çalışmalar, yanma kaynaklarından gelen ince partiküllü maddenin ana bileşeni olan PAH'lara maruz kalmanın astım başlangıcı ve artan astım semptomları ile ilişkili olduğunu göstermiştir (Delfino, 2002; Burton, 2009).

Xu vd. (2018a) Çin'de kentsel bir bölgedeki ortaokulda yaptıkları çalışmada partiküle bağlı PAH'ların potansiyel kanser riskleri ile solunum yolu yangısal yanıtları arasındaki ilişkiler yorumlanmıştır. Çalışmada elli kişilik bir sınıfa doğrudan solunum yolu inflamatuvar testleri ve anketleri uygulanmıştır. Organik kirleticilerin izlenmesi ve partikül boyutu dağılımı ile kaynak karakterizasyonu yapılmış ve okul havasının çoğunlukla çevredeki ortamdaki gelen yanma emisyonları ile kirlendiği ortaya konmuştur. PAH'larla ilişkili artımlı yaşam boyu kanser riskleri tahmin edilmiş, hem iç ortam ve hem de dış hava için ince boyutlu partikül maddeler için sırasıyla $1,62 \times 10^{-6}$ ve $2,34 \times 10^{-6}$ olarak bulunmuştur. Her iki değer de 1×10^{-6} kabul edilebilir değeri aşarak kanserojen PAH'ların öğrenciler için bir sağlık tehdidi oluşturduğunu göstermiştir.

Mevcut Standart, Kılavuz ve Limit Değerler

PAH'ların mutajenitesi, kanserojenliği ve atmosferde her yerde bulunması nedeniyle, insanların maruziyetini sınırlamak için hava kalitesi standartlarının ve yönergelerinin varlığı yüksek önceliğe sahiptir. Kanserojen PAH'ların göstergesi olarak benzo(a)piren için dış havaya ilişkin mevcut Avrupa mevzuatı (Directive 2004/107/EC, 2005), PM_{10} 'daki kanserojen PAH'lar için yıllık 1 ng/m^3 hedef değerini belirlemiştir. Bu sınır değeri Türkiye'de de "Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği" kapsamında uygulanmaktadır. (Resmi Gazete, 2008).

İç ortam havasına maruz kalma karmaşık bir konudur ve bunun kavranması ve daha sonra güvenli iç ortam ortamlarının sağlanması için ilgili yönergelerin oluşturulması ve uygulanması, birçok uluslararası kuruluşun temel odak noktalarıdır. Bu bağlamda, Dünya Sağlık Örgütü

(WHO), PAH'lar dahil olmak üzere, sağlıkla ilgili öncelikli iç ortam hava kirleticilerinin (WHO, 2010) bir listesini belirlemiştir. İç ortam havasındaki PAH'lar için kılavuz değer, kok fırını çalışanları üzerinde yapılan çalışmalardan elde edilen epidemiyolojik verilere dayanmaktadır. PAH karışımları için akciğer kanseri değeri, bir birim riskin benzo(a)piren'nin ng/m^3 'ü başına $8,7 \times 10^{-5}$ olduğu tahmin edilmektedir. Bu, iç ortam havasındaki PAH için kılavuz değeridir. 1/10 000, 1/100 000 ve 1/1 000 000'lik ilave yaşam boyu kanser risklerine karşılık gelen konsantrasyonlar sırasıyla yaklaşık 1,2; 0,12 ve 0,012 ng/m^3 'tür (WHO, 2010). Dünya Sağlık Örgütü tarafından 2B Grup (insanlar için muhtemelen kanserojen) olarak değerlendirilen diğer bir PAH bileşiği de naftalin'dir. Dünya Sağlık Örgütü'nün (2010) naftalin için belirlenmiş iç ortam limit değeri yıllık ortalama 0,01 mg/m^3 'tür. Bu limit değerini belirlediği çalışmada iç ortamda tespit edilen naftalin'in ana kaynağının güve önleyici kullanımı olduğu, eksik yanma ya da trafik kaynaklı naftalin katkısının iç ortam havası için çok düşük bir orana sahip olduğu belirtilmiştir.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

İç ortamda tespit edilen PAH bileşiklerini ana kaynağı dış havadan dış ortama doğru havanın sızması durumudur. Bu hava hareketi sırasında hem partiküle tutunmuş durumda olan hem de gaz fazında olan PAH bileşikleri iç ortama taşınmaktadır. Ayrıca iç ortama sızarak ya da insanların dışarıdan ayaklarında, vücutları üzerinde tutunarak getirdikleri partikül maddeler bina içindeki aktiviteler sırasında tekrar havalanıp insanların havayı soludukları seviyeye kadar yükselmektedir. Özellikle sigara içilen, yemek pişirilen ortamlarda ve ısınma amaçlı faaliyetler nedeniyle (ev, ofis vb.) dış havadan gelen kirleticilere ek olarak iç ortamda da PAH bileşikleri oluşmaktadır. Okullarda ise yukarıda açıklanan ve iç ortamda gerçekleşen faaliyetlere pek sık rastlanmamaktadır. Kamusal ve kapalı alanlarda sigara içmenin yasak olması, okullarda yemek pişirme aktivitesinin ya hiç yapılmaması ya da sınıfların bulunduğu binalardan farklı binalarda yapılıyor olması iç ortamdaki PAH kaynaklarını azaltmaktadır.

Okullarda iç ortam hava kalitesini iyileştirilmesi amacıyla PAH bileşikleri açısından önemli olan dış hava kalitesini iyileştirilmesi ve bunun sonucunda dış havadan iç ortama giriş yapacak PAH bileşikleri konsantrasyonlarının azaltılması anlamlı olacaktır. Bu çerçevede dış hava kalitesi için belirlenmiş olan benzo(a)piren limit değeri olan (PM_{10} 'daki konsantrasyonu) yıllık ortalama 1 ng/m^3 değerinin okul iç havasında da sağlanması gerektiği düşünülmektedir.

PAH bileşikleri arasında daha toksik ve kanserojen olanlarının ağırlıklı olarak partikül fazında bulunması Dünya genelinde yapılan çalışmaların partikül fazına yönelmesine neden olmuştur. Ancak olası bir kanserojen olan naftalin ve asenaften, floren, fenantren, antrasen gibi PAH bileşiklerinin ağırlıklı olarak havadaki gaz fazında bulunması, çalışmaların da bu yönde artırılması gerekliliğini ortaya koymaktadır. Hem dış hava kalitesinin iyileştirilmesi hem de iç hava kalitesinin ve insan sağlığının korunması açısından düşük partikül boyutunda bulunan PAH bileşiklerinin araştırılması ve gaz fazında yapılacak çalışmaların artırılması önem arz etmektedir.

Kaynaklar

- Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M.S., 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum* 25,107-123.
- Akyüz, M., Çabuk, H., 2010. Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *Sci. Total Environ.* 408, 5550-5558.
- Almeida, S.M., Canha, N., Silva, A., Freitas, M.C., Pegas, P., Alves, C., Evtugina, M., Pio, C.A., 2011. Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. *Atmos. Environ.* 45, 7594-7599.
- Alves, C.A., Urban, R.C., Pegas, P.N., Nunes, T., 2014. Indoor/Outdoor relationships between PM10 and associated organic compounds in a primary school. *Aerosol Air Qual. Res.* 14, 86-98.
- Annesi-Maesano, I., Moreau, D., Caillaud, D., Lavaud, F., Le Moullec, Y., Taytard, A., Pauli, G., Charpin, D., 2007. Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children. *Respir. Med.* 101, 1721-1729.
- Annesi-Maesano, I., Baiz, N., Banerjee, S., Rudnai, P., Rive, S., on behalf of the SINPHONIE Group, 2013. Indoor air quality and sources in schools and related health effects. *J. Toxicol. Environ. Health, Part B Crit. Rev.* 16, 491-550.
- ATSDR, 1995. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.
- Bae, S., Pan, X.-C., Kim, S.-Y., Park, K., Kim, Y.-H., Kim, H., Hong, Y.-C., 2010. Exposures to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and oxidative stress in schoolchildren. *Environ. Health Perspect.* 118, 579-583.
- Baird, W.M., Hooven, L.A., Mahadevan, B., 2005. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts and mechanism of action. *Environ. Mol. Mutagen.* 45,106-14.
- Bandowe, B.A.M., Bigalke, M., Boamah, L., Nyarko, E., Saalia, F.K., Wilcke, W., 2014. Polycyclic aromatic compounds (PAHs and oxygenated PAHs) and trace metals in fish species from Ghana (West Africa): Bioaccumulation and health risk assessment. *Environ. Int.* 65, 135-46.
- Batterman, S., Jia, C.R., Hatzivasilis, G., 2007. Migration of volatile organic compounds from attached garages to residences: a major exposure source. *Environmental Research* 104,224-240.
- Batterman, S., Chin, J.-Y., Jia, C., Godwin, C., Parker, E., Robins, T., Max, P., Lewis, T., 2012. Sources, concentrations, and risks of naphthalene in indoor and outdoor air. *Indoor Air* 22, 266-278.
- Berg, V., Kraugerud, M., Nourizadeh-Lillabadi, R., Olsvik, P. A., Skåre, U., Alestrøm, P., Ropstad, E., Zimmer, K. E., Lyche, J. L. 2016. Endocrine effects of real-life mixtures of persistent organic pollutants (POP) in experimental models and wild fish. *J. Toxicol. Environ. Health A* 79, 538-548.

- Błaszczyc, E., Rogula-Kozłowska, W., Klejnowski, K., Fulara, I., Mielzynska-Svach, D., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons bound to outdoor and indoor airborne particles (PM_{2,5}) and their mutagenicity and carcinogenicity in Silesian kindergartens, Poland. *Air Qual. Atmos. Health* 10, 389–400.
- Bostrom, C.E., Gerde, P., Hanberg, A., Jernstrom, B., Johansson, C., Kyrklund, T., Rannug, A., Tornqvist, M., Victorin, K., Westerholm, R., 2002. Cancer risk assessments, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ. Health Perspect.* 10, 451-488.
- Burton A., 2009. Children's health: methylation links prenatal PAH exposure to asthma. *Environ. Health Perspect.* 117, A195.
- Burtscher, H., Schüepp, K., 2012. The occurrence of ultrafine particles in the specific environment of children. *Paediatr. Respir. Rev.* 13, 89-94.
- Chuang, J.C., Callahan, P.J., Lyu, C.W., Wilson, N.K., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 9, 85–98.
- Chen, C., Zhao, B., 2011. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmos. Environ.* 45, 275–288.
- Chen, C., Zhao, B., Zhou, W.T., Jiang, X.Y., Tan, Z.C., 2012. A methodology for predicting particle penetration factor through cracks of windows and doors for actual engineering application. *Build. Environ.* 47, 339–348.
- Chen, Y.C., Hsu, C.Y., Lin, S.L., Chang-Chien, G.P., Chen, M.J., Fang, G.C., Chiang, H.C., 2015. Characteristics of concentrations and metal compositions for PM_{2,5} and PM_{2,5-10} in yunlin county, Taiwan during air quality deterioration. *Aerosol Air Qual. Res.* 15,2571-2583.
- Chen, Y., Li, X., Zhu, T., Han, Y., Lv, D., 2017. PM_{2,5}-bound PAHs in three indoor and one outdoor air in Beijing: Concentration, source and health risk assessment. *Sci. Total Environ.* 586, 255-264.
- Chithra, V.S., Nagendra, S.M.S., 2014. Characterizing and predicting coarse and fine particulates in classrooms located close to an urban roadway. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 64, 945-956.
- Cirillo, T., Montuori, P., Mainardi, P., Russo, I., Triassi, M., Amodio-Cocchieri, R. 2006. Multipathway polycyclic aromatic hydrocarbon and pyrene exposure among children living in Campania (Italy). *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 41, 2089-107.
- Costa, D.L., Dreher, K.L., 1997. Bioavailable transition metals in particulate matter mediate cardiopulmonary injury in healthy and compromised animal models. *Environ. Health Perspect.* 105,1053–1060.
- Crist, K. C., Liu, B., Kim, M., Deshpande, S. R., John, K., 2008. Characterization of fine particulate matter in Ohio: Indoor, outdoor, and personal exposures. *Environmental Research* 106, 62–71.
- Dat, N.-D., Chang, M.B., 2017. Review on characteristics of PAHs in atmosphere, anthropogenic sources and control technologies. *Sci. Total Environ.* 609, 682–693.

- De Zárate, I.O., Ezcurra, A., Lacaux, J.P., Van Dinh, P., 2000. Emission factor estimates of cereal waste burning in Spain. *Atmos. Environ.* 34, 3183-3193.
- Delfino, R.J., 2002. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environ Health Perspect.* 110, 573-589.
- Destailats, H., Maddalena, R.L., Singer, B.C., Hodgson, A.T., McKone, T.E., 2008. Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs. *Atmos. Environ.* 42,
- Directive 2004/107/EC, 2005., Directive of the European Parliament and of the Council relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air, *Off. J. Eur. Union* L23, 3-16.
- Dvorska, A., Komprdova, K., Lammel, G., Klanova, J., Placha, H., 2012. Polycyclic aromatic hydrocarbons in background air in central Europe - Seasonal levels and limitations for source apportionment. *Atmospheric Environment* 46, 147-154.
- Elabbas, L. E., Esteban, J., Barber, X., Hamscher, G., Nau, H., Bowers, W. J., Nakai, J. S., Herlin, M., Åkesson, A., Viluksela, M., Borg, D., and Håkansson, H. 2014. In utero and lactational exposure to a mixture of environmental contaminants detected in Canadian Arctic human populations alters retinoid levels in rat offspring with low margins of exposure. *J. Toxicol. Environ. Health A* 77, 223-245.
- Foos, B., Marty, M., Schwartz, J., Bennett, W., Moya, J., Jarabek, A.M., Salmon, A.G., 2008. Focusing on children's inhalation dosimetry and health effects for risk assessment: an introduction. *J. Toxicol. Environ. Health - Part A Curr. Issues A* 71, 149-165.
- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Gebbhardt, H., Oddoy, A., Rüden, H., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area. *Sci. Total Environ.* 326, 143-149.
- Fromme, H., Twardella, D., Dietrich, S., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B., Rüden, H., 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmos. Environ.* 41, 854-866.
- Ghio A.J., 2004. Biological effects of Utah valley ambient air particles in humans: a review. *J. Aerosol Med.* 17,157-164.
- Gilliland, F.D., 2009. Outdoor air pollution, genetic susceptibility, and asthma management: opportunities for intervention to reduce the burden of asthma. *Pediatrics* 123, 168-173.
- Guthrie, G.D.Jr., 1997. Mineral properties and their contributions to particle toxicity. *Environ. Health Perspect.* 105,1003-1011.
- Hanedar, A., Alp, K., Kaynak, B., Avsar, E., 2014. Toxicity evaluation and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at three stations in Istanbul, Turkey. *Sci. Total Environ.* 488-489, 437-446.
- Haritash, A.K., Kaushik, C.P., 2009. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *J. Hazard. Mater.* 169, 1-15.

- Hisamuddin, N.H., Jalaludin, J., Abu Bakar, S., Latif, M.T., 2022. The influence of environmental polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) exposure on DNA damage among school children in urban traffic area, Malaysia. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19, 2193.
- Huang, H., Lee, S.-C., Cao, J.-J., Zou, C.-W., Chen, X.-G., Fan, S.-J., 2007. Characteristics of indoor/outdoor PM_{2.5} and elemental components in generic urban, roadside and industrial plant areas of Guangzhou City, China. *J Environ Sci* 19:35–43
- Hutter, H.P., Haluza, D., Piegler, K., Hohenblum, P., Fröhlich, M., Scharf, S., Uhl, M., Damberger, B., Tappler, P., Kundi, M., Wallner, P., Moshhammer, H., 2013. Semivolatile compounds in schools and their influence on cognitive performance of children. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health* 26, 628–635.
- IARC, 2002. Some traditional herbal medicines, some mycotoxins, naphthalene and styrene, IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum. 82, 1–556.
- IARC, 2010. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures, IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum. 92, 773.
- Ismail, M.F., Fadzil, M.F., Tahir, N.M., Latif, M.T., Mohammad, N., 2019. Preliminary assessment of the distribution of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in primary school environments in Kuala Lumpur. *Universiti Malaysia Terengganu Journal of Undergraduate Research* 1, 51-58.
- Jia, C.R., Batterman, S., 2010. A Critical Review of Naphthalene Sources and Exposures Relevant to Indoor and Outdoor Air. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 7, 2903-39.
- Jongeneelen, F.J., 2001. Benchmark guideline for urinary 1-hydroxypyrene as biomarker of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Ann Occup Hyg*. 45,3–13.
- Jongeneelen, F.J., 2001. Benchmark guideline for urinary 1-hydroxypyrene as biomarker of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Ann Occup Hyg*. 45,3–13.
- Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., Spasojević, V., 2014. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia, *Energy* 77, 42-48.
- Jung, K.H., Bernabe, K., Moors, K., Yan, B., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Camann, D., Kinney, P.L., Perera, F.P., Miller, R.L., 2011. Effects of Floor Level and Building Type on Residential Levels of Outdoor and Indoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Particulate Matter in New York City. *Atmosphere* 2, 96-109.
- Katsogiannis, A., Terzi, E., Cai, Q., 2007. On the Use of PAH Molecular Diagnostic Ratios in Sewage Sludge for the Understanding of the PAH Sources - Is This Use Appropriate. *Chemosphere* 69, 1337-1339.
- Keeler, G.J., Dvonch, T., Yip, F.Y., Parker, E.A., Isreal, B.A., Marsik, F.J., Morishita, M., Barres, J.A., Robins, T.G., Brakefield-Caldwell, W., Sam, M., 2002. Assessment of personal and community-level exposures to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan, as part of community action against asthma (CAAA). *Environ. Health Perspect.* 110,173–181.
- Khalili, N.R., Scheff, P.A., Holsen, T.M., 1995. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmos. Environ.* 29,

533-542.

Khan, M.F., Latif, M.T., Lim, C.H., Amil, N., Jaafar, S.A., Dominick, D., Nadzir, M.S.M., Sahani, M., Tahir, N.M., 2015. Seasonal effect and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5}. *Atmos. Environ.* 106, 178-190.

Kim, K.-Y., Kabie, E., Kabir, S., 2015. A review on the health impact of airborne particulate matter. *Environ. Int.* 74, 136-143.

Kliucininkas, L., Martuzevicius, D., Krugly, E., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Molnar, P., Strandberg, B., 2011. Indoor and outdoor concentrations of fine particles, particle-bound PAHs and volatile organic compounds in Kaunas, Lithuania. *J. Environ. Monitoring.* 13, 182-191.

Kong, S., Li, X., Li, L., Yin, Y., Chen, K., Yuan, L., Zhang, Y., Shan, Y., Ji, Y., 2015. Variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} during winter haze period around 2014 Chinese Spring Festival at Nanjing: Insights of source changes, air mass direction and firework particle injection. *Sci. Total Environ.* 520, 59-72.

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

Kumar, V., Kothiyal, N.C., Saruchi, 2014. Studies on carcinogenic PAHs emission generated by vehicles and its correlation to fuel and engine types. *Polish J. Chem. Technol.* 16, 48-58.

Kuo, C.Y., Lin, Y.R., Chang, S.Y., Lin, C.Y., Chou, C.H., 2013. Aerosol characteristics of different types of episode. *Environ. Monit. Assess.* 185, 9777-9787.

Li, Z., Sjodin, A., Porter, E.N., Patterson, D.G., Needham, L.L., Lee, S., Russell, A.G., Mulholland, A.J., 2009. Characterization of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Atlanta. *Atmos. Environ.* 43, 1043-1050.

Liu, M.-M., Wang, D., Zhao, Y., Liu, Y.-Q., Huang, M.-M., Liu, Y., Sun, J., Ren, W.H., Zhao, Y.D., He, Q.C., Dong, G.H., 2013. Effects of outdoor and indoor air pollution on respiratory health of Chinese children from 50 kindergartens. *J. Epidemiol.* 23, 280-287.

Liu, J., Man, R., Ma, S., Li, J., Wu, Q., Peng, J., 2015. Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM_{2.5} in Guangzhou, China. *Mar. Pollut. Bull.* 100, 134-143.

Lohmann, R., Lammel, G., 2004. Adsorptive and absorptive contributions to the gas particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons: state of knowledge and recommended parameterization for modeling. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3793-3803.

Long, C.M., Sarnat, J.A., 2004. Indoor-outdoor relationships and infiltration behavior of elemental components of outdoor PM_{2.5} for Boston-area homes. *Aerosol Sci. Technol.* 38, 91-104.

Ma, W.-L., Li, Y.F., Qi, D.Z., Sun, D.Z., Liu, L.Y., Wang, D.G., 2010. Seasonal variations of sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to a northeastern urban city, China. *Chemosphere* 79, 441-447.

- Ma, Y., Harrad, S., 2015. Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet: a review. *Environ. Int.* 84, 7–16.
- Mannino, M. R., Orecchio, S., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: extraction, GC–MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment* 42, 1801-1817.
- Martellini, T., Giannoni, M., Lepri, L., Katsoyiannis, A., Cincinelli, A., 2012. One year intensive PM_{2.5} bound polycyclic aromatic hydrocarbons monitoring in the area of Tuscany, Italy. Concentrations, source understanding and implications. *Environ. Pollut.* 164, 252-258.
- Merlo, D.F., Ceppi, M., Stagi, E., Bocchini, V., Sram, R.J., Rössner, P., 2007. *Toxicol. Lett.* 172, 60–67.
- Mesquita, S.R., van Drooge, B.L., Reche, C., Guimaraes, L., Grimalt, J.O., Barata, C., Pina, B., 2014. Toxic assessment of urban atmospheric particle-bound PAHs: Relevance of composition and particle size in Barcelona (Spain). *Environ. Pollut.* 184, 555-562.
- Monn, C., Becker, S., 1999. Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM_{2.5}) and coarse particles (PM_{10-2.5}) in outdoor and indoor air. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 155,245–252.
- Mortamais, M., Pujol, J., van Drooge, B.L., Macià, D., Martínez-Vilavella, G., Reynes, C., Sabatier, R., Rivas, I., Grimalt, J., Forn, J., Alvarez-Pedrerol, M., Querol, X., Sunyer, J., 2017. Effect of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons on basal ganglia and attention-deficit hyperactivity disorder symptoms in primary school children. *Environ. Int.* 105,12–19.
- Morawska, L., Ayoko, G.A., Bae, G.N., Buonanno, G., Chao CY, H., Clifford, S., Fu, S.C., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M.S., 2017. Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure. *Environ. Int.* 108, 75-83.
- Neri, M., Bonassi, S., Knudsen, L.E., Sram, R.J., Holland, N., Ugolini, D., Merlo, D.F., 2006. Children's exposure to environmental pollutants and biomarkers of genetic damage. I. Overview and critical issues. *Mutat. Res. Rev. Mutat. Res.* 612, 1–13.
- Nisbet, I.C.T., LaGoy, P.K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 16, 290-300.
- Oeder S, Jörres RA, Weichenmeier I, Pusch G, Schober W, Pfab F, Behrendt H, Schierl R, Kronseeder A, Nowak D, Dietrich S, Fernández-Caldas E, Lintelmann J, Zimmermann R, Lang R, Mages J, Fromme H, Buters JT., 2012. Airborne indoor particles from schools are more toxic than outdoor particles. *Am. J. Respir. Cell. Mol. Biol.* 47, 575-82.
- Okona-Mensah, K.B., Battershill, J., Boobis, A., Fielder, R., 2005. An approach to investigating the importance of high potency polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the induction of lung cancer by air pollution, *FoodChem. Toxicol.* 43, 1103–1116.

- Okuda, T., Okamoto, K., Tanaka, S., Shen, Z. X., Han, Y. M., Huo, Z. Q., 2010. Measurement and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Xi'an, China, by using automated column chromatography and applying positive matrix factorization (PMF). *Sci. Total Environ.* 408, 1909–1914.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.C., Morais, S., 2015. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and assessment of potential risks in preschool children, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 13892–13902.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.C., Morais, S., 2017a. Assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in preschool children: Levels and impact of preschool indoor air on excretion of main urinary monohydroxyl metabolites. *J. Hazard. Mater.* 322, 357–369.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., Delerue-Matos, C., Morais, S., do Carmo Pereira, M., 2017b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in primary school environments: Levels and potential risks. *Sci. Total Environ.* 575, 1156–1167.
- Orecchio, S., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor emission from decorative candles. *Atmospheric Environment* 45, 1888–1895.
- Ouyang, R., Yang, S., Xu, L., 2020. Analysis and Risk Assessment of PM_{2.5}-Bound PAHs in a Comparison of Indoor and Outdoor Environments in a Middle School: A Case Study in Beijing, China. *Atmosphere* 11, 904, 1–12.
- Pampanin, D. M., Le Goff, J., Skogland, K., Marcucci, C. R., Birger Øysæd, K., Lorentzen, M., Jørgensen, K. B., Sydnes, M. O. 2016. Biological effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and their first metabolic products in in vivo exposed Atlantic cod (*Gadus morhua*). *J. Toxicol. Environ. Health A* 79, 633–646.
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T. A., Hofmann, T., 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72, 1594–1601.
- Pohl, H.R., Abadin, H.G., 2008. Chemical mixtures: evaluation of risk for child specific exposures in a multi-stressor environment. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 233, 116–125.
- Pope, C.A., Dockery, D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *J. Air. Waste Manag. Assoc.* 56, 709–742.
- Prahalad, A.K., Soukup, J.M., Inmon, J., Willis, R., Ghio, A.J., Becker, S., Gallagher, J.E., 1999. Ambient air particles: effects on cellular oxidant radical generation in relation to particulate elemental chemistry. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 158, 81–91.
- Qi, H., Li, W.-L., Zhu, N.-Z., Ma, W.-L., Liu, L.-Y., Zhang, F., Li, Y.-F., 2014. Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in China. *Sci. Total Environ.* 491–492, 100–107.
- Raffy, G., Mercier, F., Blanchard, O., Derbez, M., Dassonville, C., Bonvallot, N., Glorennec, P., Le Bot, B., 2017. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: a pilot study. *Indoor Air* 27, 114–127.

- Rappaport, S.M., Waidyanatha, S., Serdar, B., 2004. Naphthalene and its biomarkers as measures of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Environ. Monit.* 6, 413–6.
- Ravindra, K., Sokhi, R., Van Grieken, R., 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmos. Environ.* 42, 2895–2921.
- Remer, L.A.M, Chin, M., DeCola, G., Feingold, R., Halthore, R.A., Kahn, P.K., Quinn, D., Rind, S.E., Schwartz, D., Streets, Yu, H., 2009. Executive Summary, in *Atmospheric Aerosol Properties and Climate Impacts, A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research*. [Mian Chin, Ralph A. Kahn, and Stephen E. Schwartz (eds.)]. National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C., USA.
- Resmi Gazete, 2008. Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği. Resmî Gazete Tarihi: 06.06.2008 Resmî Gazete Sayısı: 26898.
- Romagnoli, P., Balducci, C., Perilli, M., Gherardi, M., Gordiani, A., Gariazzo, C., Gatto, M.P., Cecinato, A., 2014. Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmos. Environ.* 92, 51–59.
- Shen, G., Wei, S., Zhang, Y., Wang, R., Wang, B., Li, W., Shen, H., Huang, Y., Chen, Y., Chen, H., Wei, W., Tao, S., 2012. Emission of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass pellet burning in a modern burner for cooking in China. *Atmos. Environ.* 60, 234–237.
- Samburova, V., Connolly, J., Gyawali, M., Yatavelli, R.L.N., Watts, A.C., Chakrabarty, R.K., Zielinska, B., Moosmuller, H., Khlystov, A., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons in biomass-burning emissions and their contribution to light absorption and aerosol toxicity. *Sci. Total Environ.* 568, 391–401.
- Sanchez-Soberon, F., van Drooge, B.L., Rovira, J., Grimalt, J.O., Nadal, M., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2016. *Sci. Total Environ.* 550, 1057–1064.
- Sarigiannis, D.A., Karakitsios, S.P., Zikopoulos, D., Nikolaki, S., Kermenidou, M., 2015. Lung cancer risk from PAHs emitted from biomass combustion. *Environmental Research* 137, 147–156.
- Schauer, C., Niessner, R., Pöschl, U., 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulate matter: Decadal and seasonal trends, chemical degradation, and sampling artifacts. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2861–2868.
- Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., 2006. *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change*. New York: Wiley.
- Shen, Z. X., Cao, J. J., Tong, Z., Liu, S. X., Reddy, L. S. S., Han, Y. M., Zhang, T., Zhou, J., 2009. Chemical characteristics of submicron particles in winter in Xi'an. *Aerosol and Air Quality Research*, 9, 80–93.
- Shi, S., Zhao, B., 2012. Comparison of the predicted concentration of outdoor originated indoor polycyclic aromatic hydrocarbons between a kinetic partition model and a linear instantaneous model for gas-particle partition. *Atmos. Environ.* 59, 93–101.
- Shibamoto, T., 1998. *Chromatographic analysis of environmental and food toxicants*. New York: Marcel Dekker Inc.

- Sienra, M.R., Rosazza, T.N.G., Prendez, M., 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their molecular diagnostic ratios in urban atmospheric respirable particulate matter. *Atmos. Res.* 75, 267-281.
- Simcik, M. F., Eisenreich, S. J., Lioy, P. J., 1999. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment* 33, 5071-5079.
- Singh, D.K., Gupta, T., 2016. Effect through inhalation on human health of PM1 bound polycyclic aromatic hydrocarbons collected from foggy days in northern part of India. *J. Hazard. Mater.* 306, 257-268.
- Slezakova, K., Pires, J.C., Castro, D., Alvim-Ferraz, M.C., Delerue-Matos, C., Morais, S., Pereira, M.C., 2013. PAH air pollution at a Portuguese urban area: carcinogenic risks and sources identification, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 3932-3945.
- Slezakova, K., Oliveira, M., Madureira, J., Fernandes, E.O., Delerue-Matos, C., Morais, S., Pereira, M.C., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in Portuguese educational settings: a comparison between preschools and elementary schools. *J. Tox. Environ. Health, Part A*, 80, 630-640.
- Sopian, N.A., Jalaludin, J., Abu Bakar, S., Hamedon, T.R., Latif, M.T., 2021. Exposure to particulate PAHs on potential genotoxicity and cancer risk among school children living near the petrochemical industry. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18, 2575.
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S.S., Van Grieken, R., 2007. Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. *Environ. Int.* 33, 789-797.
- Tsapakis, M., Stephanou, E.G., 2005. Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: study of sources and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environ. Pollut.* 133, 47-56.
- Tobiszewski, M., Namiesnik, J., 2012. Review: PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environ. Pollut.* 62, 110-119.
- Tsapakis, M., Stephanou, E.G., 2005. Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: study of sources and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environ. Pollut.* 133, 47-56.
- Tuntawiroon, J., Mahidol, C., Navasumrit, P., Autrup, H., Ruchirawat, M., 2007. Increased health risk in Bangkok children exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons from traffic-related sources. *Carcinogenesis* 28, 816-822.
- Tuntawiroon, J., Mahidol, C., Navasumrit, P., Autrup, H., Ruchirawat, M., 2010. Increased health risk in Bangkok children exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons from traffic-related sources. *Carcinogenesis* 28, 816-822.
- Zhou, Z., Liu, Y., Yuan, J., Zuo, J., Chen, G., Xu, L., Rameezdeen, R., 2016. Indoor PM_{2.5} concentrations in residential buildings during a severely polluted winter: A case study in Tianjin, China. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 64, 372-381.

- Vestenius, M., Leppänen, S., Anttila, P., Kyllönen, K., Hatakka, J., Hellén, H., Hyvärinen, A.P., Hakola, H., 2011. Background concentrations and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in south-eastern Finland. *Atmos. Environ.* 45, 3391-3399.
- Wang, J., Ho, S.S., Cao, J., Huang, R., Zhou, J., Zhao, Y., Xu, H., Liu, S., Wang, G., Shen, Z., 2015. Characteristics and major sources of carbonaceous aerosols in PM_{2,5} from Sanya, China. *Sci. Total Environ.* 530-531, 110-119.
- Wang, Q., Liu, M., Yu, Y., Li, Y., 2016. Characterization and source apportionment of PM_{2,5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from Shanghai city, China. *Environ. Pollut.* 218, 118-128.
- Wang, J., Xu, H., Guinot, B., Li, L., Ho, S., Liu, S., Cao, J., 2017. Concentrations, sources and health effects of parent, oxygenated- and nitrated- polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in middle-school air in Xi'an, China. *Atmos. Res.* 192, 1-10.
- WHO., 1998. World Health Organization, environmental health criteria 202: Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Geneva: World Health Organization.
- WHO, 2010. WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants, Regional Office for Europe of the World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- WHO, 2013. State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012, United Nations Environment Programme and the World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Wigle, D.T., Arbuckle, T.E., Walker, M., Wade, M.G., Liu, S., Krewski, D., 2007. Environmental hazards: evidence for effects on child health. *J. Toxicol. Environ. Health - Part B: Critical Reviews* 10, 3-39.
- Wilson, N., Chuang, J., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 11, 449-458.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., Menton, R., Morgan, M.K., 2003. Aggregate exposures of nine preschool children to persistent organic pollutants at day care and at home. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 13, 187-202.
- Wu, Y., Yang, L., Zheng, X., Zhang, S., Song, S., Li, J., Hao, J., 2014. Characterization and source apportionment of particulate PAHs in the roadside environment in Beijing. *Sci. Total Environ.* 470-471, 76-83.
- Wu, F., Liu, X., Wang, W., Man, Y.B., Chan, C.Y., Liu, W., Tao, S., Wong, M.H., 2015. Characterization of particulate-bound PAHs in rural households using different types of domestic energy in Henan Province, China. *Sci. Total Environ.* 536, 840-846
- Xu, S., Liu, W., Tao, S., 2006. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons in China. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3, 702-708.
- Xu, H., Guinot, B., Niu, X., Cao, J., Ho, K.F., Zhao, Z., Ho, S.S., Liu, S., 2015. Concentrations, particle-size distributions, and indoor/outdoor differences of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a middle school classroom in Xi'an, China. *Environ. Geochem. Health.* 37, 861-73.

- Xu, H., Guinot, B., Ho, S.S.H., Li, Y., Cao, J., Shen, Z., Niu, X., Zhao, Z., Liu, S., Lei, Y., Zhang, Q., Sun, J., 2018a. Evaluation on exposures to particulate matter at a junior secondary school: a comprehensive study on health risks and effective inflammatory responses in Northwestern China. *Environ. Geochem. Health* 40, 849–863.
- Xu, H., Guinot, B., Cao, J., Li, Y., Niu, X., Ho, K.F., Shen, Z., Liu, S., Zhang, T., Lei, Y., Zhang, Q., Sun, J., Gao, J., 2018b. Source, health risk and composition impact of outdoor very fine particles (VFPs) to school indoor environment in Xi'an, Northwestern China. *Sci. Total Environ.* 612, 238–246.
- Xu, H., Ta,W., Yang, L., Feng, R., He, K., Shen, Z., Meng, Z., Zhang, N., Li, Y., Zhang, Y., 2020. Characterizations of PM_{2,5}-bound organic compounds and associated potential cancer risks on cooking emissions from dominated types of commercial restaurants in northwestern China. *Chemosphere* 261,127758.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2005. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001F. US Environmental Protection Agency, Washington, D. C., United States of America. Retrieved from: http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CANCER_GUIDELINES_FINAL_3-25-05.pdf.
- Yu, G.G., Wang, T.G., Wu, D.P., Wang, J. A., 2008. Study on polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric aerosols in Beijing. *J. China Univ. Min. Technol.* 37, 72–78.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33, 489–515.
- Zhang, Y., Tao, S., 2009. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmos. Environ.* 43,812–819.
- Zorn, C., Köhler, M., Weis, N., Scharenberg, W., 2005. Proposal for assessment of indoor air polycyclic aromatic hydrocarbons. *Proc. Indoor Air*, 2535–2540.

Tablo 2.20. Okul iç ortam havasında ölçülen partikül madde PAH konsantrasyonları (ng/m³)

Örnek Sayısı	N=54	N=70	N=20	N=70	N=3			N=5	N=5	N=5	N=5	N=11	N=32	N=60
Şehir/Ülke	Pekin, Çin	Fransa	Polonya		Roma, İtalya	Xi, Çin	Niyana, Avusturya	Kuala Lumpur, Malezya				Xi, Çin	Portekiz	Portekiz
İç ortam türü	Ortaokul	İlkokul	Kentsel-anaokulu	İlkokul	İlkokul	Ortaokul	Ortaokul	İlkokul (Yoğun trafik)	İlkokul (Sakin trafik)	İlkokul (sanayi yakın)	İlkokul (Sanayi uzak)	Ortaokul	Anaokulu	İlkokul
Örnek türü	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}		PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}		PM _{2,5}		PM _{0,25}	Toplam Askıda Partikül	PM _{2,5}
Nap			2,9-7,0	2,6-5,9						4,80 ± 3,55	t.l.a,		0,02	0,88-1,5
Ace						1,2 ± 0,4		0,08±0,11	0,44±0,59				0,21	0-21
Acp			0,2-0,4	0,2-0,4		1,6 ± 0,3		0,26±0,37	0,84±0,75				0,13-0,51	(2,3-2,4
Flo			0,6-1,1	0,4-2,0		1,3 ± 0,3		0,19±0,23	0,53±0,75	4,05 ± 2,07	4,11 ± 0,74	10,6 ± 7,7	0,002-0,010	0,07-0,096
Phe	2,34		1,1-9,2	2,3-8,0		4,2 ± 1,2	<t.l.a.*-6,0	0,01±0,00	0,05±0,02	0,86 ± 0,27	0,02 ± 0,00	9,3 ± 7,8	0,05-0,11	0,72-1,0
Ant	0,36		0,2-1,6	0,3-2,0				0,11±0,15	0,10±0,14	t.l.a.	0,01 ± 0,00	1,4 ± 1,1	0,002-0,008	0,01-0,03
Flu	3,35		1,2-7,8	1,6-10		4,7 ± 1,8		0,06±0,04	0,15±0,10	t.l.a.	t.l.a.	1,6 ± 1,6	0,03-0,04	4,8-7,5
Py	2,24	0,023-0,425	1,0-3,9	1,0-2,6		4,4 ± 1,4		0,24±0,20	0,21±0,16	8,20 ± 7,86	t.l.a.	1,2 ± 1,3	0,09-0,15	1,1-1,7
BaA	2,07		0,4-5,5	0,5-4,2	0,46 ± 0,07	3,1 ± 0,7		0,11±0,09	0,06±0,05	2,37 ± 1,82	t.l.a.	0,4 ± 0,4	0,04-0,05	0,46-0,90
Chr	2,75		0,6-4,9	0,7-4,6		6,4 ± 1,8		0,13±0,08	0,09±0,06	1,12 ± 0,49	t.l.a.	0,9 ± 1,0	0,05-0,09	0,9-1,8
BbF	4,34		1,4-6,6	2,1-9,9		11,4 ± 3,2		0,68±0,48	0,19±0,01	3,55 ± 1,90		2,5 ± 2,4	0,15-0,26	5,2-8,1
BkF	1,61		0,6-3,4	1,1-5,4		6,8 ± 1,9		1,84±1,64	0,34±0,28	t.l.a.		1,8 ± 1,6	B[b+]]F 0,03-0,05	1,0-1,6
BaP	3,06		1,2-7,5	2,7-13	1,58 ± 0,28	4,7 ± 1,3	<t.l.a.-38,0	0,57±0,29	0,10±0,08	14,45 ± 7,09	0,43 ± 0,01	1,6 ± 1,9	0,05-0,11	2,9-4,2
DahA	1,14		0,2-0,9	0,2-1,5	0,23 ± 0,09	3,3 ± 0,6		0,40±0,38	0,27±0,09	4,40 ± 2,02	0,04 ± 0,02	0,2 ± 0,2	0,29-0,65	n,d,-10
BghiP	3,18		1,5-6,2	2,8-12	1,71 ± 0,95	7,9 ± 1,9						1,9 ± 2,1	0,08-0,18	3,5-4,6
IcdP	3,39		1,4-7,4	2,7-11	1,62 ± 0,21	7,8 ± 1,8		0,70±0,47	0,25±0,11	7,58 ± 2,03	0,02 ± 0,01	1,6 ± 1,8	0,07-0,12	3,2-4,7
TOPLAM PAH		0,484-5,220 (PAH ₂)			8,29 ± 6,67 (PAH ₆)	80 ± 19 (PAH ₁₆)		5,58±4,72	3,69±3,19	63±34	4,65 ± 0,77	38,2 ± 32,9	0,87-2,48	48-60 (PAH ₁₈)
Referans	Ouyang vd,, 2020,	Mortamasi vd,, 2017	Blaszczyk vd,, 2017	Romagnoli VD,, 2014	Wang vd,, 2017	Hunter vd,, 2013		Hisamuddin vd,, 2022,		Sopian vd,, 2021	Xu vd, 2018b	Oliveira vd,, 2017a	Oliveira vd,, 2017b	

*t.l.a.=tayin limitinin altında

Tablo 2.21. Okul iç ortam havasında ölçülen gaz faz PAH konsantrasyonları (ng/m³)

Örnek sayısı	N=10	N=4	N=10	N=62	N=44
Şehir/Ülke	Kuzey Karolina, ABD	Kuzey Karolina, ABD	İtalya	Fransa	Portekin
İç ortam türü	Kreş	Kreş	İlkokul	Kreş+ilkokul	Anaokulu
Örnek türü	Gaz	Gaz	Gaz	Gaz	Gaz
Nap	92- 584	141-1044			13,1-20,8
Ace	1,2- 3,7	2,33-4,49			0,21-0,75
Acp	0,5- 2,7	3,89-52,1		t.l.a.	0,46-8,04
Flo	2,7- 6,1	4,75-8,26		2,5-13	5,08-14,3
Phe	3,7- 135	6,61-31,3		4,8-18	25,6-35,2
Ant	0,5- 2,7	0,52-1,04		t,l,a,	0,33-0,64
Flu	0,4- 1,0	0,42-1,25		1,0-1,6	2,28-3,22
Py	0,2- 0,5	0,22-0,65	0,09-0,35	1,0-1,2	0,003-2,03
BaA	0,07- 0,15	0,06-0,08		t.l.a.	0,002
Chr	0,06- 0,15	0,08-0,13			0,001
BbF	<0,04- 0,17	0,12-0,15			0,007 B[b+j]F
BkF	<0,04- 0,11	0,07-0,09			0,001
BaP	0,05- 0,16	0,06-0,08			0,002
DahA	<0,04	0,05-0,07			0,004
BghiP	<0,04- 0,10	0,06-0,15			0,003
IcdP	<0,04- 0,09	0,09-0,11			0,001
TOPLAM PAH			0,3-7,9 (PAH ₁₆)		51-84 (PAH ₁₈)
Referans	Wilson vd., 2001	Wilson vd., 2003	Cirillo vd., 2006	Raffy vd., 2017.	Oliveira vd., 2017a

PARTİKÜL MADDE





Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

PARTİKÜL MADDE

BURCU ONAT¹, ÜLKÜ ALVER ŞAHİN²

Giriş

Hava kirliliği dünya genelinde yılda ortalama 7 milyon insanın hayatını kaybetmesine neden olan bir çevresel sorundur. Dünya nüfusunun yaklaşık %90'ı dış ortam hava kalitesi sınır değerlerinin üzerinde kirlilik içeren havayı solumaktadır (WHO, 2022). Hava kirliliğine bağlı yaşam kaybı ve hastalıklarda dış ortam ve iç ortam hava kirliliğinin her ikisi de büyük önem taşımaktadır. Ancak dünya genelinde birçok çalışmada iç ortamlardaki hava kirliliğinin dış ortamdan daha fazla olduğu belirtildiği gibi (Koistinen vd., 2008; Almeida vd., 2011; J.Bennett vd., 2019; de Gennaro vd., 2014), Türkiye'de de iç ortamlardaki partikül maddenin dış ortamdan yaklaşık 2 ile 5 kat daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Yurtseven vd., 2012; Şahin vd., 2012; Onat & Stakeeva, 2013, 2014; Onat vd., 2017, 2019a, 2019b; Babaoglu vd., 2022, Şahin vd. 2022). Kentsel yaşam koşullarında insanların zamanlarının %80-90'ını iç ortamlarda geçirmesi, buna bağlı uzun süreli yüksek konsantrasyon maruziyeti ve özellikle son yaşanan COVID-19 gibi salgın hastalıkların bulaşma riskinin iç ortam hava kalitesi ile doğrudan ilişkili olması son yıllarda iç ortam hava kalitesine olan ilgiyi artırmıştır ve kirleticilere sınır değerler getirilerek iç ortam hava kalitesinin daha iyi anlaşılması ve iyileştirilmesi için çalışılmaktadır (NASEM, 2022).

Yetişkinler çalışma hayatları boyunca günde ortalama 8 saatlerini kapalı ofis ortamlarında geçirirken hava kirliliğine hassas grup olan 6 ile 19 yaş arasındaki çocuklar da yaklaşık 6-8 saatlerini kapalı okul ortamlarında (sınıf, spor salonu, yemekhane vb) geçirmektedir (Salthammer vd., 2016). Ayrıca çocukların okulun kapalı ortamlarında ev kapalı ortamlarından çok daha yüksek hava kirliliğine maruz kaldığı belirlenmiştir (Faria vd., 2020). Bu nedenle bu bölümde okullarda iç hava kalitesi kapsamında yapılmış partikül madde (PM) çalışmaları incelenmiş ve sınıf içi PM'nin fiziksel ve kimyasal yapısı, konsantrasyon değişimi, kaynakları ve havalandırmanın etkisi ortaya konarak Türkiye için okullarda partikül madde (PM) konsantrasyon sınır değeri önerilmiştir.

PM Seviyeleri ve Karakterizasyonu

Okullarda çocukların maruz kaldığı PM seviyesi okulun bulunduğu ülkeye, şehire, hava kirliliği kaynaklarına yakınlığına, öğrenci sayısına, okulun yapısına, iç ortam materyallerine ve okul içindeki ölçüm konumuna göre değişiklik göstermektedir. Tablo 3.1'de okullarda yapılan PM ölçüm çalışmalarının özet bilgisi sunulmuştur. 1970 ile 2022 yılları arasında yayınlanmış okullarda sınıf içi hava kalitesi çalışmalarını inceleyen bir derlemede, 2014 sonrasındaki yayınların, toplamın %52'sini oluşturduğu tespit edilmiştir (Sadrizadeh vd., 2022). Yapılan çalışmaların çoğu çocukların sınıf içinde daha fazla zaman geçirmelerine bağlı olarak sınıf içi PM maruziyetini değerlendirmek üzerine olduğu görülmekle birlikte spor salonu, yemekhane, kütüphane, ofisler ve okul bahçelerinde de PM maruziyetinin değerlendirildiği az sayıda çalışma bulunmaktadır. Sınıf

1 Prof.Dr., Çevre Müh. Bölümü, İstanbul Üniversitesi – Cerrahpaşa, e-posta: bonat@iuc.edu.tr

2 Prof.Dr., Çevre Müh. Bölümü, İstanbul Üniversitesi – Cerrahpaşa, e-posta: ulkualver@iuc.edu.tr

içi hava kalitesinde dış ortam önemli bir etkidir ve bu nedenle yapılan çalışmalarda genellikle dış hava ve sınıf içinde eş zamanlı ölçümlerin yapıldığı veya okul yakınındaki dış hava kalitesi ölçüm istasyon verilerinin değerlendirildiği gözlenmiştir.

Okullarda öğrencilerin ve çalışanların PM maruziyetlerinde solunabilen fraksiyonlar ve sınır değerleri tanımlanmış parametreler olan PM_{10} (10 μm ve altındaki PM toplamı) ve $PM_{2.5}$ (2.5 μm ve altındaki PM toplamı) oldukça yaygın çalışılmış iki parametredir. Yoğun trafik, endüstriyel ve kent içi alanlarda bulunan okullardaki çocukların ince partiküllere maruziyetinin önemi nedeniyle özellikle $PM_{2.5}$ ölçüm ve maruziyet azaltımı çalışmaları için kılavuzlar hazırlanmıştır (Kumar vd., 2020). İnce partiküllerin trafik kaynağının en önemli iz bileşeni olan Siyah Karbon (BC) da sınıf içi hava kalitesi çalışmalarında yaygın olarak izlenen bir PM bileşenidir (örn. Viana vd., 2014; Zhou vd., 2020; Matthaios vd., 2022;). Solunum sisteminde alveollere kadar ulaşır solunum ve dolaşım yolu hastalıklarında en önemli olumsuz etkilere ise $<1 \mu m$ boyutlu partiküller (PM_1) sebep olmaktadır. Buna karşın PM_1 konsantrasyonu ölçümünün yapıldığı kısıtlı sayıda çalışma mevcuttur (Chithra & Shiva Nagendra, 2012; Mainka & Zajusz-Zubek, 2015; Konstantinou vd., 2022; Babaoglu vd., 2022).

PM_{10} ve $PM_{2.5}$ kütleli konsantrasyon ölçüm teknikleri, PM'nin kondense olabilen ve yarı uçucu içeriklerini (ikincil aerosoller) bulduran $<100 \text{ nm}$ boyutundaki PM'yi tespit edememektedir (Lewis vd., 2018). 100 nm ve altındaki boyutlara sahip ultra ince (UİP) partiküllerin tespit edilebilmesi için partikül sayımının yapılması gerekmektedir. Kentsel alanlarda dış ortam havasında PM sayısının %80'den fazlasını UİP'ler oluşturmaktadır (Vu vd., 2015; Şahin vd., 2022) ve okullarda sınıf içi hava kalitesi büyük oranda dış ortam havasından etkilenmekte ve okulların çoğunluğu kent merkezlerindedir. Sınıf içi PM'nin sayısal boyut dağılımının belirlendiği kısıtlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Poupard vd., 2005; Fromme vd., 2007; Guo vd., 2010; Buonanno vd., 2013; Rivas vd., 2014; Portela vd., 2021). PM'nin UİP fraksiyonunun ve nanopartikül sayısal boyut dağılımının izlenmesi ve buna dayalı sınıf içi hava kalitesini etkileyen temel kaynakların tanımlanması önemli bir alan olarak gelecekte yapılacak çalışmalara yön verecektir.

Tablo 3.1'de görüldüğü gibi Avrupa ülkelerinde okullarda sınıf içi hava kalitesi konusunda çok sayıda çalışma yapılmış olup bunu Amerika ve Asya ülkeleri takip etmiştir. Türkiye'de okullarda sınıf içi PM değişimini inceleyen dört çalışma bulunmaktadır. İlk çalışma Ekmekçioğlu ve Keskin (2007) tarafından İstanbul'da yapılmış ve 5 farklı ilkokulda sınıf içinde TSP, PM_{10} ve $PM_{2.5}$ örneklenerek partikülün element içeriği incelenmiştir. Ankara'da yapılan bir diğer çalışmada ise bir ilkokulun 5 sınıfında uçucu organik bileşikler, bioaerosoller ve $PM_{2.5}$ izlenmiştir (Mentes vd. 2012). Ekren vd. (2017) tarafından yapılan başka bir çalışmada ise İzmir'de kentsel alanda bulunan bir ilkokulda ısı geri kazanımlı havalandırma sisteminin sınıf içi hava kalitesine etkisi incelenmiştir. Oldukça yeni olan diğer iki çalışma ise Kırşehir'de (Babaoğlu vd., 2022) ve Şanlıurfa'da (Sahin vd. 2022) yapılmıştır ve detaylı birer okul sınıf içi hava kalitesi belirleme çalışmalarıdır.

Yapılan çalışmalarda PM_{10} ortalama konsantrasyonlarının minimum ve maksimum değerlerinin en yüksekten düşüğe doğru Asya, Avrupa, İngiltere ve Amerika için sırasıyla 42 ile 250 $\mu g/m^3$, 7 ile 229 $\mu g/m^3$, 80 $\mu g/m^3$ ve 12 ile 54 $\mu g/m^3$ arasında değiştiği görülmektedir. Asya'da 250 ve 150 $\mu g/m^3$ 'e ulaşan en yüksek sınıf içi ortalama PM_{10} konsantrasyonları sırasıyla Hong Kong (Lee & Chang, 2000) ve Hindistan'da (Chithra & Shiva Nagendra, 2012) trafiğe yakın konumda bulunan bir okulda tespit edilmiştir. Bu çalışma kapsamında incelenen Avrupa ülkelerindeki

ortalama PM_{10} değişimi oldukça geniş bir aralıktadır. Ancak en yüksek PM'nin Yunanistan'da bir okulun birçok farklı iç ortamında yapılan çalışmada tespit edildiği görülmektedir (Diapouli vd., 2007). Bu çalışma dışındaki Avrupa ülkelerinde belirlenen ortalama PM_{10} değerleri 10-30 $\mu g/m^3$ mertebesinde. Amerika'da ise sadece bir çalışmada PM_{10} incelenmiş ve 12-54 $\mu g/m^3$ aralığında PM_{10} ortalama değişimi belirlenmiştir (Yip vd., 2004). Türkiye'de PM_{10} 'un en yüksek sınıf içi değeri 289 $\mu g/m^3$ olarak İstanbul'da trafiğe yakın kentsel bir okulda belirlenmiştir. Diğer yüksek PM_{10} değeri ise Kırşehirde sınıf içi soba ile ısınmanın olduğu bir okulda tespit edilmiştir (Ekmeçioğlu & Keskin, 2007; Babaoğlu vd., 2022). Şanlıurfa'da yapılan çalışmada ise ölçüm yapılan 5 okuldan bir tanesinde ısınma mevsiminde 280 $\mu g/m^3$ 'lere ulaşan PM_{10} değerleri gözlenmiştir (Sahin vd. 2022).

Carrion-Matta vd., (2019) dünya genelinde tespit edilen sınıf içi $PM_{2.5}$ değerlerinin ortalama 2,3 ile 129 $\mu g/m^3$ arasında değiştiğini belirtirken, 23 Avrupa ülkesinde 54 şehirdeki 115 okulda yapılan bir çalışmada sınıf içi ortalama $PM_{2.5}$ konsantrasyonu 45 $\mu g/m^3$ olarak tespit edilmiştir (Baloch vd., 2020). Bu çalışma kapsamındaki literatür incelemesinde de tüm çalışmaların tespit ettiği ortalama $PM_{2.5}$ değerinin ortalamasının 41 $\mu g/m^3$ olduğu 3 ile 129 $\mu g/m^3$ arasında değişim gösterdiği belirlenmiştir (Tablo 3.1). İngiltere'de yapılan çalışmada da benzer şekilde $PM_{2.5}$ ortalamasının 33 $\mu g/m^3$ olduğu görülmektedir (Wheeler vd., 2000; E. Chatzidiakou vd., 2015a; 2015b). Buna karşın $PM_{2.5}$ ortalaması Amerika'da Avrupa'nın 5 katı Asya'nın ise 7 katı daha düşüktür. Asya ülkelerinde yapılan çalışmalarda sınıf içi $PM_{2.5}$ ortalaması 11 ile 142 $\mu g/m^3$ arasında değişip ortalama 63 $\mu g/m^3$ değerindedir. Türkiye'de sınıf içi ortalama $PM_{2.5}$ 'in değişimi 13 ile 95 $\mu g/m^3$ arasında olduğu belirlenmiş, en yüksek konsantrasyonlar ise İstanbul'da trafiğe yakın okulda, Kırşehir'de sınıf içi soba kullanan okulda ve Ankara ve Şanlıurfa'da ısınma döneminde gözlenmiştir (Ekmeçioğlu & Keskin, 2007; Mentese vd., 2012; Babaoğlu vd., 2022; Sahin vd., 2022). Genel olarak Türkiye'de yapılan çalışmalardaki sınıf içi PM konsantrasyonunun Asya ülkeleri ile benzerlik gösterdiği, Avrupa ve İngiltere'ye kıyasla biraz yüksek olduğu ve Amerika'ya göre ise oldukça yüksek konsantrasyonlar gözlendiği görülmektedir.

PM Kaynakları ve Etkileyen Faktörler

Sınıf içi hava kalitesine yönelik yapılan çalışmalarda iç ortam hava kalitesini etkilediği değerlendirilerek üzerinde durulan en temel etkenler:

- Okulun bulunduğu bölgenin dış hava kalitesi
- Binanın yaşı
- Isıtma/Soğutma sistemi yapısı
- Kullanılan materyallerin /özellikleri/sayısı/kalitesi
- Temizlik yöntemi/sıklığı
- Kirleticilerin birikme veya dağılma kapasitesi
- Sınıf yapısı (bulunduğu kat, alanı, yüksekliği)
- Sınıf içinde öğrencilerin sayısı ve fiziksel aktivitesi
- Sınıf içi hava değişim katsayısı (pencere sayısı, açılma şekli, alanı, kapılar ile doğal veya mekanik)

- Sınıf içi yanma kaynakları (soba vb)
- Meteorolojik koşullar/mevsimler'dir.

Sınıf içi hava kalitesini olumsuz etkileyen başlıca etkenlerin sınıf alanlarının/hacimlerinin küçüklüğü, yüksek öğrenci sayısı, yetersiz havalandırma, dış hava kirliliği ve meteorolojik koşullar, sınıf içi temizlik yöntemi, sınıfların bulunduğu kat ve konum, ve iç ortam materyalleri kaynaklı kirlilik olduğu belirtilmektedir (Mejía vd., 2011; de Gennaro vd., 2014; Salthammer vd., 2016).

Okullarda sınıf içi PM konsantrasyonlarının belirlenmesine yönelik birçok çalışma bulunurken PM'nin kaynak profilinin belirlenmesinde kullanılan ve PM'nin sağlık etkisinde gösterge olan kimyasal bileşiminin belirlendiği kısıtlı sayıda çalışma olduğu görülmüştür. Bennet vd. (2019) ilkokulda sınıf içi PM₁₀ ve PM_{2.5} bileşenleri incelenmiş ve temel metal bileşenlerinin Si, Al, Ca ve Fe olduğu görülmüştür. PM içeriğindeki organik karbon (OC) konsantrasyonu PM_{2.5}'da 10-14 µg/m³, PM₁₀'da ise 21-22 µg/m³ seviyelerinde ölçülmüştür ve tüm çalışmalarda sınıf içi OC değerlerinin dış ortam değerlerinden oldukça yüksek (2,7-3,4) olduğu belirtilmiştir (Pegas vd., 2012; Rivas vd., 2014; Viana vd., 2014; Xu vd., 2018; Faria vd., 2020). Lizbon'da yapılan bir çalışmada 5 sınıfta, sınıf içi PM₁₀ ve PM_{2.5} içeriğinde partiküler organik maddenin baskın bileşen olduğu (%57-54) belirlenmiş ve organik maddenin iç ortam kaynaklarından geldiği belirtilmiştir (Faria, Martins, vd., 2022). İkinci önemli bileşenin mineral tozlar (%10-11) ve üçüncü bileşenin (%8-9) ise iz elementler olduğu tespit edilmiştir. Mineral tozların baskın varlığı sınıf içi partikülün çoğunlukla yer tozu havalanması kaynaklı olduğunu gösterirken özellikle tebeşir kullanımı olan okullarda PM₁₀ içeriğinde OC bileşeninin baskın olduğu ve yine her iki bileşeninde sınıf içi hareketliliğe bağlı olarak yer tozunun havalanması ile oluştuğu anlaşılmaktadır. Sınıf içi elementel carbon (EC) konsantrasyonu diğer iç mekanlar ile benzer değerlerde bulunup yaklaşık 1-2 µg/m³ aralığında değişmiştir. İç ortam değerleri dış ortamla benzer değerlerdedir (Pegas vd., 2012; Rivas vd., 2014; Faria vd., 2022) ve EC nin sınıf içi kaynağı dış ortam havası olarak değerlendirilmektedir. OC/EC oranının değeri ortamdaki hava kirliliği kaynağı hakkında fikir vermektedir ve 1,3-3,1 aralığı araç egzoz emisyonlarına, 4,4-9,1 yanma kaynaklı emisyonlara gösterge olarak kabul edilmekte olup (Zhao vd., 2019) kentsel bir dış ortam havasında bu oranın 4,6-6,1 aralığında olduğu belirtilmektedir (Lonati vd., 2007). Faria vd. (2022)'nin çalışmasında tespit edilen sınıf içi OC/EC oranı yaklaşık 12-15 mertebesinde değişirken, Xu vd. (2018) yaptığı çalışmada bu oran 4,9 tespit edilmiştir ve bu durumda yine sınıf içi aktivitenin önemli bir kaynak olduğunu tescil etmektedir.

PM konsantrasyonunu etkileyen birçok faktör çalışılmasına rağmen sınıf içi PM'nin kaynak profilinin belirlendiği çalışma oldukça kısıtlıdır (Amato vd., 2014; J.Bennett vd., 2019; Othman vd., 2022). Halbuki sınıf içi PM konsantrasyonlarının dış havadan çok daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Tablo 3.1) ve önlem almak için kaynakların tanımlanması bir gerekliliktir. Bir ilkokulda sınıf içinde ölçülen 10 metal bileşenle yapılan Positive Matrix Factorization (PMF) kaynak analizi sonucunda PM_{2.5}'un (aerodinamik çapı, d_p<2.5 µm PM'nin toplamı) en temel kaynağının (%56) trafiği de içeren dış hava olduğu ve daha sonra ise sınıf içi tozuma (%24) ve deniz aerosolleri (%21) olduğu belirlenmiştir. Buna karşın PM₁₀'un (aerodinamik çapı, d_p<10 µm PM'nin toplamı) %50'sinin sınıf içi tozuma, %35'inin deniz aerosolleri ve %15'inin trafik kaynaklı olduğu tespit edilmiştir (J.Bennett vd., 2019). Barcelona'da 39 ilkokulda yapılan bir çalışmada toplanan PM örneklerinde kimyasal içerik analizi yapılmış ve PMF modeli ile sınıf içi kaynaklar tanımlanmıştır. Sınıf içi PM_{2.5} konsantrasyonunun %43'ünün sınıf içi (%13'ü yer tozu havalanması, %34'ü diğer

iç kaynaklar), %57'sinin ise dış ortam havası kaynaklı olduğu tespit edilmiştir (Amato vd., 2014). Kuala Lumpur'da 19 okulda yapılan bir başka $PM_{2.5}$ kaynak belirleme çalışmasında da %34 ile en baskın kaynak bina/sınıf materyalleri kaynaklı (iç ortam kaynaklı) olurken, %22, %18 ve %16 ile bölgede bulunan kömür termik santralının, ikincil aerosollerin ve çimento tesisinin önemli birer dış ortam kaynakları olduğu belirtilmiştir (Othman vd., 2022). Kore'de yapılan bir çalışmada ilkökul, ortaokul ve lise sınıflarında PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyonundaki iç ve dış ortam kaynaklarının katkısı belirlenmiştir. Sınıf içi PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyonunda ilkökul ve ortaokulun sınıf içi katkısı sırasıyla %63-61 ve %75-71 ile liseye kıyasla (%45-56) çok daha yüksektir. Liselerde çoğunlukla dış ortam hava kirliliğinin sınıf içi PM konsantrasyonuna katkısı fazla iken daha küçük çocukların olduğu ve dolayısı ile hareketin daha fazla olduğu sınıf ortamlarında iç ortam kaynaklarının PM katkısının daha fazla olduğu görülmektedir (Choe vd., 2022).

PM_{10} 'un sınıf içinde en temel kaynağının sınıf içi hareketliliğe bağlı tozuma olduğu görülmektedir. Tablo 3.1'de görüleceği gibi sınıf içi PM_{10} konsantrasyonları yapılan çalışmalarda genel olarak dış hava düzeylerinden anlamlı düzeyde yüksektir (I/O: 1,5-2,5). Sınıf içinde ayakkabının çıkarılıyor olması, sınıf içi zemin tipinin ahşap olması ve sınıf temizlik sıklığının partikül madde konsantrasyonu üzerinde önemli etkisi olduğu ve anlamlı seviyede partikül azalması oluşturduğu belirlenmiştir. Buna karşın sınıf hacminin, pencere tipinin ve sayısının, öğrenci sayısının ve yaşının sınıf içi PM oluşumunda anlamlı bir fark yaratmadığı belirtilmiştir (Choe vd., 2022).

Dış hava kirliliği okullarda sınıf içi $PM_{2.5}$ konsantrasyonunda en temel kaynaktır. İç hava partikül madde konsantrasyonları çoğunlukla dış ortam hava kirliliği ile yüksek bir korelasyon göstermektedir (Raysoni vd., 2013). Dış ortamdaki hava kirleticileri havalandırma yapıları veya kapı, pencere aracılığı ile okul iç ortam havasına katılmanın yanında ve çökelerek yer tozuna karışmaktadır. Trafik yakınındaki okullarda yapılan çalışmalar sınıf içi $PM_{2.5}$, BC ve nanopartiküllerin en önemli kaynağının trafik olduğunu açıkça tespit etmişlerdir (Trompetter vd., 2018; J.Bennett vd., 2019; Barmeparesos vd., 2020; Portela vd., 2021). Buna karşın dış ile iç hava $PM_{2.5}$ konsantrasyon oranları değerlendirildiğinde (Tablo 3.1: I/O) okul ve sınıf yapısına göre farklılık göstermekle birlikte genel olarak iç hava $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının dış havadan daha düşük olduğu görülmektedir. Bunun temel sebebinin, sınıf içi havasına giren dış ortam ince partiküllerinin koagüle olarak çökelediği ve yer tozuna karışmakta olduğu değerlendirilmektedir. 22 Avrupa ülkesinde 112 okulda yapılan bir çalışmada $PM_{2.5}$ I/O oranı değişimi çok geniş bir aralıkta 0,20 ile 9,29 arasında tespit edilmiştir (Kalimeri vd., 2019). Hou vd. (2015) sadece sınıf içindeki camların ve kapıların kapatılması halinde dış ortam $PM_{2.5}$ girişinin engellenebileceğini ve bu durumda dış ortamın yaklaşık %60-70'i kadar bir konsantrasyonun iç ortamda bulunacağını bildirmişlerdir. Janssen vd., (2001) yaptıkları çalışmada okullara yakın karayollarının bulunması sınıf içindeki elementel karbon (EC) ve NO_2 konsantrasyonu üzerinde önemli bir etki yaparken (yaklaşık 2,5 kat artırmakta) $PM_{2.5}$ değişimindeki (1,4-1,7) etkisinin daha kısıtlı kaldığını belirlemişlerdir. Bu nedenle her ne kadar $PM_{2.5}$ 'un genel olarak dış ortamdaki kaynaklı olduğu belirtilse de yer tozu havalanması nedeni ile sınıf içi öğrenci aktivitesinin de önemi vurgulanmaktadır.

Yeni Zelanda'da bir ilkökulda yapılan çalışmada iç ortam ve dış ortamda ölçülen PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarından I/O oranı 3,4 ve 1,1 olarak hesaplanmıştır (J.Bennett vd., 2019). Ayrıca bu çalışmada sınıf içinde ve dış ortamdaki alınan PM_{10} ve $PM_{2.5}$ örneklerinde 10 element içeriği de analiz edilmiş ve genel olarak tüm metallerin I/O oranı yüksek tespit edilirken en yüksek değerler Si (12-6,3), Al (4,8-2,3) ve Ca (3,5-3)'da görülmüştür. Almanya ve Belçika'da ilkökul-

larda yapılan çalışmalarda da benzer şekilde sınıf içi partikül madde değerlerinin dış ortamdaki 5 kata kadar daha yüksek olabileceği gösterilmiştir (Stranger vd., 2008; Fromme vd., 2008; Oeder vd., 2012). Benzer durum Asya ülkesi olan ve partikül madde konsantrasyonları en yüksek ülkelerden olan Hindistan'da tespit edilmiştir. Hindistan'da bir okulda sınıf içi PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının dış ortamdaki yaklaşık sırasıyla 2,52 ve 1,44 kat daha yüksek olduğu yüksek olduğu, buna karşın PM_1 konsantrasyonunda sınıf içi ve dış ortamın aynı değerlerde olduğu belirlenmiştir (Chithra & Shiva Nagendra, 2012). Türkiye'de İstanbul'da yapılan çalışmada sınıf içi ve dış ortam PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyon oranları sırasıyla 2,7 ve 5,3 olarak belirlenmiştir (Ekmekçioğlu & Keskin, 2007). Kırşehir'de yapılan diğer bir çalışmada ise ilkbahar döneminde iç ortam ve dış ortam PM seviyeleri arasında istatistiksel olarak (%99 güvenle) anlamlı bir farklılık tüm PM parametreleri için gözlenmiş ve I/O oranı PM_{10} için 1,79, $PM_{2.5}$ için 2,14 ve PM_1 için 1,36 tespit edilmiştir. Buna karşın sonbahar döneminde sadece PM_{10} için iç ve dış ortam farklılığı anlamlı olup I/O değeri ortalama 1,46, $PM_{2.5}$ ve PM_1 için ise <1 olduğu hesaplanmıştır (Babaoğlu vd., 2022). Ankara ve Şanlıurfa'da yapılan çalışmalarda ise ısınma döneminde özellikle de Kasım ayında I/O oranı ısınmanın olmadığı döneme kıyasla anlamlı düzeyde yüksek bulunmuştur (Mentese vd., 2012; Sahin vd., 2021). Ancak buna karşın toz taşınım dönemi ile toz taşınımı olmayan dönemde I/O farklılığının anlamlı olmadığı ortaya konmuştur (Sahin vd. 2022).

Trafik kaynaklı sınıf içi hava kirliliğinin en belirgin sabah saatlerinde, araçların okul giriş kapısı önünde rölantide bekleyerek çocukları okula bırakmasına bağlı olarak oluştuğu belirtilmektedir (J.Bennett vd., 2019; Sharma & Kumar, 2018; Kumar vd., 2020; Şahin vd., 2021). Trafik kaynaklı gösterge hava kirlleticilerinin (UIP, BC, NO_2) kara yollarından uzaklaştıkça hızlıca (100 m'de %60-80) düştüğü bilinmektedir (Zhu vd., 2002; Gilbert vd., 2003). Bu nedenle okul giriş ve çıkışlarının mümkün olduğunca yollardan uzakta olması veya giriş çıkışlarda araç rölantide beklemesinin engellenmesi, trafik kaynaklı hava kirliliğinin sınıf içi hava kalitesine etkisini azaltacaktır.

Sınıf içi hava kalitesinin sürekli ölçümünün yapıldığı çalışmalarda, gündüz ders saatlerinde ölçülen PM konsantrasyonunun gece saatleri ölçümlerinden $1 \mu m$ üzerindeki boyutlar için anlamlı düzeyde yüksek olduğu görülmektedir. $1 \mu m$ boyutunda bu artış ortalama 5 kat iken $10 \mu m$ boyutuna 100 kat ve üzerine çıkabilmektedir. Buna karşın $<1 \mu m$ boyutlu PM'de gece ve gündüz sınıf içi anlamlı konsantrasyon farklılığı belirlenememiştir (Rovelli vd., 2014).

Bölgesel hava kirliliği farklılıkları olmakla birlikte hava kirliliğinden bağımsız genel olarak tüm çalışmalar sınıf içi hava kalitesinde PM_{10} 'un dış ortamdaki anlamlı düzeyde yüksek olduğunu göstermektedir. Öğrencilerin sınıf içi aktiviteleri/hareketlilikleri iç ortamda havalanma ile yer tozu bileşenleri içerikli PM_{10} 'da önemli artışa sebep olmaktadır. Özellikle de okul bahçesinde oynayıp sınıf içine girildikten sonra toprak bileşenleri ağırlıklı PM_{10} artışına dikkat çekilmektedir (Matic vd., 2017; J.Bennett vd., 2019). Buna karşın $PM_{2.5}$ değerlerinde iç ortam ve dış ortam farklılığı belirgin olmayıp özellikle PM_1 konsantrasyonları trafiğe yakın okullarda dış ortamda yüksek değerlerde gözlenmektedir.

Okulların bulunduğu alandaki gelir düzeyi, bina tipi ve yaşı, okulun sınıf sayısı, öğrenci sayısı ve havalandırma tipi gibi okul temelli faktörlerin sınıf içi $PM_{2,5}$, BC ve NO_2 konsantrasyonunda sırasıyla %18,6, %26,1 ve %34,2 oranında etkili olduğu, bunun yanında sınıfın kafeteryaya yakınlığı, sınıf pencere sayısı, sınıf temizlenme sıklığı, sınıf pencerelerinin otobüs durağına bakıyor olması gibi sınıf temelli etkenlerin ise sırasıyla %24, %4,2 ve %29,3 oranında etkili olduğu belirtilmiştir (Matthaios vd., 2022b).

Birçok çalışmada iç ortamlardaki O_3 ve terpenler arasındaki reaksiyonlar sonucunda iç ortamda önemli miktarda ikincil organik aerosol artışı olabileceği belirtilmiştir (örn. Weschler & Shields, 2003; Fan vd., 2005; Weschler, 2011). Nitekim Carrion-Matta vd., (2019) tarafından ABD’de yapılan bir çalışmada sınıf içi $PM_{2,5}$ ’un %30-53 ile en yüksek kaynağının ikincil aerosoller olduğu, daha sonra ise trafik (%11-29), biyokütle yakımı (%10-24), toprak tozu (%4-8) ve deniz aerosollerinin (%3-5) $PM_{2,5}$ konsantrasyonlarını oluşturduğu belirlenmiştir.

Ofis ortamlarının çoğunda mekanik havalandırma olabilirken okulların çoğunluğunda havalandırma sistemi bulunmayıp doğal havalandırma yapılmaktadır (Sadrizadeh vd., 2022). Ayrıca güvenlik kapsamında son yıllarda Türkiye’de yapılan birçok yeni okulun doğal havalandırması tam açılmayan camlar ile yapılmakta ve havalandırma yeterli miktarda yapılamamaktadır. ASHRAE 62.1 standartına göre 100 m² alanda 35 kişi olan bir sınıf alanında minimum kişi başı 6,7 L/s havalandırma hızı olmalıdır. Bu değer 20 L/s ye yükseltilmesi halinde hasta bina sendromu yaygınlığının düştüğü ve iç hava kalitesinin iyileştiği tespit edilmiştir (Seppänen vd., 1999). Sınıflardaki yetersiz havalandırma sınıf hava kalitesinin kötüleşmesine neden olup öğrencilerin öğrenme performansını olumsuz etkilemektedir (de Gennaro vd., 2014). Shaughnessy vd., (2006), öğrencilerin matematikten aldığı notlar ile havalandırma arasında pozitif bir korelasyon olduğunu belirlemiştir. Ayrıca yüksek havalandırmanın olduğu sınıflarda öğrencilerin derse katılımının daha yüksek olduğu belirtilmektedir (de Gennaro vd., 2014; Mendell vd., 2016).

Sınıf içinde kişi başına düşen ortalama iç hacim kırsal alanda 7, kentsel arka planda 6,5 ve kentsel alanda 4,1 m³dür. Kentsel alanlardaki okullarda sınıf içi öğrenci sayısı daha fazla ve sınıflar daha küçüktür. Buna rağmen Kırşehir’de yapılan sınıf içi PM ölçümlerinde kentsel, kırsal ve kentsel arka plan alanlarında bulunan okullarda ortalama konsantrasyonlar arasında bölgesel olarak istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık tespit edilmemiştir (Babaoğlu vd., 2022).

Kore’de COVID-19 salgını başlangıcında 2019 yılında tüm sınıflara hava temizleme cihazları yerleştirilmiştir. Choe vd. (2022) tarafından bu hava temizleyicilerin etkinliğinin test edilmesi için bir yıl boyunca 32 sınıfta sensörler ile sürekli anlık PM izlemesi yapılmıştır. İlkokul, ortaokul ve lisede sırasıyla PM_{10} için %29, %23 ve %31, $PM_{2,5}$ için ise %31, %25 ve %33 PM giderim etkinliği tespit edilmiştir. Ayrıca, Ekren vd. (2017) tarafından İzmir’de bir ilkokulda ısı geri kazanımlı havalandırma sisteminin uygulanması halinde sınıf içi hava kalitesinin nasıl değişeceği modellenerek incelenmiş ve havalandırma sistemi kullanılmasının sınıf içi $PM_{2,5}$ değerlerini %29 ile %46 oranlarında azaltılabileceğini ortaya koyulmuştur.

Tablo 3.1. Okullarda sınıf içi Partikül Madde çalışmaları ve özet bilgiler.

Kaynak	Şehir/Ülke	Konum ve Okul Bilgisi	PM	Konsantrasyon PM, µg/m ³ PN, #/cm ³	I/O
Babaoglu vd., 2022	Kırşehir/ Türkiye	-34 ilkokul -kırsal (5 okul), kentsel (15 okul) ve kentsel arka plan (14 okul) -giriş kat -doğal havalandırma -kuzey cephe sınıf	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	142-84 73-44 42-15	1,46- 1,79 0,83- 2,14 0,72- 1,36
Ekmekcioglu ve Keskin, 2007	İstanbul, Türkiye	-5 ilkokul -trafik ve kentsel	PM ₁₀ PM _{2.5}	28-289 13-95	-
Mentese vd. 2012	Ankara, Türkiye	-1 okul 3 sınıf -kentsel ve trafik	PM _{2.5}	5-50	1,0-2,6
Sahin vd. 2022	Şanlıurfa, Türkiye	-ilkokul -kentsel alan	PM ₁₀ PM _{2.5}	58 ± 29 32 ± 26	0,76- 1,13 0,64- 0,91
Chithra & Shiva Nagendra, 2012	Chennai, India	-1 okul -doğal havalandırma -trafik yakını	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	149-61 43-95 32-18	2,5 1,4 1,0
Habil vd., 2013	Agra, India	-10 okul -doğal havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁ PM _{0.5} PM _{0.25}	232-283 71-90 44-64 32-49 4, 5-6, 5	1,01-1,31 1,03- 1,24 1,03- 1,25 1,03- 1,27 1,02-1,19
Jeong & Park, 2017	Seol Korea	-1 okul/208 öğrenci/ kişisel maruziyet -Kentsel alan	BC	2, 27	0,87
Choe vd., 2022	Daegu, Korea	-24 okul 32 sınıf - 8 ilkokul, 8 ortaokul ve 16 lise	PM ₁₀ PM _{2.5}	56-60-42 41-43-31	1,8-2-1,4 2,8-3,1- 2,1

Kaynak	Şehir/Ülke	Konum ve Okul Bilgisi	PM	Konsantrasyon PM, µg/m ³ PN, #/cm ³	I/O
Hou vd., 2015	Beijing, China	-2 ilkokul -doğal havalandırma	PM _{2.5}	11-79	0,6-0,9
Xu vd., 2018	Xi'an, China	-1 ortaokul -doğal havalandırma	PM _{0.25}	35	1,0
Che vd., 2021	Hong Kong, China	-32 okul -doğal ve mekanik havalandırma -kentsel	PM ₁₀ PM _{2.5}	35 19	0,92 0,86
Zhou vd., 2020	Chengdu, China	-1 okul -kentsel	UIP BC	1, 91 × 10 ⁴ 2, 97	-
Lee ve Chang, 2000	Hong Kong	-5 okul -yerleşim, endüstriyel, kentsel anallar	PM ₁₀	21-617 (~150)	-
Alias vd., 2021	Kuala Lumpur, Malaysia.	-3 ilkokul (kentsel- yerleşim, kentsel arka plan, trafik)	PM _{2.5}	10-24	1,07
Yip vd., 2004	Detroit, USA	-2 okul	PM ₁₀	35	1,5
Matthaios vd., 2022a	Northeastern, USA	-74 okul -Kentsel -Karışık Havalandırma	PM _{2.5} BC	5, 7 0, 6	-
Majd vd., 2019	Baltimore, Maryland, USA	-16 okul -Kentsel -Mekanik Havalandırma	PM _{2.5}	6, 9-7, 4	0,75
Carrion-Matta vd., 2019	Northeastern USA	-32 okul -kentsel -17 okul doğal, 3 okul merkezi, 12 okul karışık havalandırma	PM _{2.5}	5, 2	0,6-0,9
Hochstetler vd., 2011	Ohio, USA	-4 okul -doğal havalandırma -Kentsel	PM _{2.5} EC OC	7-28 0, 06-2, 7 7-14	0,5-2,8 1,0-0,5 2,3-1,1
Keeler vd., 2002	Michigan, USA	-2 okul -doğal havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5}	9-33 7-16	0,4-1,1 0,4-0,9

Kaynak	Şehir/Ülke	Konum ve Okul Bilgisi	PM	Konsantrasyon PM, µg/m ³ PN, #/cm ³	I/O
Bozlaker vd., 2017	Texas, USA	-1 okul -mekanik havalandırma	PM _{2.5}	2, 3-4, 1	0,2
Zhang & Zhu, 2012	Texas, USA	-1 okul -mekanik havalandırma -Kentsel	PM _{2.5} UIP	2, 8-7, 9 0, 6-29×10 ³	0,3-0,4 0,4-1,8
Raysoni vd., 2013	Texas, USA	-3 okul -mekanik havalandırma -Kentsel	PM ₁₀ PM _{2.5} BC	15-37 8-15 0, 2-0, 4	0,5-1,1 0,7-1,2 0,3-1,4
Portela vd., 2021	Canous Brazil	-2 anaokul -Kentsel ve kırsal	BC PN (10- 420 nm)	3, 1-0, 9 2, 44-1, 37×10 ⁴	0,54- 0,71 0,51- 0,91
Rivas vd., 2014a	Barcelona, Spain	-39 ilkokul -Doğal Havalandırma	PM _{2.5} BC UIP	37 1, 3 1, 55×10 ⁴	1,27 0,92 0,66
Jovanović vd., 2014	Belgrade, Serbia	-1 ilkokul -Doğal Havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5}	71 44	1,01 0,98
Canha vd., 2014	Portugal	-1 ilkokul -Kırsal alan -Doğal Havalandırma	PM _{2.5}	100	-
Almeida vd., 2011	Lizbon, Portugal	-3 ilkokul* -Kentsel ve trafik alanları -Doğal Havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5}	83 10	2,0 1,0
Faria vd., 2020	Lisbon, Potugal	-5 okul	PM ₁₀ PM _{2.5}	35 65	2,06 1,68
Zwoździak vd., 2013	Wrocław, Poland	-1 ortaokul* -Doğal Havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	43-69 14-60 9-22	1,74- 1,20 0,84- 1,22 0,95- 0,83

Kaynak	Şehir/Ülke	Konum ve Okul Bilgisi	PM	Konsantrasyon PM, µg/m ³ PN, #/cm ³	I/O
Stranger vd., 2008	Antwerp, Belgium	-27 ilkokul -Kentsel ve Kırsal -Doğal Havalandırma	PM _{2.5} Black Smoke	54-72 7-21	1,0-2,7 0,7-1,1
Borgini vd., 2011	Milan, Italy	-3 lise -Doğal Havalandırma	PM2.5	76	1,15
Rovelli vd., 2014	Milan, Italy	-3 ilkokul* 4 ortaokul* -Kentsel ve Kırsal -Doğal Havalandırma	TSP PM ₁₀ PM ₅ PM _{2.5} PM ₁ PM _{0.5}	245 134 104 33 19 11	- - - 0,83 - -
Buonanno vd., 2013	Cassino, Italy	-3 okul -Doğal Havalandırma -Kentsel ve Kırsal	BC PN (3 nm-3 um)	14-2 3, 49×10 ⁴ -1, 95×10 ⁴	0,90- 0,60 0,63- 0,74
Wichmann vd., 2010	Stockholm, Sweden	-6 okul -Mekanik Havalandırma -Kentsel ve kentsel arka plan	PM _{2.5}	8	0,93
Janssen vd., 2001	Netherland	-24 okul -yola 400m uzaklık	PM _{2.5}	20	0,99
Rosbach vd., 2016	Netherland	-17 ilkokul -Kentsel -Mekanik Havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5}	52 17	1,63 0,86
Guo vd., 2008	Brisbane, Australia	-1 okul -kırsal -Doğal Havalandırma	PM _{2.5} PN (15 nm- 790 nm)	6, 7 3, 2×10 ³	0,57 1,20
Braniš vd., 2009	Prague, Czech Republic	-doğal havalandırma -spor salonu -ana yola 100 m	PM _{2.5}	24	0,94

Kaynak	Şehir/Ülke	Konum ve Okul Bilgisi	PM	Konsantrasyon PM, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PN, #/cm ³	I/O
Diapouli vd., 2007	Athens, Greece	-ilkokul -sınıf, spor salonu, ofisler, bilgisayar laboratuvarı	PM ₁₀ PM _{2.5} ÜİP	229 82 24×10 ³	1,38 1,46 0,75
Konstantinou vd., 2022	G.Kıbrıs	-42 ilkokul -COVID-19 önlemleri dönemi	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	16 15 10, 9	1,0 1,0 1,0
Poupard vd., 2005	La Rochelle, France	-6 okul -Doğal Havalandırma	PN (0.3- 0.4) (1-2)	23-117×10 ³ 128-424	0,49- 1,12 0,41- 2,76
Poupard vd., 2005	La Rochelle, France	-2 okul -Mekanik Havalandırma	PN (0.3- 0.4) (1.6- 2.0)	17-93×10 ³ 113-237	0,41-1,18 0,68- 1,05
Paunescu vd., 2017	Paris, France	-1 okul -Kentsel -Doğal Havalandırma	BC ÜİP	1, 7 9×10 ³	1,0 0,65
Fromme vd., 2007, 2008	Munich, Germany	-64 okul -kentsel arka plan -doğal havalandırma	PM ₁₀ PM _{2.5} BC	39 22 2, 6	-
E. Chatzidiakou vd., 2015	London, UK	-3 ilkokul 1 kreşl -Doğal Havalandırma -Kentsel ve Kırsal	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	35 32 31	1,0 1,0 1,0
Mainka ve Zajusz-Zubek, 2015	Silesia, Poland	-4 anasınıfı -2 okul kentsel, 2 okul kırsal	TSP PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	117-137 104-122 67-94 47-78	- 2,0 1,6 -

PN: particle number

:partikül sayısı

Sağlık Etkileri

Hava kirliliğinin sağlık etkisi maruz kalınan kirleticinin özellikleri, konsantrasyonu ve maruziyet süresi ile doğrudan ilişkilidir. Çocuklar hava kirliliğinden yetişkinlere kıyasla çok daha fazla etkilenmektedir ve çocukların maruziyetinin azaltılması kritik öneme sahiptir. PM 2013 yılında Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı tarafından kanserojen (Grup 1A) bir kirleticisi olarak kabul edilmiştir. PM₁₀'un her 10 µg/m³'lük artışında akut solunum yolu hastalıkları nedeniyle hastaneye yapılan başvurularda ölüm oranı %0,2-0,6 oranında artış göstermiştir (Kim vd. 2015). Benzer şekilde PM_{2.5}'un kısa vadede meydana gelen artışlarında da okul çocuklarının akut solunum yolu hastalıkları nedeniyle hastaneye yatış sayısında ve ölüm oranında artışa neden olduğu görülmüştür (Oliveira vd., 2019).

Kentsel alanlarda PM boyutu büyüdükçe PM içindeki mineral ve deniz kaynaklı elementlerin seviyeleri artarken ince partiküllerde antropojenik kaynaklı elementlerin konsantrasyonları artar. PM spesifik bir kirleticisi değildir, fiziksel ve kimyasal özellikleri değişkenlik göstermektedir. Partikül maddenin sağlık üzerindeki etkileri yalnızca partikülün aerodinamik çapına ve kimyasal bileşimine değil, aynı zamanda bireylerin fiziksel aktivite düzeyine, toplam alınan günlük doza ve yaşlarına da bağlıdır. Partikülün boyutu solunum sisteminde torakik ve alveolar bölgeler arasında biriken günlük dozu etkileyen bir faktördür (Faria, Cunha-Lopes, vd., 2022). Genel olarak PM'e maruz kalma akciğer fonksiyonlarında azalmaya neden olurken (Daresta, 2010; Liuzzi vd., 2012), PM₁₀ maruziyeti bronşiyal inflamasyona (Graveland vd., 2011), PM_{2.5} maruziyeti ise daha çok astım ve alerjik hastalıklara (Annesi-Maesano vd., 2012) neden olmaktadır. Çin'de 6-17 yaş arasındaki 41.439 çocukla yürütülen yeni bir çalışmada ise PM'in bileşenleri ile obezite arasında pozitif bir ilişki olduğu belirlenmiştir (Guo vd., 2022).

Çocukların vücut boyutlarına göre akciğerleri daha geniş bir alana sahip olduğundan ve tam olarak gelişmediğinden kirleticilerin akciğerlerinde birikim oranı daha yüksektir (W.D.Bennett vd., 2007; Fuentes-Leonarte vd., 2009). Ayrıca yüksek fiziksel aktivitelerinden ve yetişkinlere göre yüksek solunum hızlarından dolayı kirliliğe maruz kalmada yetişkinlere göre daha savunmasızdırlar (Sharma ve Kumar, 2018). Yenidoğan bir bebek dakikada 30-40 kez, 3 yaşındaki bir çocuk 20-30 kez nefes alırken bir yetişkin dakikada 12-18 kez nefes alır, dolayısıyla küçük çocuklar yetişkinlere göre ortalama 2-3 kat daha fazla kirli hava solurlar (Moya vd., 2004). Hava kirleticilerinin sağlık üzerindeki olumsuz etkileri fiziksel aktivite sırasında artış göstermektedir. Yapılan çalışmalar 5-13 yaşındaki çocuklarda hareketsiz aktivite ile karşılaştırıldığında solunum hızlarının hafif aktivite sırasında 2 kat, yoğun aktivite sırasında 5 kat arttığını göstermiştir (Korrick vd., 1998; Carlisle & Sharp, 2001).

Okul çağındaki çocuklar günün yaklaşık %26'sını okulda geçirirler (Almeida vd., 2022). Kentsel alanlarda okullara devam eden çocuklar trafik yoğunluğu nedeniyle daha yüksek düzeyde PM kirliliğine maruz kalmaktadır. Küçük çocukların solunum yüksekliği yer seviyesinden yaklaşık 0,55 m - 0,85 m'dir. Dolayısıyla küçük çocuklar yol kenarında trafiğin yoğun olduğu alanlarda çok daha fazla egzoz emisyonu kirleticilerine ve sınıf gibi kapalı mekanlarda yerden havalanan kirleticilere maruz kalabilmektedir (Kumar vd., 2020; Şahin vd., 2021). Trafik kaynaklı hava kirliliğine maruz kalan okullara devam eden 7-10 yaşındaki çocukların daha az kirliliğe maruz kalan okullara devam eden çocuklara göre daha yavaş bilişsel gelişime sahip olduğu ortaya konmuştur (Sunyer vd., 2015). Barcelona'da yapılan bir çalışmada okuldayken hava kirliliğine maruz kalan 7-11 yaş arası çocuklarda davranış problemlerinin arttığı belirtilmiştir (Forns vd.,

2016). PM_{10} 'a maruz kalan öğrencilerin solunum yolu hastalığı ve akciğer kanseri riski artmaktadır (Sadriyadeh vd., 2022). Okulda PM_1 maruziyeti özellikle kronik solunum yolu hastalığı olan çocuklarda akciğer fonksiyonu üzerinde toksikolojik etkilere sebep olabilmektedir (Timonen vd., 2002). $PM_{2.5}$ 'a maruz kalma ile konjonktivit, saman nezlesi, kaşıntılı bir döküntü ve açık hava alerjenlerine duyarlılığın bağlantılı olduğu gösterilmiştir (Fonseca vd., 2014). Çocuklarda yaşam boyu düşük $PM_{2.5}$ seviyelerine maruz kalmanın 11-12 yaşlarında vasküler yapı üzerinde olumsuz etkileri olabileceği belirtilmiştir (Oliveira vd., 2019). $PM_{0.5}$ ve $PM_{0.5-1}$ fraksiyonundaki partiküllerin çocuklarda kan basıncı ve akciğer fonksiyonlarında olumsuz sağlık etkilerine sebep olduğu belirlenmiştir (Liu vd., 2022). Anaokulunda 3-6 yaşındaki çocuklarda yürütülen bir çalışmada 4 yaşından büyük çocukların $PM_{2.5}$ 'dan daha çok etkilendiği belirlenmiştir (Mainka ve Fantke, 2022). Şanlıurfa'da yapılan çalışmada sınıf içi PM konsantrasyonunun sağlık riski hesaplanmış ve astımlı çocuklarda astım semptomlarına PM_{10} kirliliğinin kısa vadeli etkileri %10,9 (2,4-19,6) olarak hesaplanırken, uzun vadeli etkileri olan çocuklarda bronşit görülme sıklığına %19,5 (2,2-38,8) etkisi olduğu hesaplanmıştır (Sahin vd. 2022). En yüksek risk oranlarının ise kışın ısınmanın olduğu dönemde (sınıf içinde ısınma için katı yakıt tüketimine bağlı) PM artışlarının olduğu zamanlarda görüldüğü belirtilmiştir.

$PM_{2.5}$, havada virüslerin doğrudan solunum sistemine taşınmasını sağlayan bir çekirdek ortam görevi görür. İç ortamdaki $PM_{2.5}$ konsantrasyonu ve Covid-19'un yayılma oranı arasında ilişki olduğu tespit edilmiş (Shao vd., 2022) ve ayrıca dış ortamda da PM'nin Sars-Cov2 virüs RNA'sını bulundurduğu belirlenmiştir (Kayalar vd., 2021). Ayrıca PM konsantrasyonundaki artış ile Covid 19'dan meydana gelen ölümler arasında ilişki ortaya konmuş (Wu vd., 2020) ve PM konsantrasyonunun düşük seviyelerde tutulması gerektiği belirtilmiştir (Piscitelli vd., 2022). Okullarda bulaşıcı hastalıklar daha hızlı yayılabilir, özellikle havalandırma yetersiz olduğunda sınıflarda geçirilen uzun süreler enfeksiyon riskini önemli ölçüde artırır ve genellikle çocuklardan ailelere hastalığın taşınmasına neden olur. Son yıllarda PM ve çocuk sağlığı konusunda yapılan çalışmalar kapalı ortamlarda PM'in çocuklar üzerindeki olumsuz sağlık etkilerini azaltmak için özellikle $2.5 \mu m$ 'den küçük partiküllerin dikkate alınması gerektiğini göstermiştir.

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

PM_{10} ve $PM_{2.5}$ parametrelerinin iç ve dış hava seviyeleri konusunda farklı kurumlar tarafından kabul edilen limit değerler ve önerilen sınır değerler mevcuttur (Tablo 3.2 ve 3.3). Bunlar Bakanlıklar, Çevre Koruma Kurumları gibi devlet kurumları (Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, EPA, Government of Hong Kong), profesyonel kurumlar (ASHRAE, ISHRAE), uluslararası sağlık organizasyonları (WHO) gibi kurumlardır. Bunun dışında BREEAM, LEED, WELL gibi bina sertifikalandırma kurumları tarafından PM için kılavuz değerler verilmiştir (Tablo 3.4).

Tablo 3.2. İç ortam PM_{2,5} limit değerler ve maruziyet süreleri

Standart	Ortalama süre	Kılavuz değer	Limit değer
WHO	Yıllık ortalama	5 µg/m ³	
	24 saatlik ortalama	15 µg/m ³	
US EPA	^a Yıllık ortalama		12 µg/m ³
	^b Yıllık ort-ikincil		15 µg/m ³
	24 saatlik ortalama		35 µg/m ³
AB	Yıllık ortalama		25 µg/m ³
ASHRAE	8 saatlik ortalama		12 µg/m ³
ISHRAE	24 saatlik ortalama		Class A: < 15 µg/m ³
			Class B: < 20 µg/m ³
			Class C: < 20 µg/m ³

^a Primary: Hassas nüfus (astımlı kişiler, çocuk ve yaşlılar) sağlığının korunmasını sağlamak için limit değer;

^b Secondary: Halk refahını sağlamak için limit değer (hayvanlar, ürünler, bitki örtüsü, binalar, görüş mesafesi vb.)

WHO: World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

US EPA: Environment Protection Agency (Amerika Çevre Koruma Ajansı)

AB: Avrupa Birliği Standardı

ASHRAE: American Society of Heating, Refrigerating and Air-conditioning Engineers, (Amerikan Isıtma, Soğutma ve İklimlendirme Mühendisleri Derneği)

ISHRAE: Indian Society of Heating, Refrigerating and Air-conditioning Engineers, (Hindistan Isıtma, Soğutma ve İklimlendirme Mühendisleri Derneği)

Tablo 3.3. İç ortam PM₁₀ limit değerler ve maruziyet süreleri

Standart	Ortalama süre	Kılavuz değer	Limit değer
WHO	Yıllık ortalama	15 µg/m ³	
	24 saatlik ortalama	45 µg/m ³	
US EPA	24 saatlik ortalama		150 µg/m ³
AB	Yıllık ortalama		40 µg/m ³
	24 saatlik ortalama		50 µg/m ³
^a Hong Kong	8 saatlik ortalama		^b 20 µg/m ³ excellent class
	8 saatlik ortalama		^b 100 µg/m ³ good class
ISHRAE	24 saatlik ortalama		Class A: < 50 µg/m ³
			Class B: < 100 µg/m ³
			Class C: < 100 µg/m ³

WHO : World health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

US EPA : Environment Protection Agency (Amerika Çevre Koruma Ajansı)

AB : Avrupa Birliği Standardı

^a The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, A guide on Indoor Air Quality Certification Scheme for Offices and Public Places.

^b Excellent class ve Good class için WHO'nun sırasıyla yıllık ve 24 saatlik ortalama kılavuz değerleri alınmıştır.

ISHRAE: Indian Society of Heating, Refrigerating and Air-conditioning Engineers, (Hindistan Isıtma, Soğutma ve İklimlendirme Mühendisleri Derneği)

Tablo 3.4. Bina Gönüllü Değerlendirme ve Belgelendirme Programları, PM kılavuz değerler

Sertifika		Kirlenici		
		PM ₁₀		PM _{2.5}
LEED		Tüm binalar	Sağlık hizmeti veren binalar	EPA kapsamı dışındaki binalar veya yerel eşdeğeri
		50 µg/m ³	20 µg/m ³	15 µg/m ³
WELL	Platinum	50 µg/m ³ (yıllık ort.)	-	15 µg/m ³ (yıllık ort., en az 3 yılın ortalaması)
	Gold	50 µg/m ³	-	25 µg/m ³
	Silver	24 saatlik veya 48 saatlik ort. dış ortam havasındaki PM ₁₀ 'un %30'una eşit	-	24 saatlik veya 48 saatlik ort. dış ortam havasındaki PM _{2.5} 'un %30'una eşit
BREEAM*		-	-	-

LEED : Leadership in Energy and Environmental Design

WELL : V2 Air Quality Standards

BREEAM : Building Research Establishment Environmental Assessment Method

*Sadece formaldehit ve TVOC için kılavuz değerler verilmiştir.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

PM'in çocuk sağlığına etkileri konusunda yapılan çalışmalar özellikle ince partiküllerin çocuklarda olumsuz etkisinin daha fazla olduğunu göstermiştir. Ayrıca sınıf içinde hareketliliğe bağlı olarak PM₁₀ maruziyetinin de önemli düzeyde arttığı yine yapılan çalışmalarda belirlenmiştir. Bu nedenle hem PM_{2.5} hem de ulusal ve uluslararası standartlarda yaygın olarak yer alan PM₁₀ parametresi için sınır değer önerilmelidir. WHO hava kirleniciler için kılavuz değerleri belirlerken çocuklar, yaşlılar, hamile kadınlar, özel durumu olan hastalar gibi risk altındaki alt gruplar da dahil olmak üzere tüm yaş gruplarını ve gelişmiş ve gelişmekte olan bölgeler, şehir ve kırsal alanlardaki genel insan popülasyonunu dikkate almıştır. WHO'nun belirlediği kriterlere uyan kısa süreli maruziyet (bir saat-7 gün arasında) kapsamında yürütülmüş 196 epidemiyolojik çalışma Orellano vd. (2020) tarafından sistematik olarak değerlendirilmiş ve analiz edilmiştir. Bu sistematik çalışmada PM₁₀ ve PM_{2.5}'un her 10 µg/m³lük artışında etki tahminleri yapılmıştır. WHO kılavuz değerleri belirlerken bu epidemiyolojik çalışmalarda bulunan ve limit değeri destekleyen kanıtları dikkate almıştır. WHO tarafından PM_{2.5} ve PM₁₀ için önerilen kısa süreli maruziyet (24

saatlik ortalama) sınır değerler sırasıyla 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ve 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 'tür. Okullarda da WHO tarafından önerilen sınır değerlerin okul maruziyet süresi 8 saat dikkate alınarak limit değer olarak önerilmesi gerektiği değerlendirilmiştir. Limit değer önerilerimiz Tablo 3.5'te verilmiştir.

Tablo 3.5. PM₁₀ ve PM_{2,5} parametreleri için önerilen limit değerler

	Limit değer-önerilen	Maruziyet süresi
PM _{2,5} , $\mu\text{g}/\text{m}^3$	15	8 saatlik ortalama
PM ₁₀ , $\mu\text{g}/\text{m}^3$	45	8 saatlik ortalama

Kaynaklar

Alias, A., Latif, M. T., Othman, M., Azhari, A., Abd Wahid, N. B., Aiyub, K., & Khan, M. F. (2021). Compositions, source apportionment and health risks assessment of fine particulate matter in naturally-ventilated schools. *Atmospheric Pollution Research*, 12(10), 101190. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101190>

Almeida, S. M., Canha, N., Silva, A., Freitas, M. do C., Pegas, P., Alves, C., Evtuyugina, M., & Pio, C. A. (2011). Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. *Atmospheric Environment*, 45(40), 7594-7599. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.052>

Almeida, S. M., Faria, T., Martins, V., Canha, N., Diapouli, E., Eleftheriadis, K., & Manousakas, M. I. (2022). Source apportionment of children daily exposure to particulate matter. *Science of The Total Environment*, 835, 155349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155349>

Amato, F., Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Reche, C., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., & Querol, X. (2014). Sources of indoor and outdoor PM2.5 concentrations in primary schools. *Science of The Total Environment*, 490, 757-765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.051>

Annesi-Maesano, I., Hulin, M., Lavaud, F., Raheison, C., Kopferschmitt, C., de Blay, F., André Charpin, D., & Denis, C. (2012). Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study. *Thorax*, 67(8), 682-688. <https://doi.org/10.1136/thoraxjnl-2011-200391>

Babaoglu, U. T., Ogutcu, H., Erdogdu, M., Taskiran, F., Gullu, G., & Oymak, S. (2022). Assessment of Indoor Air Quality in Schools from Anatolia, Turkey. *Pollution*, 8(1), 57-67. <https://doi.org/10.22059/POLL.2021.325240.1112>

Baloch, R. M., Maesano, C. N., Christoffersen, J., Banerjee, S., Gabriel, M., Csobod, É., de Oliveira Fernandes, E., Annesi-Maesano, I., Csobod, É., Szuppinger, P., Prokai, R., Farkas, P., Fuzi, C., Cani, E., Draganic, J., Mogyorosy, E. R., Korac, Z., de Oliveira Fernandes, E., Ventura, G., ... Dewolf, M.-C. (2020). Indoor air pollution, physical and comfort parameters related to schoolchildren's health: Data from the European SINPHONIE study. *Science of The Total Environment*, 739, 139870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139870>

- Barmpareos, N., Saraga, D., Karavoltsos, S., Maggos, T., Assimakopoulos, V. D., Sakellari, A., Bairachtari, K., & Assimakopoulos, M. N. (2020). Chemical Composition and Source Apportionment of PM10 in a Green-Roof Primary School Building. *Applied Sciences*, 10(23), 8464. <https://doi.org/10.3390/app10238464>
- B.E. Daresta, V.C. Liuzzi, G. Gennaro, C.D. Giorgi (2010). "Evaluation of the toxicity of PAH mixtures and organic extract from apulian particulate matter by the model system 'Caenorhabditis elegans'; *Fresenius Environmental Bulletin*; 19(9B), 2002-2005.
- Bennett, J., Davy, P., Trompetter, B., Wang, Y., Pierse, N., Boulic, M., Phipps, R., & Howden-Chapman, P. (2019). Sources of indoor air pollution at a New Zealand urban primary school; a case study. *Atmospheric Pollution Research*, 10(2), 435-444. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.09.006>
- Bennett, W. D., Zeman, K. L., & Jarabek, A. M. (2007). Nasal Contribution to Breathing and Fine Particle Deposition in Children Versus Adults. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 71(3), 227-237. <https://doi.org/10.1080/15287390701598200>
- Borgini, A., Tittarelli, A., Ricci, C., Bertoldi, M., de Saeger, E., & Crosignani, P. (2011). Personal exposure to PM2.5 among high-school students in Milan and background measurements: The EuroLifeNet study. *Atmospheric Environment*, 45(25), 4147-4151. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.026>
- Bozlaker, A., Peccia, J., & Chellam, S. (2017). Indoor/Outdoor Relationships and Anthropogenic Elemental Signatures in Airborne PM 2.5 at a High School: Impacts of Petroleum Refining Emissions on Lanthanoid Enrichment. *Environmental Science & Technology*, 51(9), 4851-4859. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06252>
- Braniš, M., Šafránek, J., & Hytychová, A. (2009). Exposure of children to airborne particulate matter of different size fractions during indoor physical education at school. *Building and Environment*, 44(6), 1246-1252. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.09.010>
- Buonanno, G., Fuoco, F. C., Morawska, L., & Stabile, L. (2013). Airborne particle concentrations at schools measured at different spatial scales. *Atmospheric Environment*, 67, 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.048>
- Canha, N., Almeida, S. M., Freitas, M. do C., Wolterbeek, H. Th., Cardoso, J., Pio, C., & Caseiro, A. (2014). Impact of wood burning on indoor PM2.5 in a primary school in rural Portugal. *Atmospheric Environment*, 94, 663-670. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.080>
- Carlisle, A. J., & Sharp, N. C. C. (2001). Exercise and outdoor ambient air pollution. *British Journal of Sports Medicine*, 35(4), 214-222. <https://doi.org/10.1136/BJSM.35.4.214>
- Carrion-Matta, A., Kang, C.-M., Gaffin, J. M., Hauptman, M., Phipatanakul, W., Koutrakis, P., & Gold, D. R. (2019). Classroom indoor PM2.5 sources and exposures in inner-city schools. *Environment International*, 131, 104968. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104968>
- Chatzidiakou, E., Mumovic, D., Summerfield, A. J., & Altamirano, H. M. (2015). Indoor air quality in London schools. Part 1: 'performance in use'. *Intelligent Buildings International*, 7(2-3), 101-129. <https://doi.org/10.1080/17508975.2014.918870>

- Chatzidiakou, L., Mumovic, D., Summerfield, A. J., Tàubel, M., & Hyvärinen, A. (2014). Indoor air quality in London schools. Part 2: long-term integrated assessment. *https://doi.org/10.1080/17508975.2014.918871*, 7(2-3), 130-146. <https://doi.org/10.1080/17508975.2014.918871>
- Che, W., Li, A. T. Y., Frey, H. C., Tang, K. T. J., Sun, L., Wei, P., Hossain, M. S., Hohenberger, T. L., Leung, K. W., & Lau, A. K. H. (2021). Factors affecting variability in gaseous and particle microenvironmental air pollutant concentrations in Hong Kong primary and secondary schools. *Indoor Air*, 31(1), 170-187. <https://doi.org/10.1111/ina.12725>
- Chithra, V. S., & Shiva Nagendra, S. M. (2012). Indoor air quality investigations in a naturally ventilated school building located close to an urban roadway in Chennai, India. *Building and Environment*, 54, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.01.016>
- Choe, Y., Shin, J., Park, J., Kim, E., Oh, N., Min, K., Kim, D., Sung, K., Cho, M., & Yang, W. (2022). Inadequacy of air purifier for indoor air quality improvement in classrooms without external ventilation. *Building and Environment*, 207, 108450. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108450>
- de Gennaro, G., Dambruoso, P. R., Loiotile, A. D., di Gilio, A., Giungato, P., Tutino, M., Marzocca, A., Mazzone, A., Palmisani, J., & Porcelli, F. (2014). Indoor air quality in schools. *Environmental Chemistry Letters*, 12(4), 467-482. <https://doi.org/10.1007/s10311-014-0470-6>
- Diapouli, E., Chaloulakou, A., Mihalopoulos, N., & Spyrellis, N. (2007). Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1-3), 13-20. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9724-0>
- Ekmekcioglu, D., & Keskin, S. S. (2007). Characterization of Indoor Air Particulate Matter in Selected Elementary Schools in Istanbul, Turkey. *Indoor and Built Environment*, 16(2), 169-176. <https://doi.org/10.1177/1420326X07076777>
- Ekren, O., Karadeniz, Z.H., Atmaca, I., Ugranlı-Cicek, T., Sofuoglu, S.C., Toksoy, M., (2017). Assessment and improvement of indoor environmental quality in a primary school. *Science and Technology for the Built Environment*, 23, 391-402, doi.org/10.1080/23744731.2016.1251288.
- Fan, Z., Weschler, C. J., Han, I.-K., & Zhang, J. (Jim). (2005). Co-formation of hydroperoxides and ultra-fine particles during the reactions of ozone with a complex VOC mixture under simulated indoor conditions. *Atmospheric Environment*, 39(28), 5171-5182. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.018>
- Faria, T., Cunha-Lopes, I., Pilou, M., Housiadas, C., Querol, X., Alves, C., & Almeida, S. M. (2022). Children's exposure to size-fractionated particulate matter: Chemical composition and internal dose. *Science of The Total Environment*, 823, 153745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153745>
- Faria, T., Martins, V., Canha, N., Diapouli, E., Manousakas, M., Fetfatzis, P., Gini, M. I., & Almeida, S. M. (2022). Assessment of children's exposure to carbonaceous matter and to PM major and trace elements. *Science of The Total Environment*, 807, 151021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151021>

- Faria, T., Martins, V., Correia, C., Canha, N., Diapouli, E., Manousakas, M., Eleftheriadis, K., & Almeida, S. M. (2020). Children's exposure and dose assessment to particulate matter in Lisbon. *Building and Environment*, 171, 106666. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106666>
- Fonseca, J., Slezakova, K., Morais, S., & Pereira, M. C. (2014). Assessment of ultrafine particles in Portuguese preschools: levels and exposure doses. *Indoor Air*, 24(6), 618-628. <https://doi.org/10.1111/INA.12114>
- Forns, J., Mandal, S., Iszatt, N., Polder, A., Thomsen, C., Lyche, J. L., Stigum, H., Vermeulen, R., & Eggesbø, M. (2016). Novel application of statistical methods for analysis of multiple toxicants identifies DDT as a risk factor for early child behavioral problems. *Environmental Research*, 151, 91-100. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.014>
- Fromme, H., Diemer, J., Dietrich, S., Cyrus, J., Heinrich, J., Lang, W., Kiranoglu, M., & Twardella, D. (2008). Chemical and morphological properties of particulate matter (PM10, PM2.5) in school classrooms and outdoor air. *Atmospheric Environment*, 42(27), 6597-6605. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.04.047>
- Fromme, H., Twardella, D., Dietrich, S., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B., & Rüdén, H. (2007). Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment*, 41(4), 854-866. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.053>
- Fuentes-Leonarte, V., Ballester, F., & Tenías, J. M. (2009). Sources of Indoor Air Pollution and Respiratory Health in Preschool Children. *Journal of Environmental and Public Health*, 2009, 1-19. <https://doi.org/10.1155/2009/727516>
- Gilbert, N. L., Woodhouse, S., Stieb, D. M., & Brook, J. R. (2003). Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway. *Science of The Total Environment*, 312(1-3), 43-46. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00228-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00228-6)
- Graveland, H., van Roosbroeck, S. A. H., Rensen, W. M., Brunekreef, B., & Gehring, U. (2011). Air pollution and exhaled nitric oxide in Dutch schoolchildren. *Occupational and Environmental Medicine*, 68(8), 551-556. <https://doi.org/10.1136/oem.2010.056812>
- Guo, H., Morawska, L., He, C., & Gilbert, D. (2008). Impact of ventilation scenario on air exchange rates and on indoor particle number concentrations in an air-conditioned classroom. *Atmospheric Environment*, 42(4), 757-768. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.070>
- Guo, H., Morawska, L., He, C., Zhang, Y. L., Ayoko, G., & Cao, M. (2010). Characterization of particle number concentrations and PM2.5 in a school: influence of outdoor air pollution on indoor air. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(6), 1268-1278. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0306-2>
- Guo, Q., Zhan, K., Wang, B., Cao, S., Xue, T., Zhang, Q., Tian, H., Fu, P., Zhang, J., Duan, X. (2022). Chemical constituents of ambient fine particulate matter and obesity among school-aged children: A representative national study in China. *Science of the Total Environment*. 849, 157742. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157742>.

- Habil, M., Massey, D. D., & Taneja, A. (2013). Exposure of children studying in schools of India to PM levels and metal contamination: sources and their identification. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6(3), 575-587. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0201-3>
- Hochstetler, H. A., Yermakov, M., Reponen, T., Ryan, P. H., & Grinshpun, S. A. (2011). Aerosol particles generated by diesel-powered school buses at urban schools as a source of children's exposure. *Atmospheric Environment*, 45(7), 1444-1453. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.018>
- Hou, Y., Liu, J., & Li, J. (2015). Investigation of Indoor Air Quality in Primary School Classrooms. *Procedia Engineering*, 121, 830-837. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.09.037>
- Janssen, N. A. H., van Vliet, P. H. N., Aarts, F., Harssema, H., & Brunekreef, B. (2001). Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmospheric Environment*, 35(22), 3875-3884. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00144-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00144-3)
- Jeong, H., & Park, D. (2017). Characteristics of elementary school children's daily exposure to black carbon (BC) in Korea. *Atmospheric Environment*, 154, 179-188. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.045>
- Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., & Spasojević, V. (2014). Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. *Energy*, 77, 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.080>
- Kalimeri, K. K., Bartzis, J. G., Sakellaris, I. A., & de Oliveira Fernandes, E. (2019). Investigation of the PM_{2.5}, NO₂ and O₃ I/O ratios for office and school microenvironments. *Environmental Research*, 179, 108791. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108791>
- Kayalar, Ö., Arı, A., Babuçu, G., Konyalılar, N., Doğan, Ö., Can, F., Şahin, Ü. A., Gaga, E. O., Levent Kuzu, S., Arı, P. E., Odabaşı, M., Taşdemir, Y., Siddık Cindoruk, S., Esen, F., Sakın, E., Çalışkan, B., Tecer, L. H., Fıçıcı, M., Altın, A., ... Bayram, H. (2021). Existence of SARS-CoV-2 RNA on ambient particulate matter samples: A nationwide study in Turkey. *Science of The Total Environment*, 789, 147976. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147976>
- Keeler, G. J., Dvonch, T., Yip, F. Y., Parker, E. A., Isreal, B. A., Marsik, F. J., Morishita, M., Barres, J. A., Robins, T. G., Brakefield-Caldwell, W., & Sam, M. (2002). Assessment of personal and community-level exposures to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan, as part of Community Action Against Asthma (CAAA). *Environmental Health Perspectives*, 110(suppl 2), 173-181. <https://doi.org/10.1289/ehp.02110s2173>
- Kim, K.H., Kabir, E., Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*. 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Koistinen, K., Kotzias, D., Kephelopoulos, S., Schlitt, C., Carrer, P., Jantunen, M., Kirchner, S., McLaughlin, J., Møhlhove, L., Fernandes, E. O., & Seifert, B. (2008). The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants. *Allergy*, 63(7), 810-819. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2008.01740.x>

- Konstantinou, C., Constantinou, A., Kleovoulou, E. G., Kyriacou, A., Kakoulli, C., Milis, G., Michaelides, M., & Makris, K. C. (2022). Assessment of indoor and outdoor air quality in primary schools of Cyprus during the COVID-19 pandemic measures in May–July 2021. *Heliyon*, 8(5), e09354. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09354>
- Korrick, S. A., Neas, L. M., Dockery, D. W., Gold, D. R., Allen, G. A., Hill, L. B., Kimball, K. D., Rosner, B. A., & Speizer, F. E. (1998). Effects of ozone and other pollutants on the pulmonary function of adult hikers. *Environmental Health Perspectives*, 106(2), 93-99. <https://doi.org/10.1289/ehp.9810693>
- Kumar, P., Omidvarborna, H., Barwise, Y., Tiwari, A., Agudelo, D., Olaya, Y., Larrahondo, J. S., Rojas, N., Cruz, D., & Osorio, S. (2020). *Mitigating Exposure to Traffic Pollution In and Around Schools: Guidance for Children, Schools and Local Communities*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3754131>
- Lee, S. C., & Chang, M. (2000). Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere*, 41(1-2), 109-113. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00396-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00396-3)
- Lewis, A., Carslaw, D., & Moller, S. J. (2018). *Ultrafine Particles (UFP) in the UK*.
- Liu, S., Huang, Q., Chen, C., Song, Y., Zhang, X., Dong, W., Zhang, W., Zhao, B., Nan, B., Zhang, J., Shen, H., Guo, X., & Deng, F. (2022). Joint effect of indoor size-fractioned particulate matters and black carbon on cardiopulmonary function and relevant metabolic mechanism: A panel study among school children. *Environmental Pollution*, 307, 119533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119533>
- Liuzzi, V. C., Daresta, B. E., Gennaro, G., & de Giorgi, C. (2012). Different effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in artificial and in environmental mixtures on the free living nematode *C. elegans*. *Journal of Applied Toxicology*, 32(1), 45-50. <https://doi.org/10.1002/jat.1634>
- Lonati, G., Ozgen, S., & Giugliano, M. (2007). Primary and secondary carbonaceous species in PM_{2.5} samples in Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 41(22), 4599-4610. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.046>
- Mainka, A., & Fantke, P. (2022). Preschool children health impacts from indoor exposure to PM_{2.5} and metals. *Environment International*, 160, 107062. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107062>
- Mainka, A., & Zajusz-Zubek, E. (2015). Indoor Air Quality in Urban and Rural Preschools in Upper Silesia, Poland: Particulate Matter and Carbon Dioxide. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), 7697-7711. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707697>
- Majd, E., McCormack, M., Davis, M., Curriero, F., Berman, J., Connolly, F., Leaf, P., Rule, A., Green, T., Clemons-Erby, D., Gummerson, C., & Koehler, K. (2019). Indoor air quality in inner-city schools and its associations with building characteristics and environmental factors. *Environmental Research*, 170, 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.012>
- Matic, B., Rakic, U., Jovanovic, V., Dejanovic, S., & Djonovic, N. (2017). Key factors determining indoor air PM₁₀ concentrations in naturally ventilated primary schools in Belgrade, Serbia. *Slovenian Journal of Public Health*, 56(4), 227-235. <https://doi.org/10.1515/sjph-2017-0031>

Matthaios, V. N., Kang, C.-M., Wolfson, J. M., Greco, K. F., Gaffin, J. M., Hauptman, M., Cunningham, A., Petty, C. R., Lawrence, J., Phipatanakul, W., Gold, D. R., & Koutrakis, P. (2022a). Factors Influencing Classroom Exposures to Fine Particles, Black Carbon, and Nitrogen Dioxide in Inner-City Schools and Their Implications for Indoor Air Quality. *Environmental Health Perspectives*, 130(4). <https://doi.org/10.1289/EHP10007>

Matthaios, V. N., Kang, C.-M., Wolfson, J. M., Greco, K. F., Gaffin, J. M., Hauptman, M., Cunningham, A., Petty, C. R., Lawrence, J., Phipatanakul, W., Gold, D. R., & Koutrakis, P. (2022b). Factors Influencing Classroom Exposures to Fine Particles, Black Carbon, and Nitrogen Dioxide in Inner-City Schools and Their Implications for Indoor Air Quality. *Environmental Health Perspectives*, 130(4). <https://doi.org/10.1289/EHP10007>

Mejía, J. F., Choy, S. L., Mengersen, K., & Morawska, L. (2011). Methodology for assessing exposure and impacts of air pollutants in school children: Data collection, analysis and health effects – A literature review. *Atmospheric Environment*, 45(4), 813-823. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.009>

Mendell, M. J., Eliseeva, E. A., Davies, M. M., & Lobscheid, A. (2016). Do classroom ventilation rates in California elementary schools influence standardized test scores? Results from a prospective study. *Indoor Air*, 26(4), 546-557. <https://doi.org/10.1111/ina.12241>

Mentese, S., Rad, A.Y., Arısoy, M., Güllü, G. (2012). Multiple comparisons of organic, microbial, and fine particulate pollutants in typical indoor environments: Diurnal and seasonal variations., *Journal of the Air & Waste Management Association*, 62:12, 1380-1393. [dx.doi.org/10.1080/10962247.2012.714717](https://doi.org/10.1080/10962247.2012.714717).

Moya, J., Bearer, C.F., Etzel, R.A. (2004). Children's Behavior and Physiology and How It Affects Exposure to Environmental Contaminants. *Pediatrics*, 113 (3).

NASEM-National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2022). Indoor Exposure to Fine Particulate Matter and Practical Mitigation Approaches: Proceedings of a Workshop. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26331>.

Oeder, S., Dietrich, S., Weichenmeier, I., Schober, W., Pusch, G., Jörres, R. A., Schierl, R., Nowak, D., Fromme, H., Behrendt, H., & Buters, J. T. M. (2012). Toxicity and elemental composition of particulate matter from outdoor and indoor air of elementary schools in Munich, Germany. *Indoor Air*, 22(2), 148-158. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2011.00743.x>

Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. C., & Morais, S. (2019). Children environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: A review on indoor and outdoor exposure levels, major sources and health impacts. *Environment International*, 124, 180-204. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.052>

Onat, B., Alver Şahin, Ü., & Sivri, N. (2017). The relationship between particle and culturable airborne bacteria concentrations in public transportation. *Indoor and Built Environment*, 26(10), 1420-1428. <https://doi.org/10.1177/1420326X16643373>

- Onat, B., Şahin, Ü. A., Uzun, B., Akın, Ö., Özkaya, F., & Ayvaz, C. (2019a). Determinants of exposure to ultrafine particulate matter, black carbon, and PM2.5 in common travel modes in Istanbul. *Atmospheric Environment*, 206, 258-270. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.015>
- Onat, B., & Stakeeva, B. (2013). Personal exposure of commuters in public transport to PM2.5 and fine particle counts. *Atmospheric Pollution Research*, 4(3), 329-335. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.037>
- Onat, B., & Stakeeva, B. (2014). Assessment of fine particulate matters in the subway system of Istanbul. *Indoor and Built Environment*, 23(4), 574-583. <https://doi.org/10.1177/1420326X12464507>
- Onat, Şahin, Uzun, Akın, Özkaya, & Ayvaz. (2019b). Commuter Exposure to Black Carbon, Fine Particulate Matter and Particle Number Concentration in Ferry and at the Pier in Istanbul. *Atmosphere*, 10(8), 439. <https://doi.org/10.3390/atmos10080439>
- Orellano, P., Reynoso, J., Quaranta, N., Bardach, A., Ciapponi, A. (2020) Short-term exposure to particulate matter (PM10 and PM2.5), nitrogen dioxide (NO2), and ozone (O3) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 142, 105876. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105876>
- Othman, M., Latif, M. T., Mohd Naim, N. N., Mohamed Zain, S. M. S., Khan, M. F., Sahani, M., A Wahab, M. I., Md Sofwan, N., Abd Hamid, H. H., & Mohamed, A. F. (2022). Children's exposure to PM2.5 and its chemical constituents in indoor and outdoor schools urban environment. *Atmospheric Environment*, 273, 118963. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.118963>
- Paunescu, A.-C., Attoui, M., Bouallala, S., Sunyer, J., & Momas, I. (2017). Personal measurement of exposure to black carbon and ultrafine particles in schoolchildren from PARIS cohort (Paris, France). *Indoor Air*, 27(4), 766-779. <https://doi.org/10.1111/ina.12358>
- Pegas, P. N., Nunes, T., Alves, C. A., Silva, J. R., Vieira, S. L. A., Caseiro, A., & Pio, C. A. (2012). Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal. *Atmospheric Environment*, 55, 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.059>
- Piscitelli, P., Miani, A., Setti, L., de Gennaro, G., Rodo, X., Artinano, B., Vara, E., Rancan, L., Arias, J., Passarini, F., Barbieri, P., Pallavicini, A., Parente, A., D'Oro, E. C., de Maio, C., Saladino, F., Borelli, M., Colicino, E., Gonçalves, L. M. G., ... Domingo, J. L. (2022). The role of outdoor and indoor air quality in the spread of SARS-CoV-2: Overview and recommendations by the research group on COVID-19 and particulate matter (RESCOP commission). *Environmental Research*, 211, 113038. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113038>
- Portela, N. B., Teixeira, E. C., Agudelo-Castañeda, D. M., Civeira, M. da S., Silva, L. F. O., Vigo, A., & Kumar, P. (2021). Indoor-outdoor relationships of airborne nanoparticles, BC and VOCs at rural and urban preschools. *Environmental Pollution*, 268, 115751. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115751>
- POUPARD, O., BLONDEAU, P., IORDACHE, V., & ALLARD, F. (2005). Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools. *Atmospheric Environment*, 39(11), 2071-2080. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.12.016>

- Raysoni, A. U., Stock, T. H., Sarnat, J. A., Montoya Sosa, T., Ebel Sarnat, S., Holguin, F., Grenwald, R., Johnson, B., & Li, W.-W. (2013). Characterization of traffic-related air pollutant metrics at four schools in El Paso, Texas, USA: Implications for exposure assessment and siting schools in urban areas. *Atmospheric Environment*, 80, 140-151. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.056>
- Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., & Querol, X. (2014a). Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environment International*, 69, 200-212. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.009>
- Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., & Querol, X. (2014b). Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environment International*, 69, 200-212. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.009>
- Rosbach, J., Krop, E., Vonk, M., van Ginkel, J., Meliefste, C., de Wind, S., Gehring, U., & Brunekreef, B. (2016). Classroom ventilation and indoor air quality-results from the FRESH intervention study. *Indoor Air*, 26(4), 538-545. <https://doi.org/10.1111/ina.12231>
- Rovelli, S., Cattaneo, A., Nuzzi, C., Spinazzè, A., Piazza, S., Carrer, P., & Cavallo, D. (2014). Airborne Particulate Matter in School Classrooms of Northern Italy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(2), 1398-1421. <https://doi.org/10.3390/ijerph110201398>
- Sadrizadeh, S., Yao, R., Yuan, F., Awbi, H., Bahnfleth, W., Bi, Y., Cao, G., Croitoru, C., de Dear, R., Haghighat, F., Kumar, P., Malayeri, M., Nasiri, F., Ruud, M., Sadeghian, P., Wargoeki, P., Xiong, J., Yu, W., & Li, B. (2022). Indoor air quality and health in schools: A critical review for developing the roadmap for the future school environment. *Journal of Building Engineering*, 57, 104908. <https://doi.org/10.1016/j.jobee.2022.104908>
- Salthammer, T., Uhde, E., Schripp, T., Schieweck, A., Morawska, L., Mazaheri, M., Clifford, S., He, C., Buonanno, G., Querol, X., Viana, M., & Kumar, P. (2016). Children's well-being at schools: Impact of climatic conditions and air pollution. *Environment International*, 94, 196-210. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.009>
- Sahin, C., Dogan, T.R., Yıldız, M., Sofuoglu, S.C. (2022) Indoor environmental quality in naturally ventilated schools of a dusty region: Excess health risks and effect of heating and desert dust transport. *Indoor Air*, 32:e13068, 1-12, doi.org/10.1111/ina.13068.
- Şahin, Ü. A., Harrison, R. M., Alam, M. S., Beddows, D. C. S., Bousiotis, D., Shi, Z., Crilley, L. R., Bloss, W., Brean, J., Khanna, I., & Verma, R. (2022). Measurement report: Interpretation of wide-range particulate matter size distributions in Delhi. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(8), 5415-5433. <https://doi.org/10.5194/acp-22-5415-2022>
- Şahin, Ü. A., Levent Kuzu, S., Gökçebağ, D., Neophytou, M. K.-A., *Okullar ve Çevresinde Trafik kirliliğine Maruziyetin Azaltılması Çocuklar, Okullar ve Yerel Toplum için Rehber*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3754131>

- Şahin, Ü.A., Onat, B., Stakeeva, B., Ceran, T., Karim, P. (2012) PM10 concentrations and the size distribution of Cu and Fe-containing particles in Istanbul's subway system, *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 17, 48-53, doi:10.1016/j.trd.2011.09.003.
- Şahin, Ü.A. ve B., Kurutas, (2012). Assessment of Fine Particulate Matter and Gaseous Pollutants in Workplace Atmosphere of Metallic Industry. *Bull Environ Contam Toxicol*, 89, 898-904. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0781-x>
- Seppänen, O. A., Fisk, W. J., & Mendell, M. J. (1999). Association of Ventilation Rates and CO2 Concentrations with Health and Other Responses in Commercial and Institutional Buildings. *Indoor Air*, 9(4), 226-252. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0668.1999.00003.X>
- Shao, L., Cao, Y., Jones, T., Santosh, M., Silva, L. F. O., Ge, S., da Boit, K., Feng, X., Zhang, M., & Bérubé, K. (2022). COVID-19 mortality and exposure to airborne PM2.5: A lag time correlation. *Science of The Total Environment*, 806, 151286. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151286>
- Sharma, A., & Kumar, P. (2018). A review of factors surrounding the air pollution exposure to in-pram babies and mitigation strategies. *Environment International*, 120, 262-278. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.038>
- Shaughnessy, R. J., Haverinen-Shaughnessy, U., Nevalainen, A., & Moschandreas, D. (2006). A preliminary study on the association between ventilation rates in classrooms and student performance. *Indoor Air*, 16(6), 465-468. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2006.00440.x>
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S. S., & van Grieken, R. (2008). Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium. *Indoor Air*, 18(6), 454-463. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2008.00545.x>
- Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez-Pedrerol, M., Forn, J., Rivas, I., López-Vicente, M., Suares-González, E., Foraster, M., Garcia-Esteban, R., Basagaña, X., Viana, M., Cirach, M., Moreno, T., Alastuey, A., Sebastian-Galles, N., Nieuwenhuijsen, M., & Querol, X. (2015). Association between Traffic-Related Air Pollution in Schools and Cognitive Development in Primary School Children: A Prospective Cohort Study. *PLOS Medicine*, 12(3), e1001792. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1001792>
- Timonen, K.L., Pekkanen, J., Tiittanen, P., Salonen, R.O. (2002). Effects of air pollution on changes in lung function induced by exercise in children with chronic respiratory symptoms. *Occupational & Environmental Medicine*. Volume 59 (2). <http://dx.doi.org/10.1136/oem.59.2.129>
- Trompeter, W. J., Boulic, M., Ancelet, T., Garcia-Ramirez, J. C., Davy, P. K., Wang, Y., & Phipps, R. (2018). The effect of ventilation on air particulate matter in school classrooms. *Journal of Building Engineering*, 18, 164-171. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2018.03.009>
- Viana, M., Rivas, I., Querol, X., Alastuey, A., Sunyer, J., Álvarez-Pedrerol, M., Bouso, L., & Sioutas, C. (2014). Indoor/outdoor relationships and mass closure of quasi-ultrafine, accumulation and coarse particles in Barcelona schools. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(9), 4459-4472. <https://doi.org/10.5194/acp-14-4459-2014>

- Vu, T. v., Delgado-Saborit, J. M., & Harrison, R. M. (2015). A review of hygroscopic growth factors of submicron aerosols from different sources and its implication for calculation of lung deposition efficiency of ambient aerosols. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 8(5), 429-440. <https://doi.org/10.1007/s11869-015-0365-0>
- Weschler, C. J., & Shields, H. C. (2003). Experiments probing the influence of air exchange rates on secondary organic aerosols derived from indoor chemistry. *Atmospheric Environment*, 37(39-40), 5621-5631. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.05.007>
- Weschler, C. J., (2011). Chemistry in indoor environments: 20 years of research, *Indoor Air*, 21, 205-218, <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2011.00713.x>
- Wheeler, A. J., Williams, I., Beaumont, R. A., & Hamilton, R. S. (2000). Characterisation of Particulate Matter Sampled during a Study of Children's Personal Exposure to Airborne Particulate Matter in a UK Urban Environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 2000 65:1, 65(1), 69-77. <https://doi.org/10.1023/A:1006447807980>
- WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. (t.y.). Geliş tarihi 03 Kasım 2022, gönderen <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329?locale-attribute=en&s=>
- Wichmann, J., Lind, T., Nilsson, M. A.-M., & Bellander, T. (2010). PM_{2.5}, soot and NO₂ indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 44(36), 4536-4544. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.023>
- Wu, X., Nethery, R. C., Sabath, M. B., Braun, D., & Dominici, F. (2020). Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis. *Science Advances*, 6(45). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd4049>
- Xu, H., Guinot, B., Cao, J., Li, Y., Niu, X., Ho, K. F., Shen, Z., Liu, S., Zhang, T., Lei, Y., Zhang, Q., Sun, J., & Gao, J. (2018). Source, health risk and composition impact of outdoor very fine particles (VFPs) to school indoor environment in Xi'an, Northwestern China. *Science of The Total Environment*, 612, 238-246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.101>
- Yip, F. Y., Keeler, G. J., Dvonch, J. T., Robins, T. G., Parker, E. A., Israel, B. A., & Brakefield-Caldwell, W. (2004). Personal exposures to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan. *Atmospheric Environment*, 38(31), 5227-5236. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.06.006>
- Yurtseven, E., Sarper Erdoğan, M., Ulus, T., Alver Sahin, U., Onat, B., Erginöz, E., Vehid, S., & Köksal, S. (t.y.). Environment Protection Engineering An Assessment of Indoor PM_{2.5} Concentrations at a Medical Faculty in Istanbul, Turkey.
- Zhang, Q., & Zhu, Y. (2012). Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas. *Indoor Air*, 22(1), 33-42. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2011.00738.x>
- Zhao, L., Wang, L., Tan, J., Duan, J., Ma, X., Zhang, C., Ji, S., Qi, M., Lu, X., Wang, Y., Wang, Q., & Xu, R. (2019). Changes of chemical composition and source apportionment of PM_{2.5} during 2013-2017 in urban Handan, China. *Atmospheric Environment*, 206, 119-131. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.034>

Zhou, Y., Shao, Y., Yuan, Y., Liu, J., Zou, X., Bai, P., Zhan, M., Zhang, P., Vlaanderen, J., Vermeulen, R., & Downward, G. S. (2020). Personal black carbon and ultrafine particles exposures among high school students in urban China. *Environmental Pollution*, 265, 114825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114825>

Zhu, Y., Hinds, W. C., Kim, S., Shen, S., & Sioutas, C. (2002). Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment*, 36(27), 4323-4335. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00354-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00354-0)

Zwoździak, A., Sówka, I., Krupińska, B., Zwoździak, J., & Nych, A. (2013). Infiltration or indoor sources as determinants of the elemental composition of particulate matter inside a school in Wrocław, Poland? *Building and Environment*, 66, 173-180. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.04.023>



Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

BİYOLOJİK KİRLETİCİLER





Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

BAKTERİLER

SİBEL MENTEŞE¹

Giriş

Virüslerden daha karmaşık olan bakteriler hücre yapısına sahiptir ve bir zar ile çevrilidirler. Bakteriler hemen hemen her yerde; toprakta, suda ve bedenlerimizde kendi başlarına yaşayabilir ve çoğalabilir. İnsanlar çoğunlukla bakteriler ile barış içinde beraber yaşamaktadır. Örneğin bağırsaklarımızdaki bakteri kolonileri bağışıklık sistemimizi güçlendirerek bize yardımcı olur. Buna karşın, bakteriler de virüsler gibi vücudumuzda hızla çoğalıp hücreleri öldürerek bize zarar verebilir (Pacheco-Torgal, 2022).

Bakterilerin de mensubu olduğu prokaryotlar; büyüme ve üreme için enerji kaynakları olarak ışığı (fototroflar), inorganik maddeleri (litotroflar) veya organik maddeleri (heterotroflar) kullanabilirler. Ayrıca, çok çeşitli çevresel koşullara adapte olurlar ve ölü organik maddenin başlıca bozundurucularıdır (Ivanov ve Stabnikov, 2022). Bakteriler şekillerine göre isimlendirilirler: küresel olanlar 0,4–2 µm boyutlarındadır (kok), çubuk şeklinde olanlar 0,2 µm çap ile 4–20 µm arasında uzunluklara sahiptir (basil) ve kavisli/spiral olanlar 1 µm'den küçük çaplarda ve 1 ila 14 µm arasındaki uzunluklardadır (spirillum veya vibrio spiroket) (Godish, 2001).

Bakteri tanımlamasında kullanılan Gram boyamaya karşı mikroskop altındaki görünümünün rengine göre bakteriler Gram-pozitif ve Gram-negatif olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Gram-pozitif bakteriler hücre duvarlarında boyayı tuttukları için mikroskop altında mavi-mor renk alırken; Gram-negatif bakterilerin hücre duvarlarının dışında zar olmadığı için boya rengini göstermezler. Gram-pozitif bakterilerin peptidoglikan bakımından zengin hücre duvarı kuruma karşı dirençli özellik sağladığı için aerosol halinde hayatta kalma olasılıkları Gram-negatif bakterilere göre daha fazladır (Beggs, 2003). Ortam havasından en yaygın izole edilen bakteriler *Staphylococcus* ve *Micrococcus* cinslerindedir ve yapılan çalışmalarda iç ortam havasında en çok *S. aureus*, *S. capitis*, *S. hominis*, *S. epidermidis*, *S. warneri*, *S. haemolyticus*, *S. saprophyticus*, *M. luteus* ve *M. lylae* türleri gözlenmiştir (Mentese vd., 2009, 2012a,b; Tang ve Wan, 2013; Cabo Verde vd., 2015).

İç Ortam Kaynakları

Bakteri içeren havadaki aerosollerin kapalı ortamlar (evler ve topluluk alanları) ve dış ortamlar olmak üzere iki temel kaynağı bulunmaktadır (Morawska, 2006; Mentese ve Tasdibi, 2016; Fujiyoshi vd., 2017). İç ortam havasındaki bakterilerin başlıca kaynakları; insan ve diğer canlıların varlığı ve insan aktiviteleri, yapı malzemeleri ve dış ortamdır (Mentese vd., 2009, 2012a,b; Mentese ve Tasdibi, 2016).

Bakteri sporları hava akımı ile taşınan kuru aerosol parçacıkları olarak kapalı bir ortamda hava yoluyla yayılır. *Aerosolizasyon* (aerosolleşme), toprak yüzeyinden veya su ortamından gerçekleşebilir (Ivanov ve Stabnikov, 2022). İç ortamlarda, bakteriler havalandırma sistemindeki ıslak alanlarda kolonize olarak biyoaerosollerini oluşturabilir. Dolayısıyla, havalandırma sistemlerinin tasarımının önemli bir amacı, potansiyel olarak enfeksiyona neden olabilecek ajanlar içeren ae-

1 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Çanakkale 18 Mart Üniversitesi. e-posta: sibelmentese@gmail.com

rosollerden bireylerin temasının korunmasıdır. Örneğin, Lejyoner hastalığı *Legionella* cinsi patojenik bir Gram-negatif bakterinin neden olduğu, ciddi bir akciğer hastalığıdır. *Legionella* spp. su kaynaklı bir patojendir ve binalarda yüzme havuzları, çeşmeler, yapay su havuzları/şelaleler, uygun bakımı yapılmayan soğutma kuleleri, klimalar ve duşlar gibi farklı su kaynaklarından aerosolize olarak ortam havasına salınabilir (Prussin vd., 2017).

İç ortam hava akışı genellikle temizlik sıklığı, pencerelerin konumları, zemin ve halı kaplaması, oda ve bina yükseklikleri, havalandırma sistemlerinin sayısı ve yeri, odalarda mobilyaların düzeni, bina sakinlerinin sayısı ve insan davranışı ile faaliyetler gibi çok çeşitli değişkenler nedeniyle kısmen türbülanslıdır (Wei ve Li, 2016; Fujiyoshi vd., 2017). Ortam sıcaklığı ve nem düzeyi bakterilerin üremesinde kritik öneme sahiptir (Mentese vd., 2009; Mentese ve Tasdibi, 2016). 24°C'nin üzerindeki sıcaklık koşullarında bakterilerin hayatta kalma şansı azalır. *Klebsiella pneumoniae* (%60 bağıl nem düzeyinde stabildir) hariç diğer Gram-negatif bakterilerin çoğu için yüksek bağıl nem ve düşük sıcaklık ortamı en iyi hayatta kalma koşullarıdır. Gram negatif bakterilerin aksine, Gram pozitif bakteriler orta-düzye bağıl nem koşullarında en yüksek ölüm oranlarına sahiptir (Ijaz vd., 2016).

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Biyoaerosollerin düzeylerinin gösterilmesinde kullanılan birim olan Koloni Oluşturan Birim (CFU: Colony Forming Unit) belirli bir hacim hava örneğinin (m^3 hava) kültür ortamında inkübe edilmesi sonrasında örnekte gözlenen "canlı" veya diğer bir ifadeyle "kültüre edilebilen" koloni sayısını göstermektedir. Havadaki bakterilerin kültüre edilemeyen, ölü veya parçalanmış fragmetleri kültür içerisinde üremeyen kısımdır ve ancak belirli bir boyuttaki partikül madde içerisinde genel olarak değerlendirilebilir veya mikroskop altında sayımı yapılabilir.

Genel olarak dünyada yapılan çalışmalar incelendiğinde, bu çalışmaların okul ortamlarında gerçekleştirilenlerinin bir kısmı Tablo 4.1'de özetlenmiştir. Genel olarak, iç ortam havasındaki bakteri düzeylerinin $10-10^4$ CFU/ m^3 arasında değiştiği belirlenmiştir. Yılın farklı dönemlerinde bakteri ölçümlerinin yapıldığı çalışmalarda, bakteri düzeylerinin mevsimsel hatta aylık olarak değiştiği görülmüştür (Soleimani vd., 2015; Sivri vd., 2020; Aydogdu vd., 2005, 2010; Guo vd., 2020; Jo ve Seo, 2005; Mentese vd., 2012). Okulların yer aldığı bölgelerin özellikleri ve dış havadaki bakteri kompozisyonunun da okullarda gözlenen bakteri düzeylerini etkilediği belirlenmiştir. Örneğin havadaki toz düzeylerinin yoğun olduğu bölgelerde, okullardaki bakteri düzeylerinin de paralel olarak artış gösterdiği belirlenmiştir (Soleimani vd., 2015). Okullardaki bakteri düzeylerinin sebeplerinin araştırılmasında iç ortam havasında ölçülen bakteri düzeyleri (İ) ile dış ortam havasında (D) ölçülen bakteri düzeyleri (İ/D) arasındaki oran hesaplanarak kaynağın kabaca belirlenmesi söz konusu olabilmektedir. İ/D oranının 1'den büyük olması iç ortamda söz konusu kirlenici için bir kaynak veya birden çok potansiyel kaynağın olduğuna işaret etmektedir. İran'da okullarda yapılan bir çalışmada bu oranın 0,2 ile 13,6 arasında (Chegini vd., 202) ve Ankara'da okullarda yapılan bir çalışmada ise kreşlerde >10 ve ilkokullarda >3 olduğu bildirilmiştir (Mentese vd., 2012). Okullar ile beraber başka mikro-ortamlarda yapılan çalışmalarda genel olarak okul ve kreşlerdeki bakteri düzeylerinin, ev ve işyerlerinden daha yüksek olduğu saptanmıştır (Mentese vd., 2009, 2012; Sivri vd., 2020; Madureira vd., 2015; Mentese ve Tasdibi, 2006). Okullardaki bakteri düzeylerini etkileyen faktörler: dış havadaki bakteri düzeyleri, mevsim, havalandırma özellikleri, okullardaki kişilerin aktiviteleri ile binadaki su sızıntısı

olarak özetlenebilir (Bartlett vd., 2004; Jo ve Seo, 2005; Li vd., 2020).

Okullardaki bakteri düzeylerine ilaveten, hangi bakteri türlerinin gözleendiği de özellikle sağlık etkilerinin belirlenmesi açısından önemlidir. Yapılan çalışmalara bakıldığında, genellikle Stafilokok türleri, Mikrokok türleri ve Bacil türlerinin okullarda gözlenen dominant bakteriler olduğu anlaşılmaktadır (Hussin vd., 2011; Lee vd., 2021; Mentese vd., 2009, 2012; Bartlett vd., 2004; Andersson vd., 1999; Aydogdu vd., 2005, 2010; Anduaem vd., 2019; Soleimani vd., 2015; Chegini vd., 2020; Mirhoseini vd., 2020).

Gerek okullarda gözlenen bakteri düzeyleri, gerekse gözlenen bakteri türlerinin neler olduğu hem bağışıklık sistemi henüz tam olarak gelişmemiş özellikle kreş ve ilkököl çocuklarının, hem de okulda çalışan öğretmen ve diğer hizmet grubundaki çalışanların sağlığı açısından önem arz etmektedir. Yapılan çalışmalarda özellikle bazı bakteri türlerinin göz, burun, deri, boğaz tahribi ile baş ağrısı ve yorgunluk gibi semptomlar ile hasta bina sendromuna yol açtığı bilinmektedir (Fu vd., 2021; Mentese ve Tasdibi, 2016; Asadi vd., 2019).

Tablo 4.1. Okullarda havadaki bakteri düzeylerinin değişimini gösteren seçilmiş çalışmalar

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Gondar, Etiyopya	İlkokullar (8 okulda toplam 51 sınıf)	Aralık: 208-23504 CFU/m ³ (ort: 3670 CFU/m ³)	Dominant türler: Bacil, <i>S. aureus</i> ve Koagülaz-negatif Stafilokok türleri. Bacillus türleri tüm okullarda gözlenmiş. Sınıflarda bakteri üremesine katkı sağlayabilecek fiziksel koşulların kontrol edilmesi önerilmiş.	Anduaem vd., 2019
Ahvaz, İran	Okullar ve üniversite	<u>Üniversitede:</u> 14-2964 CFU/m ³ (tozsuz günler) 280-3798 CFU/m ³ (tozlu günler) <u>Okullarda:</u> 132-4800 CFU/m ³ (tozsuz günler) 315-10 000 CFU/m ³ (tozlu günler)	Dominant türler: Stafilokokus, Streptokokus, Bacillus ve Micrococcus Tozlu ve tozsuz günlerdeki bakteri düzeyleri karşılaştırılmış. Gram pozitif bakteri her iki dönemde de dominant bulunmuş. En yüksek bakteri düzeyleri kış mevsiminde gözlenmiş.	Soleimani vd., 2015

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Rasht, İran	12 Kreş	Aralık 1-143 CFU/petri/saat (ort: 42 CFU/petri/saat)	<p>Dominant türler: <i>Bacillus</i> spp., <i>S. aureus</i>, <i>Micrococcus</i> spp.</p> <p>İç ve dış ortam hava ölçümleri yapılmış ve bakteri düzeyinin İ/D oranına (0,2-13,6) bakılarak ana kaynak olarak dış hava belirlenmiştir.</p> <p>Gözlenen bakteri düzeylerinin %33'ünün tavsiye edilenden (40-84 CFU/petri/saat) daha yüksek olması nedeniyle bakteri düzeyi açısından 'orta derece risk' olarak tanımlanmıştır.</p>	Chegini vd., 2020
Arak, İran	2 ilkokul	Ort: 448 CFU/m ³	<p>Dominant türler: <i>Staphylococcus</i>, <i>Micrococcus</i> ve <i>Bacillus</i>.</p> <p>İç hava ortamındaki biyoaerosollerin miktarını arttıran ana faktörler: Bina yaşı ve cinsi ile öğrencilerin yoğunluğu olarak gösterilmiştir.</p>	Mirhoseini vd., 2020

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Ankara, Türkiye	120 farklı ortam: ilkokul, kreş, kafeterya, restoran, yurt, ev (mutfak, banyo, salon ile boş ev), ofis (dolu ve boş), spor salonu, kütüphane, sınıflar (üniversite ve lise) ve laboratuvar	<p><u>Bakteri konsantrasyonları (CFU/m³)</u></p> <p>Ev: <LOD – 1643 (ort: 591)</p> <p>Laboratuvar: 71-1758 (ort: 307)</p> <p>Lise sınıfları: 362-1051 (ort: 650)</p> <p>Üniversite sınıfları: 62-1696 (ort: 618)</p> <p>Spor salonu: 27-2641 (ort: 706)</p> <p>Kafeterya: 62-3640 (ort: 718)</p> <p>Restoran: 362-928 (ort: 661)</p> <p>Kütüphane: 53-362 (ort: 113)</p> <p>Kreş: 221-2456 (ort. 1251)</p> <p>İlkokul: 822-1714 (ort: 1131)</p> <p>Yurt: 27-1405 (ort: 486)</p>	<p>Dominant türler: <i>Micrococcus</i> spp., <i>Bacillus</i> spp., <i>S.auricularis</i>.</p> <p>En yüksek bakteri konsantrasyonları sırasıyla; kreş, ilkokul, restoran, lise ve evlerde görülmüştür.</p>	Mentese vd., 2009

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Ankara, Türkiye	Kreşler, ilkokullar, İşyerleri ve Evler	Bakteri düzeyleri $9 \cdot 10^3$ CFU/m ³ arasında değişim göstermiş.	<p>Dominant türler: <i>Micrococcus</i> spp., <i>Bacillus</i> spp. ve <i>Staphylococcus</i> spp.</p> <p>En yüksek bakteri düzeyleri kreş ve ilkokullarda gözlenmiş.</p> <p>Yaz ve kış mevsimlerinde, sabah, öğlen ve öğleden sonra olmak üzere günde 3 periyotta, arka arkaya 5 gün boyunca bakteri örnekleme yapılmış. Bakteri düzeylerinin hem mevsimsel, hem de gün içinde değişim gösterdiği belirlenmiş ($p < 0,05$). Ortalama İ/D oranı açısından sırasıyla kreşlerde (yaz: 10,33 ve kış: 9,74) ve ilkokullarda (yaz: 3,42 ve kış: 3,47) en yüksek değerler gözlenmiş.</p>	Mentese vd., 2012
Çanakkale, Türkiye	Kreş, evler, yurt, okul ve üniversite sınıfları	<p>Kreşlerde: 63- >1400 CFU/m³</p> <p>Yurtlarda: <math>7 \cdot 10^3</math> CFU/m³</p> <p>Sınıflarda: <math>7 \cdot 10^3</math> CFU/m³</p>	<p>En yüksek bakteri düzeyleri kömürün ısınma yakıtı olarak kullanıldığı ve kalabalık kreşlerde gözlenmiştir.</p> <p>Maruz kalınan bakteri düzeyleri ile HBS gözlenme durumu; bina parametreleri, kişi sayısı, ısınma yakıtı gibi parametrelere ilaveten cinsiyet ve ortamda günlük geçirilen zaman ile ilişkili bulunmuştur.</p>	Mentese ve Tasdibi, 2016

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
İstanbul, Türkiye	İlkokulun farklı mikro-ortamları	Aralık: 20-3300 CFU/m ³ Ortalama olarak en düşük bakteri düzeyi Müdür odasında (400 CFU/m ³) ve en yüksek giriş kattaki sınıfta (2370 CFU/m ³) gözlenmiş.	Mevsimsel ölçüm yapılmış. <u>Bahar döneminde</u> En düşük konferans salonunda (20 CFU/m ³), en yüksek 3. kattaki koridorda (2140 CFU/m ³) <u>Yaz döneminde</u> En düşük danışman ofisinde (180 CFU/m ³) ve en yüksek giriş kattaki sınıfta (3300 CFU/m ³) gözlenmiş.	Sivri vd., 2020
Edirne, Türkiye	İlkokullar (5 okul)	55-265 koloni/petri (10 dakikalık ölçümler)	Dominant türler: Stafilokoklar, Corynebacterium ve Bacillus. Bakteri düzeyleri aylık değişim göstermiştir.	Aydogdu vd., 2005
Edirne, Türkiye	Çocuk günlük bakım merkezi (4 merkez)	10 – 6×10 ² CFU/petri (10 dakikalık ölçümler)	Dominant türler: Stafilokoklar, Bacillus ve Corynebacterium. Bakteri düzeyleri mevsimsel değişim göstermiştir.	Aydogdu vd., 2010
Polonya	Anaokulu, ilkokul ve Liseler	<u>Bakteri konsantrasyonları (CFU/m³)</u> Anaokullarda: 456-1984 (ort: 1408) İlkokullarda: 611-4388 (ort: 2205) Liselerde: 336-453 (ort: 391)	Dominant türler: Gram pozitif koklar. Vücuda alınan en yüksek bakteri dozu, okul öncesi çağıdaki çocuklar için hesaplanmıştır (489 CFU/kg vücut ağırlığı)	Bragoszezwska vd., 2018
Güney Finlandiya	Okul ve çocuk günlük bakım merkezleri	Aralık: 10 - >10 ² CFU/m ³	Dominant türler: Gram-pozitif bacil ve aktinomisetler, Stafilokoklar ve Mikrokoklar	Andersson vd., 1999

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Porto, Portekiz	68 ev, 9 çocuk günlük bakım merkezi, 20 ilkokul, 22 yaşlı bakım merkezi	<u>Bakteri konsantrasyonları (CFU/m³)</u> Ev: 98-6528 (ort: 684) Çocuk bakım merkezi: 190-52560 (ort: 3870) İlkokul: 168-8372 (ort: 3224) Yaşlı bakım merkezi: 20-630 (ort: 222)	Bakteri konsantrasyonu 3870 CFU/m ³ ile en yüksek çocuk bakım merkezinde ve 222 CFU/m ³ ile en düşük yaşlı merkezinde gözlenmiş. Çocukların, yaşlılara göre 2 kat daha fazla biyolojik kirleticilere maruz kaldığı hesaplanmış.	Madureira vd., 2015
Kanada, British Columbia	İlkokul (39 okul)	Doğal havalandırmalı okullarda g.ort: 325 CFU/m ³ ve mekanik havalandırmalı okullarda g.ort: 166 CFU/m ³	Dominant türler: Mikrokoklar ve Stafiloklar. Doğal havalandırmalı okullarda bakteri düzeyleri, mekanik havalandırmalı okullara göre daha yüksek gözlenmiş.	Bartlett vd., 2004
Johor Bahru, Malezya	7 Ortaokulda 21 Sınıf	Toplam 326 bakteri türü izole edilmiş ve 140 bakteri türü tüm örneklerde gözlenmiş.	Bakteri kompozisyonu ile Hasta Bina Sendromu arasındaki ilişki araştırılmıştır: öğrencilerin, göz, burun, deri ve boğaz tahribatı ile baş ağrısı ve yorgunluk gibi semptomların gözlenme sıklığı üzerinden anket yapılmış. Genel anlamda ise bakteri türlerinin daha çok yorgunluk ve burun sağlığı üzerinde etkileri olduğu belirlenmiş. Özellikle Izhakiella bakteri türlerinin yorgunluk, boğaz ve burun üzerinde etkisinin olduğu saptanmış.	Fu vd., 2021

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Malezya	5 ilkokulun sınıfları, koridoru ve kantini	Ort: 1025 CFU/m ³	Dominant türler: Staphylococcus, Pseudomonas ve Bacillus. Daha önde rapor edilmeyen Terribacillus türüne rastlanmıştır. Bakteri örneklerinin %56'sı ACGIH ve DSÖ standartlarını (500 CFU/m ³) aşmıştır.	Hussin vd., 2011
Çin	Evler, okullar ve ofisler	Aralık: 72,5-7500 CFU/m ³ (ort: 1000 CFU/m ³)	1980-2019 yılları arasında Çin'de yapılmış 55 çalışma değerlendirilmiştir. Dominant türler: Micrococcus, Staphylococcus ve Bacillus. Ortalama bakteri seviyelerinin Çin'in kuzeyinde güneyine göre daha fazla olduğu belirtilmiştir. Yüksek bakteri konsantrasyonları daha soğuk bölgelerde tespit edilmiştir. Bakteri konsantrasyonunu etkileyen faktörler: dış hava konsantrasyonu, mevsim, havalandırma, oturanların aktiviteleri ve su hasarı olarak listelenmiştir.	Guo vd., 2020
Çin	Üniversite sınıfları, yurtları ve yemek salonları	Aralık: 52-19514 CFU/m ³ sınıflarda ort: 162 CFU/m ³ (en düşük seviye) kız yurtlarında ort: 2847 CFU/m ³ (en yüksek seviye)	Öğrenciler sınıflar ve yemek salonlarına göre yurtlarda ortalama 4 kat daha fazla bakteri dozuna maruz kalmaktadır. Doğal havalandırma nedeniyle iç ortam bakteri düzeylerinin dış ortamdaki koşullar ile ilişkili olduğu belirlenmiştir.	Li vd., 2020

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki bakteri düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Daegu, Kore	42 bar, 41 internet kafe, 44 sınıf, 11 ilkokul ve 20 ev	<u>g.ort bakteri seviyesi</u> (CFU/m ³) Okullarda: 1002 Barlarda: 389 İnternet kafelerde: 371	Okullardaki öğrencilerin mola zamanlarında, sınıftaki zamanlara oranla 2 kat daha fazla toplam bakteri düzeyine maruz kaldığı belirlenmiş. İç hava biyoaerosol konsantrasyonlarını etkileyen parametreler belirlenmiş: mikro çevre türü, ilkokul sınıflarında numune alma zamanı, mevsimsel değişimler, lokasyon ve yaz anket periyotları. Ölçüm sonuçları çoğunlukla Kore iç hava kalite standardını (sınır değer: 800 CFU/m ³) aşmıştır.	Jo ve Seo, 2005
Seul, Kore	3 ilkokulda 9 sınıf	Ort: 240,3 OTU (operational taxonomic units)	Dominant türler: Enhydrobacter, Micrococcus ve Staphylococcus. Bakteri kompozisyonunun aynı okulun kendi sınıfları arasında benzerlik gösterirken; dış havadakinden farklı olduğu gözlenmiştir.	Lee vd., 2021

ACGIH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists, CFU/m³: 1 metreküp hacimdeki havada koloni oluşturan bakteri sayısı, DSÖ: Dünya Sağlık Örgütü, g.ort: geometrik ortalama, HBS: hasta bina sendromu, İ/D: iç ortam/dış ortam, LOD: asgari tespit sınırı, ort: aritmetik ortalama.

Sağlık Etkileri

Bakteriler öksürük ve hapşırma gibi hafif semptomlardan ölüm ile sonuçlanan ciddi enfeksiyon ve hastalıklara kadar geniş bir aralıkta sağlık etkilerine yol açabilirler. İç ortamlardaki bakteri düzeyi ve tür kompozisyonuna bağlı olarak gözlenen sağlık etkileri genellikle solunum sistemi ve deri hastalıkları olarak ortaya çıksa da; kaynağı tam olarak belirlenemeyen ve çeşitli semptomların tekil veya bir arada gözlenmesi ile ilişkilendirilen hasta bina sendromuna yol açtığı da belirlenmiştir (Mentese ve Tasdibi, 2016; Mentese vd., 2020; Mentese, 2022).

Bakterilerin sağlık etkileri enfekte kaynaktan solunum, konuşma, öksürme, hapşırma vb. sırasında ağız ve burundan havaya salınan damlacıkların boyutu ve maruz kalınan süre ile son derece alakalıdır ve odadaki hava hareketleri de önemlidir (Beggs, 2003; Xie vd., 2009). Daha

büyük damlacıklar daha hızlı birikirken/çökelirken, daha küçük damlacıklar uzun süre havada asılı kalır (Xie vd., 2009). Çoğu insanın solunum sisteminden atılan partiküller nispeten büyük ve hızla düşmesine rağmen; 12 mm'lik bir damlacığı buharlaştırmak için gereken buharlaşma süresi yaklaşık 0,02 saniye gibi çok kısa olabilir (Beggs, 2003). Böylece, bu hızlı buharlaşma nedeniyle daha büyük damlacıklar damlacık çekirdeği haline gelir ve havada kolayca dağılır (Beggs, 2003; Nicas vd., 2005). Öte yandan, solunan damlacıklar ile ilgili olarak yapılan çalışmaların sonuçları arasında halen bazı tutarsızlıklar olsa da damlacıkların ortalama boyutu yaklaşık 50–100 µm olarak belirlenmiştir (Xie vd., 2009). Ancak enfekte bir kişinin öksürme ve/veya hapşırma yoluyla enfeksiyonun ana hedef bölgesi olan alveollere ulaşma yeteneği olan 10 µm'den daha küçük çaplarda patojen içeren damlacıklar salabileceği bilinmektedir (Nicas vd., 2005). Daha küçük parçacıkların potansiyel olarak hapşırma veya öksürük kaynaklı olan daha büyük parçacıklardan daha bulaşıcı olduğu kabul edilmektedir. Küçük parçacıklar, hassas/duyarlı bireyler tarafından solunum olasılığını arttırdığı için sadece yerçekimi ile çökelmeden önce havada daha uzun süre kaldıkları için değil, aynı zamanda duyarlı bir bireyin alt solunum sisteminde enfeksiyonu başlatarak solunum organlarında daha yüksek penetrasyon olasılıklarına sahip oldukları için önem arz etmektedir (Asadi vd., 2019). Bu durumda bakteri solunum yolunda ya da periferik dokularda çoğalır ve sonunda üst solunum yolunda yeterli düzeyde yükü ulaştırarak bakterileri solunum yolu ile ortama salmak suretiyle konakçıyı bir donöre dönüştürür (Herfst vd., 2017).

Partikülün hava ortamındaki akıbetini etkileyen en önemli parametre partikülün boyutu olmasına rağmen; havadaki mikrobiyal yayılmayı ve hayatta kalmayı etkileyen diğer fizikokimyasal faktörler ise sıcaklık, bağıl nem, oksijen düzeyi, ultraviyole ışınlama (UV) şiddeti, mikroorganizmaların askıda kalabileceği ortamın özellikleri; hava dolaşım düzeni ile ısıtma, havalandırma ve klima sisteminin çalışma durumudur (Morawska, 2006; Mentese vd., 2009).

Bununla birlikte, iç ortamda aerosol iletiminin kanıtı olan önemli insan patojen bakteri türleri vardır. Örneğin, *Legionella* enfeksiyonu insidansı Amerika Birleşik Devletleri ve Avrupa'da artmaktadır (Herwaldt ve Marra, 2018). İç ortamlarda sıklıkla bulunan bir diğer yaygın hava kaynaklı bakteri Stafilokok türleridir. Yeniden ortaya çıkan, hava yoluyla damlacık olarak bulaşan bir diğer bakteri olan *Bordetella pertussis* özellikle çocuklarda en sık görülen aşı ile önlenilebilir hastalık olan boğmacaya neden olmaktadır (Warfel vd., 2012). Tarihsel olarak, insan enfeksiyonu açısından en bilinen hastalıklardan olan tüberküloz *Mycobacterium tuberculosis*'den kaynaklanmaktadır (Russell, 2001). Avrupa'da önemli ölümlere neden olan veba (Kara Ölüm) olarak iyi bilinen bulaşıcı hastalığa da hava kaynaklı bakteriyel patojen olan Gram-negatif ve çubuk şeklindeki *Yersinia pestis* (eski adıyla *Pasteurella pestis*) neden olur (Perry ve Fetherston, 1997; Yersin, 1894). Bu bakteri ile enfekte olmuş insanların öksürük, kusma ve hapşırması sonucunda hava yoluyla bakteri sağlıklı bireylere bulaşmaktadır (WHO, 2017). DSÖ dünyanın farklı yerlerinde hala veba insidansını rapor etse de, vebayı tedavi etmek için uygun antibiyotikler kullanılabilir (WHO, 2017). *Y.pestis*'e benzer şekilde, *Klebsiella pneumoniae* toplu ortamlarda pnömoniye (zatürre) neden olur (Corrin ve Nicholson, 2011). Ayrıca *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* ve *Acinetobacter lwoffii* de pnömoniye neden olur (Czekaj vd., 2015; Godish, 2001; Regalado vd., 2009). İlaveten, *Corynebacterium diphtheria* difteri, *Bacillus anthracis* şarbon ve *Neisseria meningitidis* ise menenjit hastalığına neden hava yoluyla bulaşan bakteri türleridir (Rouphael ve Stephens, 2011). Hastanelerde *S. aureus*, *S. epidermidis*, *S. haemolyticus* ve *S. saprophyticus* gibi koagülaz-negatif *Staphylococcus* türlerinin

neden olduğu enfeksiyonların sıklığı yıllar içinde artış göstermektedir (Schaberg vd., 1991; Ta-keuchi vd., 2005).

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Havadaki toplam bakteri düzeylerine yönelik olarak dünyanın çeşitli ülkelerinde önerilen kılavuz değerlere ilişkin güncel karşılaştırma Tablo 4.2'de verilmektedir. Bakteri düzeylerine yönelik olarak okullara ilişkin özel bir sınır değer bulunmamaktadır. Dünya genelinde bakteri düzeylerinin güvenli sayılabilecek sınırlarına ilişkin geçmişten günümüze farklı bir sonuç ortaya çıkmıştır. Geçtiğimiz yıllarda iç ortam havasında bakteri düzeylerine yönelik önerilen veya sınırlandırılan azami düzeyler mevcut iken, günümüzde özellikle sağlık-tabanlı güvenli bir bakteri düzeyinin önerilemeyeceği şeklinde bir yaklaşım bildirilmiştir. Bu durumun temel nedeni, yukarıda daha detaylı olarak anlatılmış olmakla birlikte, havadaki “canlı” özellikteki bakterilerin toplam düzeylerinin aslında bakteri türünden bağımsız olarak bakteri kolonisi sayımına dayanmakta olduğudur. İnsan sağlığı açısından belirgin sağlık etkileri olmayan bakteriler ile havada tek bir koloni üremesi neticesinde ciddi sağlık etkilerinin gözlenmesi muhtemel bakteri türünün üreyen kolonisi de toplam bakteri düzeyi içerisinde. Bazı kuruluşlarca önerilen 500 veya 1500 CFU/m³ sınır değerinin altında toplam bakteri düzeyinin gözlenmesi durumunda, havada tek bir hastalık yapıcı türün olması durumunda söz konusu ortamın bakteri açısından “güvenli” olduğunu söylemenin uygun olmayacağı düşüncesiyle DSÖ mevcut şartlarda bir kılavuz değeri önermemektedir.

Tablo 4.2. İç ortam havasında toplam bakteri düzeyine ilişkin bazı ülkelerin önerdiği sınır değerler.

Ülke/Kuruluş	Sınır Değer	Referans
Çin	1500 CFU/m ³	GB/T 18883, 2020
Hong Kong	Mükemmel düzey: 500 CFU/m ³ İyi düzey: 1000 CFU/m ³	The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019
Tayvan	1500 CFU/m ³	Taiwan Environmental Protection Administration, 2012
DSÖ	Sağlık-tabanlı kılavuz değer önerilemiyor	WHO, 2009
Almanya	Dış havadaki bakteri düzeyinden yüksek olmamalı (SBM-2015) ¹	Institut für Baubiologie und Ökologie, 2015

¹ Uyunan ortamlar için (yatak odaları) kullanılır: Pseudomonas, Legionella ve Actinomisetler gibi kritik türler ya hiç, ya da minimal düzeyde iç ortam havasında, malzeme üzerinde veya içmesuyu ile tuvalet, banyo ve mutfak gibi su kullanılan alanlarda gözlenmemeli. Potansiyel bakteri kontaminasyonunun göstergesi olabilecek yüksek malzeme nemi, su sızıntısı, hijyen problemleri ve bakteri için tipik olabilecek kötü koku varsa araştırılarak kaynak tespit edilmelidir. Bakteriler ve mantarlar genellikle beraber bulunduğu için bakteri ölçümü yapıldığında mantar ölçümü de yapılmalıdır.

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Bakterilerin toplam düzeyinin yanı sıra, aslında bakterilerin tür bazında havadaki düzeyleri de büyük önem arz etmektedir. Ancak, pratik ve konvansiyonel yöntemler ile bakteri tür tanımlaması hem zaman ve efor gerektirmekte, hem de yüksek maliyette olabilmektedir. Bu nedenle, öncelikli olarak havadaki toplam kültüre edilebilir (canlı) fraksiyondaki bakteri düzeyi sınır değeri belirleme açısından dikkate alınmalıdır.

Tür bazında ortamdaki bakteri düzeylerinin belirlenmesi; pratik hayatta hızlı ve düşük-maliyetli olarak yapılması zor olduğu için toplam bakteri yükü değerlendirmesinin mevcut şartlarda yapılması daha makuldür. Genel popülasyon için toplam kültüre edilebilir biyoaerosol (bakteri ve/veya mantar) sınır değeri 1000 CFU/m³ olarak önerilmektedir. Bakteriler ve mantarlar hava ortamında genellikle beraber bulunduğu için, bakteri ölçümü yapıldığında, mantar ölçümü de yapılmalıdır. Dünya genelinde yapılan çalışmalarda toplam bakteri ve/veya mantar düzeyleri 1000 CFU/m³ değerinin üzerinde olduğunda, mikrobiyal büyümeyi teşvik edici koşulların ortamda oluştuğu ve ortamın sağlık açısından riskli olabileceği şeklinde bir değerlendirme yapılmaktadır. Ortamdaki toplam bakteri yükünün bilinmesi, özellikle çocuklar arasında temasın yaygın olduğu, kalabalık kreşlerde ve okullarda önemlidir. İlâveten, tür bazında bakteri düzeyleri de belirlendiği takdirde, sağlık açısından daha hassas bir değerlendirme yapılması mümkün olabilecektir.

Kaynaklar

Andersson, A.M., Weiss, N., Rainey, F., Salkinoja-Salonen, M.S., 1999. Dust-borne bacteria in animal sheds, schools and children's Day Care Centres. *Journal of Applied Microbiology* 86, 622–634. doi:10.1046/j.1365-2672.1999.00706.x

Andualem, Z., Gizaw, Z., Bogale, L., Dagne, H., 2019. Indoor bacterial load and its correlation to physical indoor air quality parameters in public primary schools. *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 14. doi:10.1186/s40248-018-0167-y

Asadi, S., Wexler, A.S., Cappa, C.D., Barreda, S., Bouvier, N.M., Ristenpart, W.D., 2019. Aerosol emission and superemission during human speech increase with voice loudness. *Scientific Reports* 9. doi:10.1038/s41598-019-38808-z

Aydogdu, H., Asan, A., Otkun, M.T., Ture, M., 2005. Monitoring of fungi and bacteria in the indoor air of primary schools in Edirne City, Turkey. *Indoor and Built Environment* 14, 411–425. doi:10.1177/1420326x05057539

Aydogdu, H., Asan, A., Tatman Otkun, M., 2009. Indoor and outdoor airborne bacteria in child day-care centers in Edirne City (Turkey), seasonal distribution and influence of meteorological factors. *Environmental Monitoring and Assessment* 164, 53–66. doi:10.1007/s10661-009-0874-0

Bartlett, K.H., Kennedy, S.M., Brauer, M., van Netten, C., Dill, B., 2004. Evaluation and determinants of airborne bacterial concentrations in school classrooms. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 1, 639–647. doi:10.1080/15459620490497744

Beggs, C.B., 2003. The airborne transmission of infection in hospital buildings: Fact or fiction? *Indoor and Built Environment* 12, 9–18. doi:10.1177/1420326x03012001002

Braęoszewska, E., Biedroń, I., Kozielska, B., Pastuszka, J.S., 2018. Microbiological Indoor Air Quality in an office building in Gliwice, Poland: Analysis of the Case Study. *Air Quality, Atmosphere & Health* 11, 729–740. doi:10.1007/s11869-018-0579-z

Cabo Verde, S., Almeida, S.M., Matos, J., Guerreiro, D., Meneses, M., Faria, T., Botelho, D., Santos, M., Viegas, C., 2015. Microbiological assessment of indoor air quality at different hospital sites. *Research in Microbiology* 166, 557–563. doi:10.1016/j.resmic.2015.03.004

Chegini, F.M., Baghani, A.N., Hassanvand, M.S., Sorooshian, A., Golbaz, S., Bakhtiari, R., Ashouri, A., Joubani, M.N., Alimohammadi, M., 2020. Indoor and outdoor airborne bacterial and fungal air quality in kindergartens: Seasonal distribution, genera, levels, and factors influencing their concentration. *Building and Environment* 175, 106690. doi:10.1016/j.buildenv.2020.106690

Corrin, B., Nicholson, A.G., 2011. Infectious diseases. *Pathology of the Lungs* 155–262. doi:10.1016/b978-0-7020-3369-8.00005-7

Czekaj, T., Ciszewski, M., Szewczyk, E.M., 2015. *Staphylococcus haemolyticus* – an emerging threat in the twilight of the antibiotics age. *Microbiology* 161, 2061–2068. doi:10.1099/mic.0.000178

Fu, X., Norbäck, D., Yuan, Q., Li, Y., Zhu, X., Hashim, J.H., Hashim, Z., Ali, F., Hu, Q., Deng, Y., Sun, Y., 2021. Association between indoor microbiome exposure and sick building syndrome (SBS) in junior high schools of johor bahru, Malaysia. *Science of The Total Environment* 753, 141904. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141904

Fujiyoshi, S., Tanaka, D., Maruyama, F., 2017. Transmission of airborne bacteria across built environments and its measurement standards: A Review. *Frontiers in Microbiology* 8. doi:10.3389/fmicb.2017.02336

GB/T 18883, 2020, Chinese National Standards for Indoor Air Quality, Part1: indicators and requirements. National Health Commission of the People's Republic of China.

Guo, K., Qian, H., Zhao, D., Ye, J., Zhang, Y., Kan, H., Zhao, Z., Deng, F., Huang, C., Zhao, B., Zeng, X., Sun, Y., Liu, W., Mo, J., Sun, C., Guo, J., Zheng, X., 2020. Indoor exposure levels of bacteria and fungi in residences, schools, and offices in China: A systematic review. *Indoor Air* 30, 1147–1165. doi:10.1111/ina.12734

Harrison, P., 2002. *Indoor Environmental Quality: By T godish.* (PP 461; Pound59.99) 2001. Boca Raton, FL, USA: Lewis, CRC Press. ISBN: 1 56670 402 2. *Occupational and Environmental Medicine* 59. doi:10.1136/oem.59.3.203-a

Herfst, S., Böhringer, M., Karo, B., Lawrence, P., Lewis, N.S., Mina, M.J., Russell, C.J., Steel, J., de Swart, R.L., Menge, C., 2017. Drivers of airborne human-to-human pathogen transmission. *Current Opinion in Virology* 22, 22–29. doi:10.1016/j.coviro.2016.11.006

Herwaldt, L.A., Marra, A.R., 2018. *Legionella.* *Current Opinion in Infectious Diseases* 31, 325–333. doi:10.1097/qco.0000000000000468

Hussin, N.H., Sann, L.M., Shamsudin, M.N., Hashim, Z., 2011. Characterization of bacteria and fungi bioaerosol in the indoor air of selected primary schools in Malaysia. *Indoor and Built Environment* 20, 607–617. doi:10.1177/1420326x11414318.

- Ijaz, M.K., Zargar, B., Wright, K.E., Rubino, J.R., Sattar, S.A., 2016. Generic aspects of the air-borne spread of human pathogens indoors and emerging air decontamination technologies. *American Journal of Infection Control* 44. doi:10.1016/j.ajic.2016.06.008
- Institut für Baubiologie und Ökologie, 2015. Building Biology Evaluation Guidelines For Sleeping Areas, Supplement to the Standard of Building Biology Testing Methods SBM-2015.
- Ivanov, V., Stabnikov, V., 2022. Introduction to viruses, bacteria, and fungi in the built environment. *Viruses, Bacteria and Fungi in the Built Environment* 11–27. doi:10.1016/b978-0-323-85206-7.00004-6
- Jo, W.-K., Seo, Y.-J., 2005. Indoor and outdoor bioaerosol levels at recreation facilities, elementary schools, and homes. *Chemosphere* 61, 1570–1579. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.04.103
- Lee, B.G., Yang, J.I.L., Kim, E., Geum, S.W., Park, J.H., Yeo, M.K., 2021. Investigation of bacterial and fungal communities in indoor and outdoor air of elementary school classrooms by 16S rRNA gene and its region sequencing. *Indoor Air* 31, 1553–1562. doi:10.1111/ina.12825
- Li, Y., Ge, Y., Wu, C., Guan, D., Liu, J., Wang, F., 2020. Assessment of culturable airborne bacteria of indoor environments in classrooms, dormitories and dining hall at university: A case study in China. *Aerobiologia* 36, 313–324. doi:10.1007/s10453-020-09633-z
- Madureira, J., Paciência, I., Rufo, J., Ramos, E., Barros, H., Teixeira, J.P., de Oliveira Fernandes, E., 2015. Indoor air quality in schools and its relationship with children's respiratory symptoms. *Atmospheric Environment* 118, 145–156. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.07.028
- Mentese, S., Arısoy, M., Rad, A.Y., Güllü, G., 2009. Bacteria and fungi levels in various indoor and outdoor environments in Ankara, Turkey. *CLEAN - Soil, Air, Water* 37, 487–493. doi:10.1002/clean.200800220
- Mentese, S., Rad, A.Y., Arısoy, M., Güllü, G., 2011. Seasonal and spatial variations of bioaerosols in indoor urban environments, Ankara, Turkey. *Indoor and Built Environment* 21, 797–810. doi:10.1177/1420326×11425965
- Mentese, S., Rad, A.Y., Arısoy, M., Güllü, G., 2012. Multiple comparisons of Organic, microbial, and fine particulate pollutants in typical indoor environments: Diurnal and seasonal variations. *Journal of the Air & Waste Management Association* 62, 1380–1393. doi:10.1080/10962247.2012.714717
- Mentese, S., Tasdibi, D., 2014. Airborne bacteria levels in indoor urban environments: The influence of season and prevalence of sick building syndrome (SBS). *Indoor and Built Environment* 25, 563–580. doi:10.1177/1420326×14562454
- Mentese, S., Mirici, N.A., Elbir, T., Palaz, E., Mumcuoğlu, D.T., Cotuker, O., Bakar, C., Oymak, S., Otkun, M.T., 2020. A long-term multi-parametric Monitoring Study: Indoor Air Quality (IAQ) and the sources of the pollutants, prevalence of sick building syndrome (SBS) symptoms, and respiratory health indicators. *Atmospheric Pollution Research* 11, 2270–2281. doi:10.1016/j.apr.2020.07.016

- Mentese S., 2022. Airborne bacteria and sick building syndrome (SBS), in *Virus, Bacteria and Fungi in the Built Environment: Designing Healthy Indoor Environments*, Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering, Chapter 8, Elsevier Publishers Inc., Eds.: Pacheco-Torgal F, Ivanov V, Falkinham JO, pp: 147-178. ISBN: 978-0-323-85206-7, doi:10.1016/B978-0-323-85206-7.00007-1.
- Mirhoseini, S.H., Ariyan, F., Mohammadi, S., 2019. Quantitative and qualitative monitoring of airborne bacteria and fungi and their relationship with environmental parameters in two selected primary schools. *Journal of Arak University of Medical Sciences* 242–251. doi:10.32598/jams.22.6.5931.1
- Morawska, L., 2006. Droplet fate in indoor environments, or can we prevent the spread of infection? *Indoor Air* 16, 335–347. doi:10.1111/j.1600-0668.2006.00432.x
- Nicas, M., Nazaroff, W.W., Hubbard, A., 2005. Toward understanding the risk of secondary airborne infection: Emission of respirable pathogens. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 2, 143–154. doi:10.1080/15459620590918466
- Pacheco-Torgal, F., 2022. Introduction to virus, bacteria, and fungi in the built environment. in *Virus, Bacteria and Fungi in the Built Environment: Designing Healthy Indoor Environments*, Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering, Chapter 1, Elsevier Publishers Inc., Eds.: Pacheco-Torgal F, Ivanov V, Falkinham JO, pp: 1–7. doi:10.1016/b978-0-323-85206-7.00009-5.
- Perry, R.D., Fetherston, J.D., 1997. *Yersinia pestis*--etiologic agent of plague. *Clinical Microbiology Reviews* 10, 35–66. doi:10.1128/cmr.10.1.35
- Prussin, A.J., Schwake, D.O., Marr, L.C., 2017. Ten questions concerning the Aerosolization and transmission of legionella in the built environment. *Building and Environment* 123, 684–695. doi:10.1016/j.buildenv.2017.06.024
- Regalado, N.G., Martin, G., Antony, S.J., 2009. *Acinetobacter lwoffii*: Bacteremia associated with acute gastroenteritis. *Travel Medicine and Infectious Disease* 7, 316–317. doi:10.1016/j.tmaid.2009.06.001
- Rouphael, N.G., Stephens, D.S., 2011. *Neisseria meningitidis*: Biology, microbiology, and Epidemiology. *Methods in Molecular Biology* 1–20. doi:10.1007/978-1-61779-346-2_1
- Russell, D.G., 2001. *Mycobacterium tuberculosis*: Here Today, and here Tomorrow. *Nature Reviews Molecular Cell Biology* 2, 569–578. doi:10.1038/35085034
- Schaberg, D.R., Culver, D.H., Gaynes, R.P., 1991. Major trends in the microbial etiology of nosocomial infection. *The American Journal of Medicine* 91. doi:10.1016/0002-9343(91)90346-y
- Sivri, N., Dogru, A.O., Bagcigil, A.F., Metiner, K., Seker, D.Z., 2020. Assessment of the indoor air quality based on airborne bacteria and fungi measurements in a public school of Istanbul. *Arabian Journal of Geosciences* 13. doi:10.1007/s12517-020-06252-3
- Soleimani, Z., Parhizgari, N., Dehdari Rad, H., Akhoond, M.R., Kermani, M., Marzouni, M.B., Goudarzi, H., Goudarzi, G., 2014. Normal and dusty days comparison of culturable indoor airborne bacteria in Ahvaz, Iran. *Aerobiologia* 31, 127–141. doi:10.1007/s10453-014-9352-4

- Taiwan Environmental Protection Administration, 2012. Indoor air quality standard. URL <http://ndlib.web.nthu.edu.tw/ezfiles/971/1971/img/217/175842368.pdf>
- Takeuchi, F., Watanabe, S., Baba, T., Yuzawa, H., Ito, T., Morimoto, Y., Kuroda, M., Cui, L., Takahashi, M., Ankai, A., Baba, S.-ichi, Fukui, S., Lee, J.C., Hiramatsu, K., 2005. Whole-genome sequencing of *staphylococcus haemolyticus* uncovers the extreme plasticity of its genome and the evolution of human-colonizing staphylococcal species. *Journal of Bacteriology* 187, 7292–7308. doi:10.1128/jb.187.21.7292-7308.2005
- Tang, C.-S., Wan, G.-H., 2013. Air quality monitoring of the post-operative recovery room and locations surrounding operating theaters in a medical center in Taiwan. *PLoS ONE* 8. doi:10.1371/journal.pone.0061093
- The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019. Guidance Notes for the Management of Indoor Air Quality in Offices and Public Places, Indoor Air Quality Management Group.
- Warfel, J.M., Beren, J., Merkel, T.J., 2012. Airborne transmission of bordetella pertussis. *Journal of Infectious Diseases* 206, 902–906. doi:10.1093/infdis/jis443
- Wei, J., Li, Y., 2016. Airborne spread of infectious agents in the indoor environment. *American Journal of Infection Control* 44. doi:10.1016/j.ajic.2016.06.003
- World Health Organisation (WHO), 2017. Plague, Fact sheets. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/plague>.
- World Health Organisation (WHO), 1988. Indoor air quality: biological contaminants. Report on a WHO meeting, Rautavaara: WHO re-gional publications. European series. No 31.
- World Health Organisation (WHO), 2009. WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould. <https://www.who.int/airpollution/guidelines/dampness-mould/en/>
- Xie, X., Li, Y., Sun, H., Liu, L., 2009. Exhaled droplets due to talking and coughing. *Journal of The Royal Society Interface* 6. doi:10.1098/rsif.2009.0388.focus
- Yersin, A., 1894. La peste bubonique à Hong Kong. *Annales de l'Institut Pasteur*, 2, 428–430.

MANTARLAR

SİBEL MENTEŞE²

Giriş

Ökaryot grubuna mensup olan mantarlar, virüslerden ve bakterilerden daha büyük boyutlu ve karmaşık organizmalardır. Mantarlar, hücresel yapıdadır ve genlerini içeren zarla çevrili bir çekirdeğe sahiptir. Mantar hücreleri, bakteri ve virüslere göre yapısal açıdan hayvanlara en çok benzeyenlerdir (Cedars-Sinai, 2020). Ana mantar türleri iki gruba ayrılır: İlki genellikle toprakta yaşayan çevresel maya ve küf türleridir ve çoğu sağlıklı insanda genellikle enfeksiyona neden olmazken; ikincisi kommensallerdir ve üzerimizde veya içimizde yaşar ve genellikle bize zarar vermez. Bazı çevresel mantarlar, “sporlar” (vücudumuza akciğerlerden veya deriden girebilen parçacıklar) yoluyla çoğalır. Bu tür mantarlar özellikle zayıflamış bağışıklık sistemi olan insanlar için zararlı olabilir, çünkü mantarlar hızla yayılabilir ve birçok organa zarar verebilir (Cedars-Sinai, 2020).

Mantarlar, sadece organik maddelerin kimyasal enerjisini kullanan mikroorganizmalardır. Mantar hücrelerinin çoğu, “hif” adı verilen dallı filamentlerde birleşir ve hif daha sonra miselyum adı verilen bir ağda birleşir. Mantarların büyümesi için kritik olan çevresel parametre ortamın nem düzeyidir. Mantarların çoğu, ölü ve çürüyen organik maddelerle beslenen saprofit organizmalardır. Hem toprakta hem de çürüyen bitki örtüsüne sahip yerlerde yaşarlar. Birçok mantar türü çevreye dağılan 0,5-30 µm boyutunda mikroskobik biyolojik parçacıklar olan sporlar üretirler (Ivanov ve Stabnikov, 2022).

Mantarların ekosistemlerdeki besin maddelerinin geri dönüştürülmesinde temel rolünün olduğu bilinmesine rağmen, bunların büyük çoğunluğunun şu anda bilim tarafından tam olarak bilinmediği tahmin edilmektedir. Mantar türlerinin toplam sayısı 2,2 ila 3,8 milyon olarak tahmin edilmekle beraber, bilimsel literatürde sadece 148.000 civarında mantar türü tanımlanmıştır (Cheek vd., 2020). Bilinen bu türlerin çoğu toprak organik maddesini ayrıştırarak büyüyen saprotrofikler ile simbiyoz veya patojen olarak bitkilerde gelişen mantarlar olarak bilinen biyotroflardır. Bununla birlikte, en az 700 mantar türünün toksik bileşikler üretme kapasiteleri, alerjik reaksiyonları tetiklediği ve hatta doğrudan enfeksiyon ajanları olarak insan sağlığına potansiyel olarak zararlı olduğu açıklanmıştır (de Hoog vd., 2019).

İç Ortam Kaynakları

Mantarların iç ortamlar için önemi aşağıdaki faktörlerden kaynaklanmaktadır (Ivanov ve Stabnikov, 2022).

1. Mantarlar, ahşabın ve diğer organik maddelerin aktif parçalayıcıları/yıkıcılarıdır. Bu nedenle, mantar bozulmalarına karşı yapı malzemelerinin korunması bina ortamları için esastır.
2. Küfler olarak bilinen filamentli mikroskobik mantarlar sporlarını oluşturur. Sporlar anabiyotik hücrelerdir (mantarların çevrede daha iyi hayatta kalma ve dağılımları için küfler tarafından üretilen “tohumlar” olarak düşünülebilir). Mantarın yüzey miselyumu (hücresel ağ) ve hava miselyumu genellikle insan için toksik olan ve cilt alerjisine ve astım ataklarına neden olabilen

2 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Çanakkale 18 Mart Üniversitesi. e-posta: sibelmentese@gmail.com

sporları üretir. İç ortam havalandırması yeterli değilse ve duvar, zemin, tavan malzemeleri ve farklı kaplamalar küfün büyümesi için uygunsa mantarlar sporlarını iç ortam havasına bırakırlar, dolayısıyla hastalıklara neden olurlar (Hurraß vd., 2017). Uygun şekilde tasarlanmayan, inşa edilmeyen ve bakımı yapılmayan binalarda sporların küfler tarafından bu salımı, ortaya çıkan bir dizi hastalığın ve “hasta bina sendromu”nun temel faktörü olabilir (Nakayama vd., 2019; Mentese vd., 2020).

3. Mantarlar, atıklar ve topraktaki toksik organik maddelerin biyolojik olarak parçalanması ve yenilebilir mantarların kültüre edilmesi gibi organik ürünlerin kompostlanması için kapalı bir ekosistemde kullanılabilir (Stabnikova vd., 2010).

Mantar sporları, küflü gıda maddelerinden bina içi havaya duvarlar, saksılar, iç mekan bitkileri, mobilya dolguları ve evcil hayvanlar ve bunların yatak takımları gibi kaynaklardan salınabilir (Ghosh vd., 2015). Örneğin, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* ve *Stachybotrys* daha çok iç ortam bina malzemeleri üzerinde bulunur (Mentese vd., 2009, 2012a,b; Verdier vd., 2014). İç ortam havasından en çok izole edilen mantarlar; *Aspergillus niger*, *A. nidulans*, *Anolis ustus*, *A. versicolor*, *Penicillium brevicompactum*, *P. chrysogenum*, *P. camemberti*, *P. commune*, *P. olsonii*, *P. glabrum*, *P. rugulosum*, *Chaerotimum globosum*, *Cladosporium herbarum*, *Stachybotrys chartarum* ve *Wallemia sebi* türleridir (Madsen vd., 2016; Mentese vd., 2009, 2020, 2021; Mentese, 2022).

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Genel olarak, dünyada yapılan çalışmalar incelendiğinde, havadaki mantar düzeylerinin $10-10^4$ CFU/m³ arasında değişim gösterdiği belirlenmiştir. Bu çalışmalar arasından okullarda gerçekleştirilenlerden seçilenler Tablo 4.3'te yer almaktadır. Biyoaerosollerin düzeylerinin gösterilmesinde kullanılan birim olan Koloni Oluşturan Birim (CFU: Colony Forming Unit) belirli bir hacim hava örneğinin (m³ hava) kültür ortamında inkübe edilmesi sonrasında örnekte gözlenen “canlı” veya diğer bir ifadeyle “kültüre edilebilen” koloni sayısını göstermektedir. Havadaki mantarların kültüre edilemeyen, ölü veya parçalanmış fragmetleri kültür içerisinde üremeyen kısımdır ve ancak belirli bir boyuttaki partikül madde içerisinde genel olarak değerlendirilebilir veya mikroskop altında sayımı yapılabilir.

Yılın farklı dönemlerinde mantar ölçümlerinin yapıldığı çalışmalarda, mantar düzeylerinin mevsimsel hatta aylık olarak değiştiği görülmüştür (Aydogdu vd., 2005; Bartlett vd., 2004; Chegini vd., 2020; Guo vd., 2020; Haliki-Uztan vd., 2010; Jo ve Seo, 2005; Mentese vd., 2012a,b; Reddy ve Srinivas, 2016). Okulların yer aldığı bölgelerin özellikleri ve dış havadaki mantar kompozisyonunun da okullarda gözlenen mantar düzeylerini etkilediği belirlenmiştir. Örneğin Hindistan'da muson yağmurları döneminde, okullardaki mantar düzeylerinin de paralel olarak değiştiği belirlenmiştir (Reddy ve Srinivas, 2016). Okullardaki mantar düzeylerinin sebeplerinin araştırılmasında iç ortam havasında ölçülen mantar düzeyleri (İ) ile dış ortam havasında (D) ölçülen mantar düzeyleri (İ/D) arasındaki oran hesaplanarak kaynağın kabaca belirlenmesi söz konusu olabilmektedir. İ/D oranının 1'den büyük olması, iç ortamda söz konusu kirletici için bir kaynağın veya birden çok potansiyel kaynağın olduğuna işaret etmektedir. Porto (Madureira vd., 201) ve Ankara'da (Mentese vd., 2012) okullarda yapılan çalışmalarda İ/D oranı 1'in üstünde bulunurken; bazı çalışmalarda mantarlar açısından İ/D oranı 0,1 ila >1 arasında geniş bir aralıkta değişim gösterebilmektedir (Chegini vd., 2020; Jurado vd., 2014; Pyrri vd., 2020). Okullar ile beraber başka mikro-ortamlarda yapılan çalışmalarda genel olarak okul ve kreşlerdeki mantar düzeylerinin, ev ve işyerlerinden daha yüksek olduğu saptanmıştır (Madureira vd., 2015). Okullardaki mantar düzeylerini etkileyen faktörler: dış havadaki mantar düzeyleri, mevsim, sıcaklık,

bağlı nem, okuldaki kişilerin aktiviteleri ve havalandırma özellikleri ile binadaki su sızıntısı olarak özetlenebilir (Aydogdu vd., 2015; Chegini vd., 2020; Guo vd., 2020; Haliki-Uztan vd., 2010; Jo ve Seo, 2005; Madureira vd., 2014).

Okullardaki mantar düzeylerine ilaveten hangi mantar türlerinin gözleendiği de özellikle sağlık etkilerinin belirlenmesi açısından önemlidir. Yapılan çalışmalara bakıldığında, genellikle *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* ve *Alternaria* türlerinin okullarda gözlenen dominant mantarlar olduğu anlaşılmaktadır (Aydogdu vd., 2005; Bartlett vd., 2004; Celtik vd., 2011; Chegini vd., 2020; Fu vd., 2021; Gu vd., 2020; Haliki-Uztan vd., 2010; Hussin vd., 2011; Jo ve Seo, 2005; Madureira vd., 2014, 2015; Mentese vd., 2009, 2012a,b; Mirhoseini vd., 2020; Pyrri vd., 2020; Ramachandran vd., 2005; Reddy ve Srinivas, 2016; Sivri vd., 2020; Zhang vd., 2013).

Gerek okullarda gözlenen mantar düzeyleri, gerekse gözlenen mantar türlerinin neler olduğu; hem bağışıklık sistemi henüz tam olarak gelişmemiş özellikle kreş ve ilkökul çocuklarının, hem de okulda çalışan öğretmen ve diğer hizmet grubundaki çalışanların sağlığı açısından önem arz etmektedir. Yapılan çalışmalarda özellikle bazı mantar türlerinin göz, burun, deri, boğaz tahribi ile baş ağrısı ve yorgunluk gibi semptomlar ile hasta bina sendromuna yol açtığı bilinmektedir (Celtik vd., 2011; Fu vd., 2021; Jurado vd., 2014; Zhang vd., 2013).

Tablo 4.3. Okullarda havadaki mantar düzeylerinin değişimini gösteren seçme çalışmalar

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Edirne, Türkiye	5 ilkökul	12-324 koloni/petri (10 dakikalık ölçümler)	<u>Dominant türler:</u> <i>Penicillium</i> , <i>Cladosporium</i> , <i>Alternaria</i> ve <i>Aspergillus</i> . Mantar düzeyleri aylık değişim göstermiştir.	Aydogdu vd., 2005
Ankara, Türkiye	120 farklı ortam: ilkökul, kreş, kafeterya, restoran, yurt, ev (mutfak, banyo, salon ile boş ev), ofis (dolu ve boş), spor salonu, kütüphane, sınıflar (üniversite ve lise) ve laboratuvar	<u>Mantar konsantrasyonları (CFU/m³)</u> Ev: <LOD – 1422 (ort: 168) Laboratuvar: 18-247 (ort: 99) Lise sınıfları: <LOD-238 (ort: 55) Üniversite sınıfları: <LOD-1969 (ort: 138) Spor salonu: <LOD-168 (ort: 59) Kafeterya: 18-548 (ort: 160) Restoran: 9-186 (ort: 44) Kütüphane: <LOD-44 (ort: 18) Kreş: 27-53 (ort. 35) İlkökul: 9-53 (ort: 35) Yurt: <LOD-1969 (ort. 341)	<u>Dominant türler:</u> <i>Penicillium</i> , <i>Aspergillus</i> ve <i>Cladosporium</i> . En yüksek mantar konsantrasyonları mutfak, banyo ve ofislerde görülmüştür.	Mentese vd., 2009

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Ankara, Türkiye	Kreşler, ilkokullar, işyerleri ve Evler	Mantar düzeyleri <9-10 ² CFU/m ³ arasında değişim göstermiş.	<u>Dominant türler:</u> Penicillium, Cladosporium ve Aspergillus. Yaz ve kış mevsimlerinde, sabah, öğlen ve öğleden sonra olmak üzere günde 3 periyotta, arka arkaya 5 gün boyunca bakteri örnekleme yapılmış. Mantar düzeyleri mevsimsel değişim göstermiştir ($p<0,05$). Ortalama İ/D oranı açısından sırasıyla kreşlerde (yaz: 1,67 ve kış: 3,40) ve ilkokullarda (yaz: 1,30 ve kış: 2,31) en yüksek değerler gözlenmiş.	Mentese vd., 2012b
İstanbul, Türkiye	İlkokulun farklı mikro-ortamları	Aralık: 120-4340 CFU/m ³	Dominant tür: Penicillium Kızlar tuvaletinde (4340 CFU/m ³) ve ilk kattaki sınıfta (3100 CFU/m ³) en yüksek mantar düzeyleri gözlenmiş.	Sivri vd., 2020
Edirne, Türkiye	10 ilkokul	<u>Mantar türlerinin ort. konsantrasyonu (CFU/g)</u> Cladosporium: 85600 Penicillium: 7170 Alternaria: 2460 Aspergillus: 1825	<u>Dominant türler:</u> Cladosporium, Penicillium, Alternaria ve Aspergillus. İlkokullardan toplanan toz örneklerinde ölçülen mantar düzeylerinin sağlık etkileri anket yöntemiyle 1374 öğrencide araştırılmıştır. Hırıltı, astım, alerjik rinit ve atopik egzema sırasıyla en yaygın semptomlar/hastalıklar olarak belirlenmiş. Çalışmaya dahil edilen sağlık sorunları ile ölçülen mantar düzeyleri arasında belirgin bir ilişki bulunmamış.	Celtik vd., 2011
Seferihisar, İzmir	5 ilkokul	En yüksek mantar kolonisi Ekim-Kasım aylarında (1613) ve en düşük olarak Haziran-Temmuz aylarında (155) gözlenmiş.	<u>Dominant türler:</u> Penicillium, Cladosporium, Alternaria ve Aspergillus. 17 mantar cinsine dahil olan toplam 64 mantar türü okullardan izole edilmiş. 55 öğretmene deri testi uygulanmış ve 24 öğretmenin en az bir ajana karşı hassasiyetinin olduğu belirlenmiş. Okullara ve örnekleme dönemine göre mantar düzeyleri farklılık göstermiş.	Haliki-Uztan vd., 2010

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi (CFU/m ³)	Önemli bulgular	Kaynak
Porto, Portekiz	68 ev, 9 çocuk günlük bakım merkezi, 20 ilkokul, 22 yaşlı bakım merkezi	<u>Mantar konsantrasyonları</u> (CFU/m ³) Ev: 34-6528 (ort: 250) Çocuk bakım merkezi: 60-38580 (ort: 415) İlkokul: 61-1322 (ort: 240) Yaşlı bakım merkezi: 18-1218 (ort: 180)	<u>Dominant türler:</u> Penicillium ve Cladosporium. Mantar konsantrasyonu 415 CFU/m ³ ile en yüksek çocuk bakım merkezinde ve 180 CFU/m ³ ile en düşük yaşlı bakım merkezinde gözlenmiştir. Çocukların, yaşlılara göre 2 kat daha fazla biyolojik kirleticilere maruz kaldığı hesaplanmıştır.	Madureira vd., 2015
Porto, Portekiz	73 ilkokul sınıfı	Aralık: 16-1686 CFU/m ³ (ort: 332 CFU/m ³)	<u>Dominant türler:</u> Penicillium, Cladosporium. Paecilomyces, maya ve Rhodotorula. 19 farklı mantar cinsi ve 3 mantar türü tanımlanmıştır. Sınıflardaki maya ve Rhodotorula düzeyleri ile iç ortam CO ₂ düzeyi arasında ve Paecilomyces ile iç ortam sıcaklık ve bağıl nem düzeyinin pozitif yönde ilişkili olduğu belirlenmiştir. İ/D oranı: 1,5.	Madureira vd., 2014
Yunanistan	1 ilkokulda 6 sınıf (beton çatı altındaki sınıf, yeşil alan altındaki sınıf ve giriş kattaki sınıflar)	<u>Mantar konsantrasyonu</u> (CFU/m ³) Yeşil alan altındaki sınıf: 17-176 Beton çatı altındaki sınıf: 0-1090 Giriş kattaki sınıflar: 0-2183	<u>Dominant türler:</u> Penicillium, Cladosporium ve Aspergillus. İ/D oranı sınıflarda 0,4-2,1 arasında değişmiştir. En yüksek İ/D oranları mayalar, Penicillium ve Cladosporium için gözlenmiştir.	Pyrrı vd., 2020
Arak, İran	2 ilkokul	Ort: 394 CFU/m ³	<u>Dominant türler:</u> Penicillium, Cladosporium ve Aspergillus. İç hava ortamındaki biyoaerosollerin miktarını arttıran ana faktörler: Bina yaşı ve cinsi ile öğrencilerin yoğunluğu olarak gösterilmiştir.	Mirhoseini vd., 2019

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Rasht, İran	12 Kreş	Aralık: 1-31 CFU/petri/saat (ort: 7 CFU/petri/saat)	<p><u>Dominant türler:</u> <i>Aspergillus terreus</i>, <i>Penicillium</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Aspergillus flavus</i> ve <i>Aspergillus niger</i>.</p> <p>İç ve dış havada mantar ölçümleri yapılmış.</p> <p>Mantar düzeyleri aylık, mekânsal ve kreşlere göre değişim göstermiştir.</p> <p>İç havanın mantar büyümesi için elverişli olduğu belirlenmiş (İ/D oranı: 0,1-4,5).</p> <p>Gözlenen bakteri düzeylerinin %33'ünün tavsiye edilenden (40-84 CFU/petri/saat) daha yüksek olması nedeniyle bakteri düzeyi açısından 'orta derece risk' olarak tanımlanmıştır.</p>	Chegini vd., 2020
Johor Bahru, Malezya	7 Ortaokulda 21 Sınıf	Örneklere toplam 255 mantar türü saptanmış ve 59 mantar türü tüm örneklerde saptanmış.	<p><u>Dominant tür:</u> <i>Aspergillus</i></p> <p>Mantar kompozisyonu ile HBS arasındaki ilişki araştırılmıştır: öğrencilerin, göz, burun, deri, boğaz, baş ağrısı ve yorgunluk gibi semptomların gözlenme sıklığı üzerinden anket yapılmış.</p> <p>Yorgunluk üzerinde etkili olan potansiyel riskleri olan üç mantar gözlenmiş: <i>Polychaeton</i> ve <i>Gymnopus</i> türleri ile sınıflandırılmayan <i>Microbotryaceae</i> türü (göz sağlığını da etkilemektedir).</p>	Fu vd., 2021
Malezya	5 ilkokulun sınıfları, koridoru ve kantini	Ort: 292 CFU/m ³	<p><u>Dominant türler:</u> <i>Aspergillus</i>, <i>Penicillium</i>, <i>Fusarium</i>, <i>Rhizopus</i> ve <i>Zygomycetes</i>.</p> <p>Mantar örneklerinin %33,8'i ACGIH ve DSÖ standartlarını (200 CFU/m³) aşmıştır.</p>	Hussin vd., 2011

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Çin	Evler, okullar ve ofisler	Aralık: 12-9730 CFU/m ³ (ort: 526 CFU/m ³)	1980-2019 yılları arasında Çin'de yapılmış 55 çalışma değerlendirilmiştir. <u>Dominant türler:</u> Cladosporium, Penicillium ve Aspergillus Ortalama mantar konsantrasyonlarının Çin'in güneyinde kuzeyine göre daha fazla olduğu belirtilmiştir. Sıcak yaz ve sıcak kışın yaşandığı bölgelerde daha yüksek mantar konsantrasyonları tespit edilmiştir. Mantar konsantrasyonunu etkileyen faktörler: dış hava konsantrasyonu, mevsim, havalandırma, oturanların aktiviteleri ve su hasarı olarak listelenmiştir.	Guo vd., 2020
Daegu, Kore	42 bar, 41 internet kafe, 44 sınıf, 11 ilkokul ve 20 ev	g.ort toplam mantar seviyesi (CFU/m ³): <u>Okullarda MEA'da:</u> 371 DG-18'de: 415 <u>Barlarda</u> MEA'da: 237 DG-18'de: 279 <u>İnternet kafelerde:</u> MEA'da: 209 DG-18'de: 238 <u>Okullarda dominant mantarların g.ort seviyesi</u> (CFU/m ³): <u>Penicillium:</u> MEA'da: 68 DG-18'de: 65 <u>Cladosporium:</u> MEA'da: 89 DG-18'de: 93 <u>Aspergillus:</u> MEA'da: 29 DG-18'de: 33	Mantar örnekleri MEA ve DG-18 besiyerleri üzerine toplanmıştır. <u>Dominant türler:</u> Cladosporium, Penicillium ve Aspergillus. Okullardaki öğrencilerin mola zamanlarında, sınıftaki zamanlara oranla 1,3 kat daha fazla toplam mantara, 2,2 kat Alternaria'ya ve 1,8 kat Aspergillus'e ve Penicillium'a maruz kaldığı belirlenmiştir. İç hava biyoaerosol konsantrasyonlarını etkileyen 6 parametre belirlenmiştir: Mikro çevre türü, ilkokul sınıflarında numune alma zamanı, agar türü, mevsimsel değişimler, lokasyon ve yaz anket periyotları. Ölçüm sonuçları çoğunlukla Kore iç hava kalite standardını (sınır değer: 800 CFU/m ³) aşmıştır.	Jo ve Seo, 2005

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Seul, Kore	3 ilkokulda 9 sınıf	Ort: 120.7 OTU (operational taxonomic units)	<u>Dominant türler:</u> Cladosporium, Clitocybe ve Daedaleopsis. Mantar kompozisyonu aynı okulun kendi sınıfları arasında ve dış ortamı ile benzerlik gösterirken; okullar arasında farklılık gösterdiği belirlenmiştir.	Lee vd., 2021
British Kolombiya, Kanada	39 ilkokul	<u>g.ort mantar konsantrasyonu (CFU/ m³)</u> Mezofilikler (20-45°C'de yaşayanlar): 324 Termofilikler (41- 122°C'de yaşayanlar): 9 Kserofilikler (düşük su aktivitesinde yaşayanlar): 52	<u>Dominant türler:</u> Penicillium ve Cladosporium. Mevsimsel ölçüm yapılmış. <u>Cladosporium</u> kış: 19 CFU/m ³ ilkbahar: 57 CFU/m ³ sonbahar:104 CFU/m ³ <u>Penicillium</u> kış: 27 CFU/m ³ ilkbahar: 38 CFU/m ³ sonbahar: 87 CFU/m ³	Bartlett vd., 2004
Mato Grosso do Sul, Brezilya	5 üniversite	Ort. mantar konsantrasyonları (CFU/ m ³): Doğal havalandırmalı sınıflarda: 1001 Klimalı sınıflarda: 367	Mantar düzeyleri doğal ve klimalı havalandırmanın yapıldığı sınıflarda karşılaştırılmış. HBS üzerinden öğrencilere anket yapılmış. Doğal havalandırmalı sınıflardaki mantar düzeyleri klimalı sınıflardan ($p < 0,05$) ve Brezilya için tavsiye edilen sınır değer olan 750 CFU/ m ³ den yüksek bulunmuş. Doğal havalandırmalı sınıflarda gün içinde pencere açmanın dış ortam kaynaklı mantarlar nedeniyle sınıflardaki mantar düzeylerini arttırdığı belirlenmiş. Her iki sınıf türünde de İ/D oranı <1,5.	Jurado vd., 2014

Şehir, Ülke	Ortam	Havadaki mantar düzeyi	Önemli bulgular	Kaynak
Minnesota, ABD	2 ilkokul (41 sınıflı Lyndale ve 35 sınıflı Whittier)	<u>Mantar düzeyleri (CFU/m³)</u> <u>Lyndale için:</u> Sonbahar: 141-882 (ort: 452) Kış: 0-47 (ort: 13) İlkbahar: 82-329 (ort: 128) <u>Whittier için:</u> Sonbahar: 12-306 (ort: 110) Kış: 0-24 (ort: 11) İlkbahar: 12-459 (ort: 126)	Dominant türler: Penicillium, Cladosporium ve Aspergillus. Lyndale okulunda güz döneminde 500 CFU/m ³ sınırını aşan değerler olmasına rağmen, 1000 CFU/m ³ değeri aşılmamıştır.	Ramachandran vd., 2005
Visakhapatnam, Hindistan	2 anaokulu (bir tanesi Pazar alanına yakın diğeri ise merkezde)	<u>Okullardan izole edilen toplam mantar konsantrasyonu (CFU/m³)</u> Muson döneminde: 1139 Kış döneminde: 2381	<u>Dominant türler (gözlenme sıklığı):</u> Aspergillus (29,9%), Cladosporium (20,1%), Penicillium (17,7%), Alternaria (8,7%), Fusarium (6,4%), ve Curvularia (3,4%) Muson yağmurları döneminde ve kış döneminde örnekleme yapılmış. Genel olarak kışın mantar düzeyi muson dönemine göre daha yüksek olarak gözlenmiş.	Reddy ve Srinivas 2016
Pert, Avustralya	4 ilkokulda 32 sınıf	<u>Toplam mantar konsantrasyonu (CFU/m³)</u> kış dönemi: 141 yaz dönemi: 35	<u>Dominant türler:</u> Alternaria, Aspergillus niger, Cladosporium ve Penicillium. Mantar türü bazında konsantrasyonların sınıflardaki üst solunum yolları ile ilgili sağlık sıkıntıları ile ilişkilendirilmiş.	Zhang vd., 2013

ACGIH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists, CFU/m³: 1 metreküp hacimdeki havada koloni oluşturan bakteri sayısı, CO₂: Karbondioksit, DSÖ: Dünya Sağlık Örgütü, g.ort: geometrik ortalama, HBS: hasta bina sendromu, İ/D: iç ortam/dış ortam, LOD: asgari tespit sınırı, ort: aritmetik ortalama.

Sağlık Etkileri

100.000 kültüre edilebilir mantar türünün çoğunun saprofit olduğu ve 1000 kişiden sadece bir insan için patojenik olduğu kabul edilmektedir. Mantarlara maruziyet ile ilişkili olarak üç eylem modu tanımlanmaktadır: alerjik, toksik ve bulaşıcı (Kuhn ve Ghannoum, 2003; Kanchongkittiphon vd., 2015). Küflerin patojenik rolü bilinmekle beraber, net bir doz/etki eşiği belirlenmemiştir (Reboux, vd., 2010). Alerjik hastalıkların gelişimi bireyler arasında değişim gösterir ve muhtemelen erken çocukluktan itibaren maruz kalma öyküsü üzerine (Pechlivanis ve von Mutius, 2020), genetik faktörler (Schröder vd., 2015) ve/veya mantar üzerine mesleki (Reboux vd., 2001; Roussel vd., 2005) ve ev içi maruz kalma (Roussel vd., 2008; Bellanger vd., 2009; Reboux vd., 2009) gibi özellikler etkili olabilmektedir. Örneğin astım hem kalıtsal hem de çevresel faktörlerden etkilenir (Krautenbacher vd., 2021). Mantarların toksik etkisi, ürettikleri toksinlerin yani mikotoksinlerin toksisitesinin gücü ve dozaj (yani asimile edilmiş konsantrasyonlar x maruz kalma süresi) ile ilgilidir. İnsanlarda mantar enfeksiyonları, bireyin bağışıklık durumuna ve çevresel maruziyetin yanı sıra altta yatan risk faktörlerinin varlığına göre değişim göstermektedir (Rocchi vd., 2014).

Mikotoksinler veya mantar toksinleri, mantarlar tarafından sentezlenen ikincil toksik metabolitlerdir. Mikotoksinlerin bazıları insan ve hayvan sağlığı için potansiyel olarak tehlikelidir ve ciddi hastalıklara yol açar. Mikotoksin üreten başlıca mantar cinsleri *Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Chaetomium* ve *Stachybotrys*'tir (Jarvis ve Miller, 2005; Khan ve Karuppaiyil, 2012). *Aspergillus* cinsinin temsilcileri aflatoksin ve *Trichoderma*, *Fusarium* ve *Stachybotrys* cinslerinin türleri trikotesen adı verilen mikotoksinleri üretir. Bu mikotoksinler, yüksek nemli ortamlarda binaların duvarlarında birikerek havayı kirletir; zehirlenmelere ve insanlarda çeşitli hastalıklara neden olabilir. İç ortam havasındaki mikotoksin varlığını ortadan kaldırmanın en iyi yolu mantarın büyümesini önlemektir.

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Havadaki toplam mantar düzeylerine yönelik olarak dünyanın çeşitli ülkelerinde önerilen kılavuz değerlere ilişkin güncel karşılaştırma Tablo 4.4'te verilmektedir. Mantar düzeylerine yönelik olarak okullara ilişkin özel bir sınır değer bulunmamaktadır. Dünya genelinde mantar düzeylerinin güvenli sayılabilecek sınırlarına ilişkin geçmişten günümüze farklı bir sonuç ortaya çıkmıştır. Geçtiğimiz yıllarda iç ortam havasında mantar düzeylerine yönelik önerilen veya sınırlandırılan azami düzeyler mevcutken, günümüzde özellikle sağlık-tabanlı güvenli bir mantar düzeyinin önerilemeyeceği şeklinde bildirilmiştir. Bu durumun temel nedeni; havadaki "canlı" özellikteki mantarların toplam düzeylerinin aslında mantar türünden bağımsız olarak mantar kolonisi sayımına dayanmakta olduğudur. İnsan sağlığı açısından belirgin sağlık etkileri olmayan mantarlar ile havada tek bir koloni üremesi neticesinde ciddi sağlık etkilerinin gözlenmesi muhtemel mantar kolonisi de toplam mantar düzeyi içerisinde. Bazı kuruluşlarca önerilen 500 veya 1500 CFU/m³ sınır değerinin altında toplam mantar düzeyinin gözlenmesi durumunda, havada tek bir hastalık yapıcı türün olması durumunda söz konusu ortamın mantar açısından "güvenli" olduğunu söylemenin uygun olmayacağı düşüncesiyle DSÖ mevcut şartlarda bir kılavuz değeri önermemektedir. Sınır değer belirleme aşamasında zorluğa yol açan bir diğer kısıtlayıcı faktör ise, havada bulunan mantarlara ilaveten, havadaki "canlı" mantar koloni sayısının yüzlerce katı kadar mantar sporunun da havada asılı bir şekilde bulunmasıdır. Mantar sporları, ortam koşulla-

rı üremeleri için uygun hale geldiğinde aktifleşerek “canlı” mantar kolonisi oluşturabilmektedir. Mantar sporlarının gerek boyutlarının mantarlara göre çok küçük olması nedeniyle havada genellikle asılı halde kalmaları, gerekse sayıca çok olmaları nedeniyle ortam havasındaki düzeyleri zamansal ve ortam koşullarına bağlı olarak büyük değişkenlik gösterebilmektedir. Geleneksel biyoaerosol araştırmalarında havadaki kültüre edilebilir mantar kolonileri araştırılırken; mantar sporlarını belirlemeye yönelik ilave bir örnekleme yapılmadığı için ortam havasındaki mantar spor sayısı genellikle bilinmemektedir.

Tablo 4.4'te toplam mantar düzeyi baz alınarak önerilen sınır değerler yer almaktadır. Ancak, mantarlar besin-spesifik olduğu için toplam düzeyine ilaveten tekil mantar türünün iç ortam havasındaki düzeyleri özellikle patojen ve/veya toksik etkileri olan mantar türlerinin ortamda bulunması durumunda önem arz etmektedir. Bu yaklaşım ile Portekiz'de, insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkilerine dayalı olarak çeşitli mantar türleri arasında Portekiz Kanun Hükmünde Kararnamesi'nde (2013) net bir ayırım yapılmaktadır. İnsan sağlığı açısından risk altındaki konutların değerlendirilmesi için üç koşulun kümülatif etkisi bulunmaktadır: (i) yedi mantar cinsinin toplam konsantrasyonu (*Cladosporium spp.*, *Penicillium spp.*, *Aspergillus spp.*, *Alternaria spp.*, *Eurotium spp.*, *Paecilomyces spp.* ve *Wallemia spp.*) ≤ 500 CFU/m³ ise konutların sağlıklı olduğu ve daha yüksek konsantrasyonlarda ise konutların insan sağlığı açısından riskli olduğu kabul edilmektedir. (ii) daha nadir beş mantar cinsinin tekil konsantrasyonu (*Acremonium spp.*, *Chrysonilia spp.*, *Trichothecium spp.*, *Curvularia spp.* ve *Nigrospora spp.*) < 50 CFU/m³ (eğer varsa) veya toplamı (birden çok nadir tür ile karıştırılırsa) < 150 CFU/m³ ise uyumlu olarak kabul edilir; ancak bu seviyenin üzerindeki konutlar risk altında olarak sınıflandırılmaktadır. (iii) dokuz toksik türün konsantrasyonu (*S. chartarum*, *A. fumigatus*, *A. versicolor*, *Aspergillus flavus*, *Aspergillus ochraceus*, *Aspergillus terreus*, *Fusarium moniliforme*, *F. culmorum* ve *Trichoderma viride*) > 12 CFU/m³ ise binalar tehlikeli olarak kabul edilir.

Tablo 4.4. İç ortam havasında toplam mantar düzeyine ilişkin bazı ülkelerin önerdiği sınır değerler.

Ülke/Kuruluş	Sınır değer	Referans
Tayvan	1000 CFU/m ³ ¹	Taiwan Environmental Protection Administration, 2012
İsviçre	1000 CFU/m ³	Oppliger vd., 2005
Portekiz	Dış ortam düzeyi + 350 CFU/m ³	Madureira vd., 2018
Almanya ²	≤ dış ortam düzeyi (SBM-2008)	Institut für Baubiologie und Ökologie, 2008
	Çıplak göz veya mikroskopla küf büyümesi gözlenmemeli (SBM-2015)	Institut für Baubiologie und Ökologie, 2015
Hong Kong	Gözle görülür küf veya koku olmamalı (sınır değer yok)	The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019
Norveç	Gözle görülür küf veya koku olmamalı (sınır değer yok)	Becher vd., 2000
WELL standartı	Gözle görülür küf veya su sızıntısı olmamalı (sınır değer yok)	WELL v2, 2022
DSÖ	500 CFU/m ³	WHO, 1988
	Sağlık-tabanlı kılavuz değer önerilemiyor	WHO, 2009

¹ Eğer I/D oranı ≤1,3 ise; sınır değer aşılabılır.

² Bu standart, uyunan ortamlar için (yatak odaları) kullanılır: İç ortamda gözlenen mantar türleri ve seviyesi dış ortamdakiler ile benzer olmalıdır. Toksik ve alerjik mantarlar gibi 37°C ortam sıcaklığında gelişen kritik türler ya hiç, ya da minimal düzeyde iç ortam havasında gözlenmelidir. Mantar üremesini teşvik edecek, sürekli olarak gözlenen malzeme nemi veya havadaki nem düzeyi ile soğuk yüzey sıcaklıklarından kaçınılmalıdır. Potansiyel mikrobiyal problemlere işaret edebilecek herhangi bir indikatör varsa, detaylı olarak incelenmelidir: mantar benekleri ve renk solması gibi gözle görülür mantar üremesi, mikroorganizmalar için tipik olabilecek kötü kokular, su ve inşaat hasarları, hijyen problemleri, dış ortamdan aşırı maruziyet, eskimiş yapı hasarları, bina tarihçesi, sahadaki tespitler ve bina ile ilişkili olabilecek binada oturanlarda gözlenen sağlık semptomları vb. Mantarlar ve bakteriler genellikle beraber bulunduğu için mantar ölçümü yapıldığında bakteri ölçümü de yapılmalıdır.

DSÖ: Dünya Sağlık Örgütü

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Mantarların tür bazında havadaki düzeylerine ilaveten, spor sayısının çok olabilmesi ve alerjik olan türlerinin bazı ortamlarda daha yaygın olarak bulunabilmesi nedeniyle aslında önem arz etmektedir. Ancak, pratik ve konvansiyonel yöntemler ile mantar tür tanımlaması hem zaman ve efor gerektirmekte, hem de yüksek maliyette olabilmektedir. Bu nedenle, öncelikli olarak toplam havadaki kültüre edilebilir (canlı) fraksiyondaki mantar düzeyi sınır değer açısından dikkate alınmalıdır.

Tür bazında ortamdaki mantar düzeylerinin belirlenmesi; pratik hayatta hızlı ve düşük-maliyetli olarak yapılması zor olduğu için toplam mantar yükü değerlendirmesinin mevcut şartlarda

yapılması daha makuldür. Genel popülasyon için: toplam kültüre edilebilir biyoaerosol (bakteri ve/veya mantar) sınır değeri 1000 CFU/m³ olarak önerilmektedir. Mantarlar ve bakteriler hava ortamında genellikle beraber bulunduğu için mantar ölçümü yapıldığında bakteri ölçümü de yapılmalıdır. Dünya genelinde yapılan çalımalarda, toplam mantar ve/veya bakteri düzeyleri 1000 CFU/m³ değerin üzerinde olduğunda, mikrobiyal büyümeyi teşvik edici koşulların ortamda oluştuğu ve ortamın sağlık açısından riskli olabileceği şeklinde değerlendirilmektedir. Ortamdaki mantar yükünün bilinmesi, özellikle çocuklar arasında temasın yaygın olduğu, kalabalık kreşlerde ve okullarda önemlidir. İlaveten, tür bazında mantar düzeyleri de belirlendiği takdirde, sağlık açısından daha hassas bir değerlendirme yapılması mümkün olabilecektir. Bu amaçla, tür bazında mantar düzeylerinin belirlenmesinin mümkün olduğu koşullarda, toplam mantar düzeylerine ilaveten, tür bazında mantar düzeylerine göre sağlık açısından riskli koşulların oluşup oluşmadığına yönelik değerlendirme yapmak için yukarıdaki bölümde detaylı olarak anlatılan Portekiz Kanun Hükmünde Kararnamesi (2013) kılavuz olarak dikkate alınabilir.

Kaynaklar

Aydogdu, H., Asan, A., Otkun, M.T., Ture, M., 2005. Monitoring of fungi and bacteria in the indoor air of primary schools in Edirne City, Turkey. *Indoor and Built Environment* 14, 411–425. doi:10.1177/1420326x05057539

Bartlett, K.H., Kennedy, S.M., Brauer, M., van Netten, C., Dill, B., 2004. Evaluation and determinants of airborne bacterial concentrations in school classrooms. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 1, 639–647. doi:10.1080/15459620490497744

Becher R, Hongslo JK, Dybing E., 2000. Guidelines for indoor air in Norway – a practical approach. *Pollut Atmospherique*, 166.

Bellanger, A.-P., Reboux, G., Roussel, S., Grenouillet, F., Didier-Scherer, E., Dalphin, J.-C., Milon, L., 2009. Indoor fungal contamination of moisture-damaged and allergic patient housing analysed using real-time PCR. *Letters in Applied Microbiology* 49, 260–266. doi:10.1111/j.1472-765x.2009.02653.x

Cedars-Sinai. (2020). Virus, bacteria and fungi: What's the difference? URL <https://www.cedars-sinai.org/blog/germs-viruses-bacteria-fungi.html>.

Celtik, C., Okten, S., Okutan, O., Aydogdu, H., Bostancioglu, M., Ekuklu, G., Asan, A., Yazicioglu, M., 2011. Investigation of indoor molds and allergic diseases in public primary schools in Edirne city of Turkey. *Asian Pacific Journal of Allergy and Immunology* 29, 42–49.

Cheek, M., Nic Lughadha, E., Kirk, P., Lindon, H., Carretero, J., Looney, B., Douglas, B., Haelewaters, D., Gaya, E., Llewellyn, T., Ainsworth, A.M., Gafforov, Y., Hyde, K., Crous, P., Hughes, M., Walker, B.E., Campostrini Forzza, R., Wong, K.M., Niskanen, T., 2020. New scientific discoveries: Plants and fungi. *PLANTS, PEOPLE, PLANET* 2, 371–388. doi:10.1002/ppp3.10148

Chegini, F.M., Baghani, A.N., Hassanvand, M.S., Sorooshian, A., Golbaz, S., Bakhtiari, R., Ashouri, A., Joubani, M.N., Alimohammadi, M., 2020. Indoor and outdoor airborne bacterial and fungal air quality in kindergartens: Seasonal distribution, genera, levels, and factors influencing their concentration. *Building and Environment* 175, 106690. doi:10.1016/j.buildenv.2020.106690

de, H.G.S., Artigas, G.J., Gené Fina, Ahmed, S., Al-Hatmi, A., José Figueras Salvat María, Vitale, R., 2021. Atlas of Clinical Fungi. Foundation Atlas of Clinical Fungi, Hilversum.

- Fu, X., Norbäck, D., Yuan, Q., Li, Y., Zhu, X., Hashim, J.H., Hashim, Z., Ali, F., Hu, Q., Deng, Y., Sun, Y., 2021. Association between indoor microbiome exposure and sick building syndrome (SBS) in junior high schools of johor bahru, Malaysia. *Science of The Total Environment* 753, 141904. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141904
- Ghosh, B., Lal, H., Srivastava, A., 2015. Review of bioaerosols in indoor environment with special reference to sampling, analysis and control mechanisms. *Environment International* 85, 254–272. doi:10.1016/j.envint.2015.09.018
- Guo, K., Qian, H., Zhao, D., Ye, J., Zhang, Y., Kan, H., Zhao, Z., Deng, F., Huang, C., Zhao, B., Zeng, X., Sun, Y., Liu, W., Mo, J., Sun, C., Guo, J., Zheng, X., 2020. Indoor exposure levels of bacteria and fungi in residences, schools, and offices in China: A systematic review. *Indoor Air* 30, 1147–1165. doi:10.1111/ina.12734
- Haleem Khan, A.A., Mohan Karuppaiyil, S., 2012. Fungal pollution of indoor environments and its management. *Saudi Journal of Biological Sciences* 19, 405–426. doi:10.1016/j.sjbs.2012.06.002
- Haliki-Uztan, A., Ateş, M., Abacı, Ö., Gülbahar, O., Erdem, N., Çiftçi, Ö., Boyacıoğlu, H., 2009. Determination of potential allergenic fungal flora and its clinical reflection in suburban elementary schools in Izmir. *Environmental Monitoring and Assessment* 168, 691–702. doi:10.1007/s10661-009-1144-x
- Hurraß, J., Heinzow, B., Aurbach, U., Bergmann, K.-C., Bufe, A., Buzina, W., Cornely, O.A., Engelhart, S., Fischer, G., Gabrio, T., Heinz, W., Herr, C.E.W., Kleine-Tebbe, J., Klimek, L., Köberle, M., Lichtnecker, H., Lob-Corzilius, T., Merget, R., Mülleneisen, N., Nowak, D., Rabe, U., Raulf, M., Seidl, H.P., Steiß, J.-O., Szewczyk, R., Thomas, P., Valtanen, K., Wiesmüller, G.A., 2017. Medical diagnostics for indoor mold exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 220, 305–328. doi:10.1016/j.ijheh.2016.11.012
- Hussin, N.H., Sann, L.M., Shamsudin, M.N., Hashim, Z., 2011. Characterization of bacteria and fungi bioaerosol in the indoor air of selected primary schools in Malaysia. *Indoor and Built Environment* 20, 607–617. doi:10.1177/1420326x11414318
- Institut für Baubiologie und Ökologie, 2008. Building Biology Evaluation Guidelines For Sleeping Areas, Supplement to the Standard of Building Biology Testing Methods SBM-2008
- Institut für Baubiologie und Ökologie, 2015. Building Biology Evaluation Guidelines For Sleeping Areas, Supplement to the Standard of Building Biology Testing Methods SBM-2015,
- Ivanov, V., Stabnikov, V., 2022. Introduction to viruses, bacteria, and fungi in the built environment. *Viruses, Bacteria and Fungi in the Built Environment* 11–27. doi:10.1016/b978-0-323-85206-7.00004-6
- Jarvis, B.B., Miller, J.D., 2005. Mycotoxins as harmful indoor air contaminants. *Applied Microbiology and Biotechnology* 66, 367–372. doi:10.1007/s00253-004-1753-9
- Jo, W.-K., Seo, Y.-J., 2005. Indoor and outdoor bioaerosol levels at recreation facilities, elementary schools, and homes. *Chemosphere* 61, 1570–1579. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.04.103
- Jurado, S., Bankoff, A., Sanchez, A., 2014. Indoor air quality in Brazilian universities. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11, 7081–7093. doi:10.3390/ijerph110707081

- Kanchongkittiphon, W., Mendell, M.J., Gaffin, J.M., Wang, G., Phipatanakul, W., 2015. Indoor environmental exposures and exacerbation of asthma: An update to the 2000 review by the Institute of Medicine. *Environmental Health Perspectives* 123, 6–20. doi:10.1289/ehp.1307922
- Krautenbacher, N., Kabesch, M., Horak, E., Braun-Fahrlander, C., Genuneit, J., Boznanski, A., von Mutius, E., Theis, F., Fuchs, C., Ege, M.J., 2020. Asthma in farm children is more determined by genetic polymorphisms and in non-farm children by environmental factors. *Pediatric Allergy and Immunology* 32, 295–304. doi:10.1111/pai.13385
- Kuhn, D.M., Ghannoum, M.A., 2003. Indoor mold, toxigenic fungi, and stachybotrys chartarum: Infectious disease perspective. *Clinical Microbiology Reviews* 16, 144–172. doi:10.1128/cmr.16.1.144-172.2003
- Lee, B.G., Yang, J.I.L., Kim, E., Geum, S.W., Park, J.H., Yeo, M.K., 2021. Investigation of bacterial and fungal communities in indoor and outdoor air of elementary school classrooms by 16S rRNA gene and its region sequencing. *Indoor Air* 31, 1553–1562. doi:10.1111/ina.12825
- Madsen, A.M., Larsen, S.T., Koponen, I.K., Kling, K.I., Barooni, A., Karottki, D.G., Tendal, K., Wolhoff, P., 2016. Generation and characterization of indoor fungal aerosols for inhalation studies. *Applied and Environmental Microbiology* 82, 2479–2493. doi:10.1128/aem.04063-15
- Madureira, J., Aguiar, L., Pereira, C., Mendes, A., Querido, M.M., Neves, P., Teixeira, J.P., 2018. Indoor exposure to bioaerosol particles: Levels and implications for inhalation dose rates in schoolchildren. *Air Quality, Atmosphere & Health* 11, 955–964. doi:10.1007/s11869-018-0599-8
- Madureira, J., Paciência, I., Rufo, J., Ramos, E., Barros, H., Teixeira, J.P., de Oliveira Fernandes, E., 2015. Indoor air quality in schools and its relationship with children's respiratory symptoms. *Atmospheric Environment* 118, 145–156. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.07.028
- Madureira, J., Pereira, C., Paciência, I., Teixeira, J.P., de Oliveira Fernandes, E., 2014. Identification and levels of airborne fungi in Portuguese primary schools. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 77, 816–826. doi:10.1080/15287394.2014.909302
- Mentese, S., Arısoy, M., Rad, A.Y., Güllü, G., 2009. Bacteria and fungi levels in various indoor and outdoor environments in Ankara, Turkey. *CLEAN - Soil, Air, Water* 37, 487–493. doi:10.1002/clen.200800220
- Mentese, S., Ates, G.O., Aydın, M., Otkun, M.T., 2021. Investigation of Bioaerosol Composition and CO₂ Levels in a Gym During the Early Phase of Covid-19 Pandemics. *Sanitary Engineering* 184, 29–38.
- Mentese, S., Mirici, N.A., Elbir, T., Palaz, E., Mumcuoğlu, D.T., Cotuker, O., Bakar, C., Oymak, S., Otkun, M.T., 2020. A long-term multi-parametric Monitoring Study: Indoor Air Quality (IAQ) and the sources of the pollutants, prevalence of sick building syndrome (SBS) symptoms, and respiratory health indicators. *Atmospheric Pollution Research* 11, 2270–2281. doi:10.1016/j.apr.2020.07.016
- Mentese, S., Rad, A.Y., Arısoy, M., Güllü, G., 2012a. Seasonal and spatial variations of bioaerosols in indoor urban environments, Ankara, Turkey. *Indoor and Built Environment* 21, 797–810. doi:10.1177/1420326×11425965

- Mentese, S., Rad, A.Y., Arisoy, M., Güllü, G., 2012b. Multiple comparisons of Organic, microbial, and fine particulate pollutants in typical indoor environments: Diurnal and seasonal variations. *Journal of the Air & Waste Management Association* 62, 1380–1393. doi:10.1080/10962247.2012.714717
- Mentese S., 2022. Airborne bacteria and sick building syndrome (SBS), in *Virus, Bacteria and Fungi in the Built Environment: Designing Healthy Indoor Environments*, Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering, Chapter 8, Elsevier Publishers Inc., Eds.: Pacheco-Torgal F, Ivanov V, Falkinham JO, pp: 147-178. ISBN: 978-0-323-85206-7, doi:10.1016/B978-0-323-85206-7.00007-1.
- Mirhoseini, S.H., Ariyan, F., Mohammadi, S., 2019. Quantitative and qualitative monitoring of airborne bacteria and fungi and their relationship with environmental parameters in two selected primary schools. *Journal of Arak University of Medical Sciences* 242–251. doi:10.32598/jams.22.6.5931.1
- Nakayama, Y., Nakaoka, H., Suzuki, N., Tsumura, K., Hanazato, M., Todaka, E., Mori, C., 2019. Prevalence and risk factors of pre-sick building syndrome: Characteristics of indoor environmental and individual factors. *Environmental Health and Preventive Medicine* 24. doi:10.1186/s12199-019-0830-8
- Oppliger, A., Rusca, S., Charrière, N., Duc, T.V., Droz, P.-O., 2005. Assessment of Bioaerosols and inhalable dust exposure in Swiss sawmills. *The Annals of Occupational Hygiene*. doi:10.1093/annhyg/meh105
- Pechlivanis, S., Von Mutius, E., 2020. Effect of farming on asthma. *Acta Medica Academica* 49, 144. doi:10.5644/ama2006-124.293
- Portuguese decree law, 2013, Law no 118/2013 (PDL118)
- Pyrri, I., Zoma, A., Barmmparesos, N., Assimakopoulos, M.N., Assimakopoulos, V.D., Kapsanaki-Gotsi, E., 2020. Impact of a green roof system on indoor fungal aerosol in a primary school in Greece. *Science of The Total Environment* 719, 137447. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137447
- Ramachandran, G., Adgate, J.L., Banerjee, S., Church, T.R., Jones, D., Fredrickson, A., Sexton, K., 2005. Indoor air quality in two urban elementary schools—measurements of airborne fungi, carpet allergens, co2, temperature, and relative humidity. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 2, 553–566. doi:10.1080/15459620500324453
- Reboux, G., Bellanger, A.-P., Roussel, S., Grenouillet, F., Millon, L., 2010. Moisissures et habitat : Risques pour la santé et espèces impliquées. *Revue Française d'Allergologie* 50, 611–620. doi:10.1016/j.reval.2010.03.009
- Reboux, G., Bellanger, A.P., Roussel, S., Grenouillet, F., Sornin, S., Piarroux, R., Dalphin, J.C., Millon, L., 2009. Indoor mold concentration in eastern France. *Indoor Air* 19, 446–453. doi:10.1111/j.1600-0668.2009.00598.x
- Reboux, G., Piarroux, R., Mauny, F., Madroszyk, A., Millon, L., Bardonnnet, K., Dalphin, J.-C., 2001. Role of molds in Farmer's lung disease in eastern France. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 163, 1534–1539. doi:10.1164/ajrccm.163.7.2006077
- Reddy, M.K., Srinivas, T., 2017. Mold allergens in indoor play school environment. *Energy Procedia* 109, 27–33. doi:10.1016/j.egypro.2017.03.042

Rocchi, S., Reboux, G., Larosa, F., Scherer, E., Daguindeau, E., Berceanu, A., Deconinck, E., Millon, L., Bellanger, A.-P., 2014. Evaluation of invasive aspergillosis risk of immunocompromised patients alternatively hospitalized in Hematology Intensive Care Unit and at home. *Indoor Air* 24, 652–661. doi:10.1111/ina.12108

Roussel, S., Reboux, G., Bellanger, A.-P., Sornin, S., Grenouillet, F., Dalphin, J.-C., Piarroux, R., Millon, L., 2008. Characteristics of dwellings contaminated by moulds. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 724. doi:10.1039/b718909e

Roussel, S., Reboux, G., Dalphin, J.-C., Pernet, D., Laplante, J.-J., Millon, L., Piarroux, R., 2005. Farmer's lung disease and microbiological composition of hay: A case-control study. *Mycopathologia* 160, 273–279. doi:10.1007/s11046-005-0155-6

Schröder, P.C., Li, J., Wong, G.W., Schaub, B., 2015. The rural-urban enigma of allergy: What can we learn from studies around the world? *Pediatric Allergy and Immunology* 26, 95–102. doi:10.1111/pai.12341

Sivri, N., Dogru, A.O., Bagcigil, A.F., Metiner, K., Seker, D.Z., 2020. Assessment of the indoor air quality based on airborne bacteria and fungi measurements in a public school of Istanbul. *Arabian Journal of Geosciences* 13. doi:10.1007/s12517-020-06252-3

Stabnikova, O., Wang, J.-Y., Ivanov, V., 2010. Value-added biotechnological products from Organic Wastes. *Environmental Biotechnology* 343–394. doi:10.1007/978-1-60327-140-0_8

Taiwan Environmental Protection Administration., 2012. Indoor air quality standard. URL <http://ndlib.web.nthu.edu.tw/ezfiles/971/1971/img/217/175842368.pdf>

The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2019. Guidance Notes for the Management of Indoor Air Quality in Offices and Public Places, Indoor Air Quality Management Group.

Verdier, T., Coutand, M., Bertron, A., Roques, C., 2014. A review of indoor microbial growth across building materials and sampling and analysis methods. *Building and Environment* 80, 136–149. doi:10.1016/j.buildenv.2014.05.030

WELL, 2022. Building Standard, WELL v2. URL <https://v2.wellcertified.com/en>

World Health Organisation (WHO), 1988. Indoor air quality: biological contaminants. Report on a WHO meeting, Rautavaara: WHO regional publications. European series. No 31

World Health Organisation (WHO), 2009. WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould. URL <https://www.who.int/airpollution/guidelines/dampness-mould/en/>

Zhang, G., Neumeister-Kemp, H., Garrett, M., Kemp, P., Stick, S., Franklin, P., 2013. Exposure to airborne mould in school environments and nasal patency in children. *Indoor and Built Environment* 22, 608–617. doi:10.1177/1420326×12447534

DİĞER MİKROBİYOLOJİK KİRLETİCİLER VE ALERJENLER

GÜLEN GÜLLÜ³

HACETTEPE ÜNİVERSİTESİ

Giriş

Çocuklar ev ortamının yanı sıra zamanlarının büyük bir bölümünü okul binalarında geçirmektedirler. Çocuklar, okul ortamında çeşitli mikrobiyal kirleticilere ve alerjenlere maruz kalabilmektedir. Bu kirleticilerin bir kısmı polenler, bakteri, mantar, virüs gibi mikroorganizmaları ve onların ürettiği endotoksin, mikotoksin gibi toksinler, metabolitler ve diğer mikrobiyal parçacıklar gibi organik bileşikler içermektedir (Heikkienen vd., 2005).

Biyoaerosoller olarak da adlandırılan mikrobiyal kirleticiler neden oldukları enfeksiyon hastalıkları ve alerji nedeniyle iç ortam hava kirliliğinin ana nedenlerinden biri olarak bilinmektedir. Birçok bakteri ve mantar türü uygun koşullarda çoğalarak mikrobiyal kirliliğe neden olmaktadır (WHO, 2009). Biyoaerosoller; patojenik ve patojenik olmayan, canlı veya ölü bakteri ve mantarlar, bakteriyel endotoksinler, mikotoksinler, peptidoglikanlar, beta (1→3)-glukanlar, virüsler, yüksek molekül ağırlıklı alerjenler ve polenler, algler ve protozoalardan oluşmaktadır (Douwes vd., 2003; Flannigan vd., 2011). Organik toz olarak da bilinen biyoaerosollerin en yaygınları bakteri ve mantar türleridir (Douwes vd., 2003; Bhatia, 2011). Biyoaerosoller hemen hemen her ortamda bulunabilmeleri nedeniyle herhangi bir ortamda onlardan kurtulmak mümkün değildir. Bu canlıların çap aralığı 0,01 ila 100 µm arasında değişiklik göstermektedir (Cox ve Wathes, 1995). Çapları 10 µm'den küçük olan biyoaerosoller insanın akciğerine inebilmektedir. Biyoaerosollerin yan ürünleri ve fragmentleri de bu özelliğe sahip olabilir.

Alerjen maruziyeti için yapılan bazı araştırmalar çocukların alerjen maruziyetine okullara göre ev ortamının daha fazla katkıda bulunduğunu öne sürerken (Sheehan et al., 2009; Dotterud et al., 1997), diğer çalışmalar evlere kıyasla okullarda daha yüksek maruziyet olduğunu göstermektedir (Permaul et al., 2012, Jacobs et al., 2013). Ev ve okul maruziyeti arasındaki çelişkili ilişkiler alerjen ölçümleri iklimsel farklılıklardan olabileceği gibi ölçüm yöntemi ve tekniklerindeki farklılıklardan da kaynaklanabilmektedir. Mikrobiyal kirleticiler ve alerjenler açısından endotoksinler, mikotoksinler, β-(1→3)-D-glukan, virüsler ve diğer yaygın gözlenen inhalen alerjenler aşağıda kısaca anlatılmıştır.

Endotoksin

Endotoksinler genel olarak gram negatif bakterilerin yapısal bir komponenti olarak bilinen, bakterilerin duvarlarında yer alan lipopolisakkarit bir yapıya sahip bir bileşendir (Chew vd., 2001). Endotoksin durduğu yerde bakteri tarafından oluşturulmaz ancak bakteri parçalanmaya uğradığı anda ortama salınan bir bileşendir.

Endotoksin, gram negatif bakterilerin dış zarının bir bileşenidir ve çevrede her yerde bulunur. Endotoksine maruz kalmanın astım semptomlarındaki artışla ilişkili olduğu bulunmuştur (Rizzo ve diğerleri, 1997). Tersine, endotoksinin ayrıca atopik egzama (Gehring ve diğerleri,

3 Prof.Dr., Çevre Mühendisliği Bölümü, Hacettepe Üniversitesi. e-posta: ggullu@hacettepe.edu.tr

2002) ve alerjik duyarlılaşmaya (Gehring ve diğerleri, 2002, 2004) karşı koruma sağladığı da bulunmuştur. Yapılan çalışmalarda kırsal kesimde büyüyen çocuklarda, astım prevalansı genel olarak düşük olduğu bildirilmiştir. Ayrıca yaşamın ilk yıllarında bakteriyel endotoksinlere maruz kalınması ile atopik hastalıklar arasında ters bir ilişki olduğu ve çiftlik ortamında ev içi endotoksin düzeyinin yüksek olduğu rapor edilmiştir. Kırsal kesimde ve özellikle kümes hayvanları ile yakın temasta olmanın ve ahırda çalışmanın astım ve alerjik hastalıkların gelişmesine karşı koruyucu etki gösterdiği ve bu konuda başlıca sorumlu etkeninin endotoksin maruziyeti olduğu bildirilmiştir (Von Mutius, et al., 2000). Endotoksin seviyeleri evcil hayvan bulunan evlerde evcil hayvan olmayan evlere göre daha yüksek olarak tespit edilmiştir (Douwes ve diğerleri, 2000).

Mikotoksinler

Mikotoksinler; *Penicillium*, *Fusarium*, *Alternaria* ve *Claviceps* gibi mantar (küf) cinslerinin sekonder metabolizması sonucu oluşan, düşük molekül ağırlıklı, çok çeşitli kimyasal yapıya sahip doğal toksinlerdir. İnsan ve hayvan sağlığı üzerinde güçlü ve çeşitli toksik etkiler oluşturmaktadırlar (Bennett ve Klich, 2003). Mikotoksinleri üreten mantarlar rüzgar ve hava akımlarıyla taşınarak hem dış ortamda hem de kapalı iç ortamlarda bulunabilirler (Kumar et al., 2021). Mikotoksin kontaminasyon düzeyi iklim koşullarına, ürünün cinsine ve coğrafi konuma bağlı olarak mevsimden mevsime, yıldan yıla farklılık gösterebilir.

β -(1→3)-D-glukan

Beta-glukan pek çok mantar ve maya, bazı bakteriler ve bitki gibi farklı türdeki organizmaların hücre duvarlarında bulunan suda çözülebilir glukoz polimerleridir. Dallanmış bir glikoz polimeri olan β -D-glukan, mantarlarda, mayada, yulafta, çavdarda ve kepekte hücre duvarlarında bulunur (Chew vd., 2001; Douwes vd., 2000). İnsanlarda beta-glukanın solunması, üst solunum yolu semptomlarına neden olabilmektedir (Seo vd. 2015). Beta-glukan, saha çalışmalarında küf biyokütlesinin bir belirteci olarak kullanılmaktadır. Bağışıklık sisteminin normal gelişiminde yer alan mekanizmalar göz önüne alındığında, çocuklar beta-glukan maruziyeti nedeniyle risk altında olan özel bir grup gibi görünmektedir. Seo vd. (2015) yağmur mevsimi öncesi ve sonrasında ilkokullarda beta glukan konsantrasyonunu araştırmış ve konsantrasyonlarının ve etkilerinin zamanla değiştiği sonucuna varmışlardır (Seo vd. 2015).

İnhalan Alerjenler

Alerjenler, insanlarda IgE aracılı alerjik reaksiyonların doğal nedeni olabilen yüksek moleküler ağırlıklı protein veya glikoprotein içeren maddelerdir. *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* ve *Alternaria spp.* kaynaklı alerjenler. çeşitli solunum yolu hastalıklarına neden olan tip 1 aşırı duyarlılık reaksiyonunu indükler (WHO 1989). Böcekler ve yan ürünlerinin güçlü alerjenler olarak hareket ettiği bildirilmektedir. *Dermatophagoides pteronyssius* (Der p I & Der p II) ve *Dermatophagoides farinae* (Der f I), alerjen üreten başlıca akar türleridir (Kausar vd., 2016). Pastacılık, kümes hayvancılığı, tahıl ambarı ve şeker endüstrisi, iç ortamdaki alerjenlerin başlıca kaynaklarıdır. *Penicillium*, *Aspergillus*, *Alternaria*, *Cladosporium*, *Curvularia*, *Epicoccum*, *Pullularia*, *Ganoderma*, *Trichoderma* ve *Stemphylium*, alerjen görevi gören yaygın mantarlardır (Kausar vd. 2016).

Alerjik hastalıklara neden olan bu alerjenler solunum yolu, deri, ağızdan ya da enjeksiyon yoluyla (deri ya da kas içine ve damar içine) vücudumuza girebilir. Solunum yolu ile alerjik hastalıklara neden olabilecek kapalı ortamda bulunabilen alerjenler inhalan alerjenler olarak tanımlanır, en yaygın gözlenenleri ise ev tozu akarları, polenler, evcil hayvan alerjenleri, hamam böceği ve mantar sporları olarak sayılabilir.

Ev tozu akarları eklem bacaklılar ailesinden olup gözle görülemeyen ancak mikroskopla seçilebilen küçük canlılardır. Çoğunlukla ev içi ortamında bulunurlar. Özellikle sıcak ve nemli ortamları çok sever ve hızla çoğalırlar. İnsanlarda alerjiye neden olan bu akarlar insanların deri döküntüleri ile beslenirler. Bunlar *Dermatophagoides Pteronyssinus* (DP), *Dermatophagoides farinea* (DF) ve tahıl artıkları ile beslenen depo akarlarıdır. Akarlar, sıklıkla zeminde çökmüş halde durur ve hareketle (yürümek gibi) kolayca havaya karışırlar. Akarların ve alerjiye neden olan alerjenlerin solunum yolu ile alınması durumunda burunda kaşıntı, akıntı, tıkanıklık, hapşırık, gözlerde kaşıntı, sulanma, kızarıklık, şişlik gibi alerjik rinit belirtileri ortaya çıkabilir. Astımlı hastalarda astım atakları (öksürük, hırıltı, nefes darlığı gibi) tetiklenebilir.

Evcil hayvanlar başta olmak üzere hayvanların birçoğuna karşı alerjik reaksiyonlar gelişebilir. Bunlar içinde en sık alerjiye neden olan hayvanlar kedi ve köpeklerdir. Hayvanların sadece tüyünde değil salyasında, tükürüğünde, deri döküntülerinde ve hatta idrarında bulunan proteinlere karşı alerjik reaksiyon görülebilir. Bunlar diğer tozlara karışan ve alerjen dediğimiz havadaki küçük parçacıklardır. Alerjik belirtilerin ortaya çıkması için mutlaka hayvana dokunmak gerekmez. Bu alerjenler hava yoluyla da solunduğunda belirtilere yol açabilir.

Hamam böceği alerjisi oldukça sık görülmektedir. Alerjik olan insanlar bu alerjenlerle temas ettiğinde ciddi reaksiyonlar gelişebilir. Evinizde hiç hamam böceği olmasa da alerjenlerin bulunabileceğini unutmamak gerekir. Hamam böceği insanların göremeyeceği yerlerde yaşadığı için temizlik yapılsa bile yeterince etkili olmayabilir. Hamam böcekleri sıcak, rutubetli eski binalarda yaşamayı tercih ederler. Yuvalarını duvar aralarında çatlaklarda, havalandırma boşluklarında yaparlar. Rutubet, sıcak ve besinin olduğu her yer bu böceklerin yaşamaları için elverişlidir. Restoran, hastane ve fırınlar en tercih ettiği bölgelerin başında gelir.

Küf mantarları havada sporları uçuşabilen küçük mantarlardır. Nemli ortamları severler. Büyümek için besin, hava, uygun sıcaklık ve neme ihtiyaç duyarlar. Küf mantarları gözle görülmeyen ve alerjik etkisi olan sporlar üretirler. Hem dış ortamda (çürüyen bitkiler üzerinde veya havada) hem de ev içinde (evin güneş görmeyen nemli yerlerinde) bulunabilirler. Havanın sıcak ve nemli olduğu, yaz sonu ve erken sonbaharda zamanlarında spor sayısı en fazladır.

Polenler (çiçek tozları) çiçekli bitkilerin çoğalmasında aracılık eden protein yapısında maddelerdir. Polen taneleri gözle görülemeyecek kadar küçük olup bir polen tozunda binlerce polen tanesi bulunabilir ve rüzgar ile çok uzak yerlere kolayca taşınabilirler. Her yıl belirli mevsimlerde farklı tip bitkiler kendileri için uygun sıcaklık ve nem oranına sahip mevsimlerde polenlerini çevreye bırakırlar. Örneğin çoğu ağaç polenleri kış sonu ve ilkbahar başında atmosferde yoğun iken, çayır (çimen) ve tahıl polenleri ilkbaharda ve yaz mevsimi başında, yabancı ot polenleri ise yaz mevsimi sonu ve sonbaharda daha yoğun olarak bulunurlar. Polen mevsimleri ve yoğunlukları bölgenin bitki örtüsü, o sene aldığı yağışlar ve sıcaklık gibi hava şartlarına göre şehirden şehre farklılık gösterebilmektedir.

Virüsler

Virüsler, doğal veya insan yapımı nesnelere üzerinde büyüyen, çoğalmaya ve çoğalma için bir konakçıya ihtiyaç duyan hücresiz varlıklardır. Solunum virüslerinin hayatta kalma süresi dikkate alındığında, hastalığa neden olma riski özellikle kapalı ortamlarda söz konusudur. Öksürme, hapşırma, konuşma ve gülme gibi insan faaliyetleri, havadaki milyonlarca virüsü damlacıklar yoluyla ev ortamına yayabilir (Diglisic vd. 1999). Hantavirüs enfeksiyonu, kemirgenlerin varlığından dolayı kapalı ortamlarda yaşayanlarda çok yaygındır (Aitken ve Jeffries 2001). Kapalı ortamlarda virüslerin neden olabileceği etkiler COVID-19 ile birlikte önem kazanmıştır. COVID-19 hastalığı, ilk olarak Aralık 2019'da Wuhan'da (Çin) tespit edildiğinden beri tüm dünyaya hızla yayılarak, virüslerin özellikle kapalı ortamlarda neden olabileceği pandemi düzeyindeki etki ile tüm dünya tanışmıştır.

Virüsler aşağıdaki yollarla bulaşabilir: (i) solunumdan yayılan parçacıklar; (ii) 100 µm'den büyük damlacıklar; (iii) aerosoller (100 µm'den küçük parçacıklar); ve (iv) fomitler (dokunduğumuz virüsle kontamine olmuş yüzeylerle temas ettiğimizde gözümüze, burnumuza veya ağızımıza yayılabilirler). Bununla birlikte, SARS-CoV-2'nin ana bulaşma yollarından birinin aerosollerin solunması olduğuna dair kanıtlar vardır (Van Doremalen vd., 2020, Ong vd., 2020). Ayrıca, Van Doremalen vd. (2020), koronavirüsün havada 3 saat boyunca taşınabileceğine dikkat çekerken, yeni araştırmalar hastane ve evler gibi çeşitli iç ortam havasında SARS-CoV-2 konsantrasyonları saptamış, ancak ilköğretim okullarının tozlarında virüse rastlanmamıştır (Chia vd., 2020; Jonker ve Linde, 2022).

SARS-CoV-2'nin yanı sıra, SARS-CoV-2'ye benzer ana bulaşma yolları, yani doğrudan temas, solunum damlacıkları ve hava yoluyla bulaşma yoluyla yayılabilen başka hava kaynaklı solunum yolu virüsleri de vardır. Bununla birlikte, enfeksiyon kontrol önlemleri (örneğin, el yıkama ve yüz maskesi takma) ilk iki modu azaltabilirken, üçüncü yol olan hava yoluyla bulaşmayı önlemek zordur, çünkü solunum virüsleri çevrede her yerde bulunur ve virüs parçacıkları sürekli dolaşmaktadır.

İç Ortam Kaynakları

Genel olarak biyoaerosollerin varlığı biyolojik nedenlere ve fiziksel parametrelere bağlıdır. Ana faktör olan fiziksel faktörler; parçacıkların nerede, nasıl ve ne kadar olduğunu belirlemektedir. Fiziksel faktörler arasında sıcaklık, nem, difüzyon, yerçekimi, termal ve/veya elektrostatik alanlar yer almaktadır (Cox ve Wathes, 1995). İç ortam havasında bulunan biyoaerosollerin kaynakları hem iç ortamda hem de dış ortamda bulunmaktadır (Güllü ve Mentеше, 2007).

Biyoaerosollerin türleri ve konsantrasyonları çeşitli faktörlerden dolayı değişkenlik gösterebilir. Bu faktörler arasında iklim, mevsim, konum, sıcaklık, yağış miktarı, binanın yaşı ve kullanım türü, yapı malzemeleri ve havalandırma oranı gibi faktörler yer almaktadır (Khan ve Karuppaiyil, 2012; Rodríguez-Rajo vd., 2005). Enerji tasarrufu amacı ile havalandırma oranını azaltmak alerjenlerin seviyesinin yükselmesine ve buna bağlı olarak hastalık risklerinin artmasına neden olabilir. Biyoaerosoller iç ortamda insan aktivitelerinden; örneğin yemek pişirme, sigara içme veya insanlar tarafından dış ortamdan özellikle kıyafetler ve ayakkabı ile iç ortama taşınmaktadır. Alerjenlerin iç ortamdaki bazı kaynakları ev tozu, evcil hayvanlar, gıda maddeleri, ev bitkileri ve çiçek saksıları, duvar ve yer kaplama malzemeleri, tekstil ürünleri, halı, ahşap malzemeleri

ve mobilya yüzeyleridir. Okullar, hastaneler, ofisler ve endüstriyel bölgeler biyoaerosollerin en yüksek görüldüğü alanlar olarak bilinmektedir (Cox ve Wathes, 1995; Kalogerakis vd., 2005).

Mikroorganizmaların iç ortamda çoğalmaları oksijen ve ışık miktarının yanı sıra iç ortamın nem oranı, sıcaklık ve besin (kil, odun, boya, kağıt vb) varlığı belirlemektedir. Mantar ve bakteriler iç ortamda bulunan en yaygın mikroorganizmalardır. İç ortamda yapılan temizlik sıklığı, havalandırma oranı, nem ve koku kontrolü biyoaerosollerin miktarlarını büyük oranda azaltmaktadır. Kötü yaşam koşullarına ve aşırı kalabalık ortama bağlı olarak aynı kapalı yerde yaşayan insanlarda hastalıkların yayılması daha kolay olmaktadır. Yapılan bazı çalışmalarda biyoaerosollerin seviyesi ve bazı hastalıklar arasında (akciğer hastalıkları, astım, alerji, rinit ve hipersensitif pnömoni (zatürre) bir ilişki olduğu göstermektedir.

Okullarda İç Hava Seviyeleri

Mikrobiyal kirleticiler ve alerjenler, her ortamda her zaman bulunabilmektedir. Yapılan çalışmalar, okullar ve kreş iç ortamlarında mikrobiyal kirleticilere ve alerjenlere maruziyetin yaygın olduğunu göstermiştir. Kirleticiler ve alerjen seviyelerinin kültürel alışkanlıklara, bina türüne, bulunduğu bölgenin iklim özelliklerine ve zamana bağlı olarak değişken düzeyde bulunabildiği tespit edilmiştir. Çalışmalar, okullardaki gözlenen alerjen seviyelerinin bazen ev ortamından önemli ölçüde daha yüksek olabileceğini göstermiştir. Halılar, döşemeli mobilyalar ve giysiler, alerjenler için önemli kaynak yerleri olabilmektedir. Bu konuda yapılan çalışmaların büyük bir kısmı çöken toz üzerinde yapılmıştır. Seçilmiş bazı çalışmalar aşağıda değerlendirilmiştir.

COVID-19 pandemisine bağlı olarak günümüzde okullarda iç hava kalitesi önemli bir sağlık sorunu haline gelmiştir. Çocuklar, diğer yerlere kıyasla zamanlarının çoğunu okulda geçirdikleri için ve ayrıca çocukların bağışıklık ve solunum sistemlerinin gelişmemiş olması, düşük vücut kitle indeksi ve nefes alma paternleri nedeniyle hava kirliliğinin etkilerine yetişkinlere göre daha duyarlıdırlar. Araştırmalara göre çocukların okullarda çevresel kirleticilere maruz kalmaları; buharlı hastalıklar, astım ve alerji riskinin artması ve ayrıca çocukların öğrenme performansının düşmesine neden olabileceğini göstermiştir.

İç ortam hava kirleticileri farklı kaynakları vardır. Yapı malzemeleri, mobilyalar, havalandırma sistemleri ve ev ürünleri örneğin oda spreyleri gibi bazıları neredeyse sürekli olarak kirleticiler madde salabilir. Sigara içme, temizlik veya yeniden dekore etme gibi faaliyetlerle ilgili diğer kaynaklar ara sıra kirleticiler maddeler salmaktadır. Aşırı kalabalık sınıflar, yetersiz temiz hava temini, okul binalarının kötü inşası ve bakımı okullardaki hava kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir. Öğrenciler ve öğretmenler günlerinin çoğunu okul binalarında geçirdikleri için havadaki mikroorganizmaların konsantrasyonu performansları, zihinsel sağlıkları ve hatta fiziksel durumları üzerinde büyük etkisi olan önemli bir parametredir.

İç ortam bioaerosollere maruz kalma, okullarda, kreşlerde ve çocuk bakımevlerinde yaygınlaşmıştır. Bioaerosol seviyeleri zamana, yere ve bina içindeki oda tipine göre değişebilmektedir. Farklı bioaerosollerin göreceli önemi, çeşitli coğrafi, iklimsel ve kültürel faktörlere bağlı olarak dünyanın farklı yerlerinde değişebilmektedir. Okullar ve kreşler, bioaerosoller için önemli maruziyet yerleri olmaktadır. Çalışmalara, bu ortamlardaki bioaerosol seviyelerinin bazen ev ortamından önemli ölçüde daha yüksek olabileceğini göstermiştir. Halı, döşemeli mobilyalar ve giysiler, bioaerosoller için önemli rezervuarlar olarak bilinmektedirler. Bioaerosollere maruz kalma

doğrudan veya dolaylı olarak gerçekleşebilmektedir. Örneğin, giysi, evcil hayvan alerjenlerinin birincil aktarım mekanizması ve maruziyet kaynağıdır. Bioaerosollerin seviyeleri bir çok faktöre bağlıdır. Dolayısıyla literatürde çok geniş bir aralıkta ölçülmüştür. Ayrıca örnekleme metodları da bioaerosoller seviyesini belirlemekte etkin bir faktördür. Literatürde yer alan çalışmaların bir özeti Tablo 4.5'te sunulmuştur.

Amerikada yapılan bir çalışmada ilkbahar ve sonbahar mevsimlerinde, üç farklı coğrafi bölgede bulunan ilköğretim okullarda toplanan toz örneklerinde farklı alerjenlerin düzeyleri belirlenmiştir (Abramson vd. 2006). Bu çalışma için toz örnekleri, Birmingham, Detroit ve Houston'daki ilkokullardan kafeterya, kütüphane, üst katta ve alt katta bulunan sınıflar dahil olmak üzere 4 farklı konumundan toplanmıştır. Toz örneklerinde, kedi alergenini (*Felis domesticus*) analiz edilmiştir. Fel d 1 seviyesi tüm konumlar için medyan düzey aralığı 0,02 – 0,4 µg/g olarak bulunmuştur (Abramson vd. 2006).

Amerikada yapılan başka bir çalışmada 12 devlet ilköğretim okulundan toz örnekleri toplanmıştır (Amr vd. 2003). Bu çalışmada toz örneklerinde hamamböceği (*Bla g 1/2*), toz akarları (*Der f 1/p 1*), köpek (*Can f 1*), kedi (*Fel d 1*) ve fare (*Mus m 1*) alergenleri analiz edilmiştir. Ortalama ve aralık seviyeleri *Bla g 1/2* için 1,49 U/g (0 - 8); *Der f 1/p 1* için 0,38 µg/g (0 - 12); *Can f 1* için 1,44 µg/g (0,1 - 9,6); *Fel d 1* için 1,66 µg/g (0,2 - 12); ve *Mus m 1* için 6,24 µg/g (0,3 - 118) olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada, toz akarı, kedi ve köpek alerjenleri, halı veya kilim olan odalarda, zemini çıplak odalara kıyasla önemli ölçüde daha yüksek bulunmuştur (2003).

Çinde yapılan bir çalışmada 10 liseden toz örnekleri alınmıştır (Zhao vd. 2006). Bu çalışmada kedi alerjini (*Fel d 1*) aralığı <0,10 – 0,18 µg/g olarak belirlenmiş; köpek alerjini (*Can f 1*) seviyesi ise <0,20 – 0,53 µg/g olarak bulunmuş olup sadece bir örnekte toz akarı tespit edilmiştir. Brezilya'daki 4 farklı çocuk bakım tesisinde alerjenler ve endotoksin miktarı ve maruziyeti incelenmiştir (Rullo vd. 2011). Kreşler, anaokulları, çocuk bakım evleri ve ilkokullarda yataklar, zeminler, sandalyeler ve masalardan toz örnekleri toplanmıştır. Alerjenler toplanan pek çok örnekte ölçüm değerinin altında tespit edilmiştir. Kedi alergenini (*Fel d 1*) en çok 1,1 µg/g ve köpek alergenini (*Can f 1*) ise en çok 3,3 µg/g olarak bulunmuştur. Endotoksin seviyesi ise bir çok numunede 10 EU/mg'dan daha fazla tespit edilmiştir (Rullo vd. 2011).

Korede yapılan bir çalışmada 12 ilköğretim okulundan belirli alerjenleri analiz etmek için 34 sınıftan toz örnekleri toplanmıştır (Kim vd. 2007). Örneklerde kedi alerjini (*Fel d 1*) aralığı <0,2 – 1,4 µg/g, köpek alerjini (*Can f 1*) seviyesi ise <0,20 – 4,7 µg/g olarak bulunmuştur.

Hollandada yapılan bir çalışmada ilkokul çocukların evlerinden ve okuldaki sınıflarında toz örnekleri toplanmıştır (Jacobs vd. 2013). Bu çalışma kapsamında endotoksin seviyesi belirlenen 10 okulun ortalama endotoksin seviyesi 2178 ila 6914 endotoksin birimi (EU)·m⁻² arasında değişirken, çocukların evlerindeki haftalık endotoksin seviyesi 462–1285 EU·m⁻² olarak belirlenmiştir.

Tablo 4.5. Mikrobiyal kirlenmeler ve alerjenlerin okul iç ortamlarında havada ve çöken tozda seviyeleri

Ülke	Çalışma alanı	Örnekleme türü	Bioaerosol türü	Seviye
Singapur (Zang vd.)	10 okul 10 çocuk bakım evi	Toz	Fel d 1 (kedi alerjeni) Can f 1 (köpek alerjeni) Toz akarları	Medyan: Okul: 1,7 µg/g Bakım evi: 1,5 µg/g Okul: 7 µg/g Bakım evi: 10 µg/g Okul: 0,1 AU/g Bakım evi: 0,3 AU/g
Brezilya (Rullo vd.)	15 ilkokul	Toz	Fel d 1 Can f 1 Toz akarı Hamam böceği alerjeni	DL-1,1 DL-3,3 1,3 3,6-5,2
İsveç (Almqvist vd.)	7 ilköğretim okulu	Hava	Fel d 1 (kedi alerjeni)	Medyan:2,94 ng/m ³
Norveç (Dybendal vd.)	10 okul	Toz	Fel d 1 (kedi alerjeni) Toz akarları	Ortalama:283 ng/m ² 1-5 ng/g
Oslo, Norveç (Instanes et al., 2005)	81 Kreş 8 Kreş	Toz Toz	Fel d 1 (kedi alerjeni) Endotoksin	Yatak çarşafı: 1,5 µg/m ² Zemin: 0,2 µg/m ² Perde: 1,7 µg/m ² Yatak çarşafı: 0,9 ng/m ² Zemin: 1,4 ng/m ²
Hollanda (Esmeralda vd.)	19 okul	Toz	β-(1,3)-glukan	Geometrik ortalama:1258 ng/m ²
Hollanda (Jacobs vd.)	10 okul	Toz	Endotoksin	2178-6914 EU/m ²
Fransa (De Andrale vd.)	30 kreş	Toz	Fel d 1 Can f 1 Toz akarı Hamam böceği alerjeni	<0,10-2,4 <0,2-1,2 <0,1-1,4 2-14U/ml

Ülke	Çalışma alanı	Örnekleme türü	Bioaerosol türü	Seviye
Amerika (Abramson ce diğ.)	41 ilköğretim okulu	Toz	Fel d 1 (kedi alerjeni)	Medyan: 0,02-0,4
Amerika (Amr vd.)	12 ilköğretim okulu	Toz	Toz akarları Fel d 1 (kedi alerjeni) Can f 1 (köpek alerjeni) Hamam böceği alerjeni Fare alerjeni	0 - 11,9 µg/g 0,2-12,0 0,1-9,6 1,49 0,004
Amerika (Peggy vd.)	38 okul	Toz	Endotoksin	14,3 EU/mg
Amerika (Tortolero vd.)	20 ilkokul	Toz	Toz akarları Fel d 1 (kedi alerjeni) Hamam böceği alerjeni	0,093 0,031 0,0052
Amerika (Arbes vd.)	89 kreş	Toz	Toz akarları Fel d 1 (kedi alerjeni) Can f 1 (köpek alerjeni) Hamam böceği alerjeni Fare alerjeni	0,02 0,39 0,29 0,21 0,004
Hollanda (Jacobs vd.)	10 okul	Toz	Endotoksin	2178 - 6914 EU/m ²
Çin (Zhao vd.)	10 lise	Toz	Fel d 1 (kedi alerjeni) Can f 1 (köpek alerjeni)	<0,10 - 0,18 µg/g 0,20-0,53 µg/g
Avrupa Geneli, SINPHONIE Project Final Report 2011)	292 ilkokul	Toz	Endotoksin Fel d 1 Can f 1 Der p 1 Der f 1	Medyan: 7114,0 EU/m ² 86,5 ng/g 103,5 ng/m ² 4,9 ng/m ² 2,8 ng/m ²

Ülke	Çalışma alanı	Örnekleme türü	Bioaerosol türü	Seviye
Hollanda (Krop et al., 2014)	19 okul	Toz	β -Glukan Fel d 1 Can f 1 Mus m 1	Geo, Ort: 1258 ng/m ² /hafta 60,6 ng/m ² /hafta 60,6 ng/m ² /hafta 1,16 ng/m ² /hafta
Kore (Kim vd.)	12 okul	Toz	Fel d 1 Can f 1 Toz akarı Hamam böceği alerjisi	<0,2-1,4 <0,2-4,7 0,25 Tespit edilemedi
Yeni Zelenda (Patchett vd.)	9 okul	Toz	Fel d 1	1,49-13,17
Kore (Seo vd.)	8 ilköğretim okunun 70 sınıfı	Hava	β -Glukan	10-347 pg/m ³
Avustralya (Salonen vd.)	25 ilköğretim okulu	Toz Hava	Endotoksin Endotoksin	<24570 EU/m ² <13 EU/m ³
Finlandiya, Helsinki (Jonker vd.)	18 ortaokul	Toz	SARS-CoV-2	Tespit edilemedi
Colorado, ABD (Zulli vd.)	4 sınıf	Toz	Rhinovirus Adenovirus Norovirüs Coronavirüs	1,3×10 ⁷ gen/m ² 1,3×10 ⁷ gen/m ² 2,3×10 ⁴ gen/m ² 2,3×10 ⁴ gen/m ²

Şehir içinde bulunan 38 okuldaki endotoksin seviyesi belirlemek için toz örnekleri toplanmıştır (Peggy vd. 2015). Eş zamanlı olarak bu okullarda okuyan öğrencilerin evlerinden de toz örnekleri alınmıştır. Evlerde ortalama 11.3 EU/mg ve okullarda ise 14.3 EU/mg endotoksin bulunmuştur. Sınıfların %22'sinde bulunan endotoksin seviyesi normal limit değerlerin üzerinde kaydedilmiştir.

Hollandada yapılan bir çalışmada 19 okul binasından alerjenler ve β -(1,3)-glukan seviyelerini belirlemek amacıyla toz örnekleri alınmıştır (Esmeralda vd. 2014). Toplam 227 farklı lokasyonda toz akarı, kedi alerjisi (Fel d 1), köpek alerjisi (Can f 1), fare alerjisi (Mus m1) ve β -(1,3)-glukan seviyeleri ölçülmüştür. Bu çalışma için koridorlar, tuvaletler, öğretmen odaları ve yarı zamanlı veya tam zamanlı kullanılan sınıflar örneklenmiştir. Analizler sonucu geometrik ortalama değeri toz akarı, kedi alerjisi (Fel d 1), köpek alerjisi (Can f 1), fare alerjisi (Mus m1) ve β -(1,3)-glukan için sırasıyla 134 ng/m², 61 ng/m², 36 ng/m², 1.2 ng/m² ve 1258 ng/m² olarak bulunmuştur. Bu çalışmada tam zamanlı kullanılan sınıflarda ve koridorlarda tüm alerjenler ve β -(1,3)-glukan seviyeleri diğer örnekleme noktalarına göre daha yüksek bulunmuştur (Esmeralda vd. 2014).

SARS-CoV-2, influenza veya rinovirüs gibi solunum yolu virüslerinin hava yoluyla bulaşması, okulların sınıflarında sınırlı ölçüde çalışılmıştır (Zulli vd. 2021). SARS-CoV-2 ve diğer hava kaynaklı solunum yolu virüslerinin bulaşmasını önleme söz konusu olduğundan, ortamlarda etkin havalandırma yapılması virüsün yayılmasını sınırlamak için önemli bir faktör olarak tespit edilmiştir. Ortam havasında virüs seviyesinin tespitinden çok, havalandırma kontrolü, CO₂ (havalandırma etkinliği için kullanılan bir parametredir), CO, NO₂, VOC'ler, HCHO ve PM gibi parametrelerin ölçümlerini içeren daha genel bir iç hava kalitesi tespit anlayışı daha yaygındır. Okulların iç havasında veya çöken tozda SARS-CoV-2 varlığını inceleyen az sayıda çalışma bulunmaktadır. Helsinki'de yapılan bir çalışmada (Jonker vd., 2022) COVID-19 yayılmasını önlemek için alınan kontrol önlemlerinin etkinliği 18 ortaokulunda yapılan bir çalışma ile değerlendirilmiştir. Sınıflarda öğrenci yoğunluğunun %50 azaltılması, karantina koşulları, havalandırma etkinliği ve tanı konan çocukların sayısı anketler ile değerlendirilerek bu önlemlerin COVID-19 pandemisi yayılımında etkinliği ortaya konmaya çalışılmıştır. Aynı zamanda okulların çöken tozlarından alınan örneklerde SARS-CoV-2 incelemesi yapılmış hiçbir örnekte virüse rastlanmamıştır.

Sağlık Etkileri

Havada yoğun miktarda alerjen maddelerin bulunması iç ortamda hava kirliliğine sebep olmaktadır ve bütün canlıları ve özellikle insanları olumsuz yönde etkilemektedir. Hava kirliliği insanlarda solunum yolu hastalıklarına, alerji, astım, cilt tahrişine ve ileri seviyede koah hastalığına, nefes darlığına ve hatta ölüme sebep olmaktadır. 1850'lerden itibaren iç ortam havası insan hayatını etkileyen en önemli faktör olduğu düşünülmektedir. Günümüzde iç ortam kirleticilerine olan maruziyetin önemli bir morbidite ve mortalite nedeni olduğu konusundaki kanıtlar gittikçe artmaktadır. ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) insanın iç ortamlarda maruz kaldığı kirleticilerin dış ortamlarda maruz kaldıkları kirleticilerden 2-5 kat ve bazen 100 kat yüksek olduğunu belgelemiştir. Biyoaerosollerin çeşitli hastalıklara neden olduğu belirlenmiştir. Bunlardan kronik alerjik rinit, astım ve hipersensitiv pnömani aşağıda detaylı olarak anlatılmaktadır (Godish, 2001).

Kronik alerjik rinit veya yaygın olan alerji; antijenik veya alerjenik maddelere maruziyetin nedeni olduğu çok ciddi olmayan hastalıklardır. Ancak bazı hassas bireylerde, spesifik alerjenlerin solunması burun, boğaz, sinüsler, gözler ve üst solunum yollarında iltihap semptomlarına neden olmaktadır. Semptomlar, immünolojik hassasiyet sonucunda üretilirler ve sonraki maruziyetler çeşitli mekanizmalar ile iltihap olarak tepkiye dönüşürler. En yaygın olarak bilinen mekanizma ise bir antijenik maddeye maruz kalındığında IgE antikorlarının üretimi yoluyla tepki vermesidir. IgE antikorları ise immün sistemde kolaylıkla tespit edilebilmektedir. Ayrıca bireylerin hassasiyeti antijenin türüne, miktarına ve vücuda giriş yoluna bağlı olarak değişmektedir.

Astım, akciğerlerin solunum yollarını etkileyen klinik bir hastalıktır. Nefes darlığı, göğüs sıkışması, öksürük ve hırıltılı nefes gibi birçok etkiye neden olur. Semptomlar, bazen alerjenlere veya spesifik olmayan tahriş edici maddelere (veya aktivitelere) maruziyetten sonra birkaç saat içinde gözlenirken bazen de 4-12 saat gibi bir süre geçtikten sonra gözlenmektedir. Astım ile çok yaygın olarak bulunan antijenler arasında kuvvetli ilişkilerin olduğu belirtilmektedir.

Çocukluk çağı astımının ve alerjik solunum yolu hastalıklarının oluşmasında fare, hamam böceği alerjisinin önemli bir yeri vardır (Pomés vd., 2017). Hamam böceği alerjenleri, özellikle astım ve alerjik rinitte semptomlardan sorumlu alerjenler arasında yer alır (Pomes vd., 2021, Wangorsch

vd., 2021). Hamam böceği duyarlılık sıklıkları çevresel koşullarla ilişkili olarak bölge ve ülkelere göre oldukça değişkenlik göstermektedir. Amerika'da astımlı çocuk hastalar arasında yapılan araştırmalarda duyarlılık oranları %17-41 arasında değişmektedir (Wangorsch vd., 2021). Ülkemizden yapılan çalışmalarda ise astımlı çocuklarda %8-25'e dek ulaşabilen duyarlılık oranları bildirilirken, erişkin astımlı hastalarda ise genel olarak daha yüksek olarak %12-39 arasında bildirilmiştir. Alerjenler için bölgesel epidemiyolojik veriler, o bölgedeki alerjik hastalıkların yönetilmesine ve önlenmesine yardımcı olabilir. Alerjik hastalıkların etiyolojisinde çevresel alerjenlerin önemli yer tutması nedeniyle, bu alerjenlerin çeşitliliğinin ve sıklığının belirlenmesi önemlidir. Türkiye'de çocukluk çağına hamam böceği duyarlılığı sıklığı ve hamam böceği duyarlılığı olan hastaların klinik özellikleri hakkında yapılmış az sayıda çalışma bulunmaktadır.

Hipersensitiv pnömoni veya diğer adıyla sonradan kazanılan alerjik allveolitis, akciğerlerdeki dokuları etkileyen çeşitli biyoarosollere tekrarlı biçimde maruz kalma sonucunda meydana gelen akciğer hastalığıdır. Hassasiyet oluşuktan sonra, yüksek konsantrasyonlara maruz kalınması neticesinde akut semptomlar meydana gelmektedir. Kronik olarak maruz kaldığında ise, akciğer dokusunda geri dönülmez zedelenme, nefes darlığında sıklık, bitkinlik, anoreksiya ve kilo kaybına neden olabilmektedir.

Yukarıda bahsedilen hastalıklar haricinde, henüz tam olarak sebep olduğu etkenler kesinleşmediği için semptom olarak kalan hasta bina sendromu da son zamanlarda en çok dikkat çeken konulardan biridir. İç hava kalitesinin kötü olduğu binalarda uzun süre vaktini geçiren kişilerde çeşitli semptomlar ve kirlenici kaynağın yoğunluğuna bağlı olarak da hastalıklar bile gözlenebilmektedir. Problemlere neden olan bu binalara "hasta bina" denilmektedir (WHO, 1989). Problemlili binalardan kaynaklanan sağlık sorunlarını bina ile ilişkili hastalıklar, iş ile ilişkili hastalıklar ve belirtiler ile hasta bina sendromu olarak sınıflandırabiliriz (Godish, 2001; Norback et al., 1990).

Bina ile ilişkili hastalıklar, laboratuvar verileri ile tanımlanmış kirlenicilerin meskun olmayan, endüstriyel olmayan binalarda şikayetlere ve hastalık belirtilerine sebep olmasıdır. Hastane-kaynaklı enfeksiyonlar, hipersensitivite hastalıkları, astım ve Lejyonella hastalığı bu gruptadır. İş ile ilişkili hastalıklar ve belirtiler ise belirli iş aktivitelerinden kaynaklanan semptomlar ve hastalıkları içermektedir. Örnek olarak, medikal ve diş kliniklerinde lateks eldivenlerin kullanılmasıyla meydana gelen lateks alerji verilebilir.

Hasta Bina Sendromu, bir iç ortam kaynağına maruz kalınması ile geniş spektrumda kişisel semptomlara yol açtığı düşünülen; ancak kesin olarak sebebi tanımlanamayan semptomlar içerir. Bu kapsamda WHO tarafından tanımlanan semptomlar ve şikayetler şunlardır: 1) göz, burun ve boğazda tahribat, 2) nörotoksik veya genel sağlık problemleri, 3) deri tahribatı, 4) spesifik olmayan hipersensitivite reaksiyonları ve 5) koku ve tat hissi. Hasta bina sendromunun sebepleri tek bir faktöre bağlı olabileceği gibi birden fazla faktörün kombinasyonu şeklinde de olabilir. Bu faktörleri kabaca, yetersiz havalandırma, nem, ışık, sıcaklık, iç ortam kaynaklarından kaynaklanan kimyasal kirleniciler, dış ortam kaynaklarından kaynaklanan kimyasal kirleniciler ve biyolojik kirleniciler olarak sınıflandırabiliriz.

Yapılan çalışmalarda *Penicillium* spp. ve *Aspergillus* spp.nin de dahil olduğu pek çok mantar türü ve sporları ile iç ortam hava kalitesi problemleri ve hasta bina sendromu arasında ilişki olduğu belirtilmektedir (Ahearn vd., 1997; Fung and Hughson, 2003; Hodgson, 2000). Mantar-

lar da, insanların iç ortam havasında hoşlandığı gibi yüksek nem seviyelerine ve geniş sıcaklık aralıklarına gereksinim duymakla beraber, birçok ortamda büyüyebilirler (Gravesen, 1979; Licorisch vd., 1985). *Penicillium* spp. ve *Aspergillus* spp.nin ürettiği mikotoksinler hasta bina sendromu ile ilişkili birçok semptomla ilişkilendirilmektedir (Nielsen vd., 1999). *Penicillium* spp., hem iç ortamda hem de dış ortamda sıklıkla görülebilmektedir (Burge, 1992; Burge and Rogers, 2000; Dharmage vd., 1999).

Mevcut Standartlar, Kılavuz veya Limit Değerler

Dünya Sağlık Örgütü veya herhangi bir ülkede, bakteri ve mantar seviyesi dışında iç ortam için mikrobiyal kirleticiler ve alerjenlerle ilgili olarak tanımlanmış standart, kılavuz veya limit değerler tanımlanmamıştır. Araştırmalara göre 2000 ng Der p 1/g toz, genetik olarak yatkın bireylerde ev tozu akarı alerjeni için spesifik immünooglobulin E'nin (IgE) gelişimi için bir riski temsil edebilir (Verhoeff vd., 1994). Kedi veya köpek alerjen tozu konsantrasyonlarının 10.000 ng/g'nin üzerinde olması maruz kalan çocuklarda duyarlılaşmaya ve buna bağlı astım riskine neden olmak için yeterli olduğu belirlenmiştir (Platts-Mills vd., 1995).

Tartışma ve Sınır Değer Önerisi

Mikrobiyal kirleticilerin insan sağlığı ve hastalığındaki rolü, hem olumsuz hem de olumlu yönde olabildiği için belirsizdir. İç ortamlarda, yüksek seviyelerde mikrobiyal ajanlara maruz kalmanın koruyucu etkilerinin olduğu tarımsal alanlarda yapılan birçok çalışmada bildirilmiştir. Olumsuz sağlık etkileri ile ilgili çalışmaların tipik olarak iç mekan rutubetinin yüksek olduğu ve ilgili mikrobiyal büyümenin gözlemlendiği koşullarla bağlantılı olarak bildirildiği gözlenmiştir. Artan düzeyde mikrobiyal kirleticilere maruz kalınması sonucu olumsuz sağlık etkileri gözlenebileceği bilirse de hangi düzeyde hangi türden kirleticinin emniyetli bir sınır değer sayılabileceği ile ilgili kanıtlar eksik olduğu için bir limit değer tanımlanmamıştır. Bir limit değer tanımlanabilmesi için farklı yaş gruplarındaki öğrencilerin mikrobiyal kirleticilere duyarlılığı, kılavuz değerlerin ne olması gerektiğine yönelik etki-doza ilişkilerinin çıkartılması gerekmesi, örnekleme için standart protokollerin tanımlanması ve biyo-kirleticilerin neden olduğu hastalıklara yönelik uygun teşhis testlerini bilmek için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

Kaynaklar

Abramson SL, Turner-Henson A, Anderson L, Hemstreet MP, Bartholomew LK, Joseph CL, et al. Allergens in school settings: results of environmental assessments in 3 city school systems. J Sch Health 2006;76:246-9.

Ahearn, D.G., Crow, S.A., Simmons, R.B., Price, D.L, Mishra, S.K., Pierson, D.L. 1997. Fungal colonization of air filters and insulation in a multi-story office building: Production of volatile organics. Curr Microbiol 35: 305-308.

Almqvist C, Larsson PH, Egmar AC, Hedre'n M, Malmberg P, Wickman M. School as a risk environment for children allergic to cats and a site for transfer of cat allergen to homes. J Allergy Clin Immunol 1999;103:1012-7.

Aitken C, Jeffries DJ. Nosocomial spread of viral disease. Clin Microbiol Rev. 2001;14:528-546.

- Amr S, Bollinger ME, Myers M, Hamilton RG, Weiss SR, Rossman M, et al. Environmental allergens and asthma in urban elementary schools. *Ann Allergy Asthma Immunol* 2003;90:34-40.
- Arbes SJ, Sever M, Mehta J, Collette N, Thomas B, Zeldin DC. Exposure to indoor allergens in day-care facilities: results from 2 North Carolina counties. *J Allergy Clin Immunol* 2005;116:133-9.
- Bennett JW, Klich M (2003) Mycotoxins. *Clin Microbiol Rev* 16(3):497-516.
- Bhatia L., 2011. Impact of Bioaerosol on Indoor Air Quality- A Growing Concern, *Adv. Biores.* 2 (2): 120-123.
- Burge, H.A., Rogers C.A. 2000. Outdoor Allergens, *Environmental Health Perspectives*, 108: 653-59.
- Burge, P.S. 1992. The Sick Building Syndrome: Where Are We in 1992, *Indoor Environment*, 1: 199-203.
- Chew, GL., Douwes, J., Doekes, G., Higgins, KM., van Strien, R., Spithoven, J., Brunekreef, B. (2001) Fungal extracellular polysaccharides, beta (1→3)-glucans and culturable fungi in repeated sampling of house dust. *Indoor Air*, 11, 171-178.
- Chia P.Y., Coleman K.K., Tan Y.K., Xiang-Ong S.W., Gum M., Lau S.K., Lim X.F., Lim A.S., Sutijputo S., Lee P.H., et al. Detection of air and surface contamination by SARS-CoV-2 in hospital rooms of infected patients. *Nat. Commun.* 2020;11:2800.
- Cox C.S., Wathes C.M., 1995. *Bioaerosols Handbook*. New York: Lewis Publishers. 3-24.
- de Andrade AD, Charpin D, Birnbaum J, Lanteaume A, Chapman M, Vervloet D. Indoor allergen levels in day nurseries. *J Allergy Clin Immunol* 1995;95:1158-63.
- Dharmage, S., Bailey, M., Raven, J., Mitakakis, T., Thien, F., Forbes, A., Guest, D., Abramson, M., Walters, E.H. 1999. Prevalence and Residential Determinants of Fungi Within Homes in Melbourne, Australia, *Clinical And Experimental Allergy*, 29 (11): 1481-89.
- Diglisic G, Rossi CA, Doti A, Walshe DK. Seroprevalence study of Hantavirus infection in the community-based population. *Md Med J.* 1999;48:303-306.
- Dotterud LK, Van TD, Kvammen B, Dybendal T, Elsayed S, et al. (1997) Allergen content in dust from homes and schools in northern Norway in relation to sensitization and allergy symptoms in schoolchildren. *Clin Exp Allergy* 27: 252-261.
- Douwes J., Thorne P., Pearce N., Heederik D., 2003. Bioaerosol Health Effects and Exposure Assessment: Progress and Prospects. *Ann. Occup. Hyg.*, 47(3): 187-200.
- Douwes, J., Zuidhof, A., Doekes, G., van der Zee, S.C., Wouters, I., Boezen, M.H. and Brunekreef, B. 2000." (1→3)-beta-D-glucan and endotoxin in house dust and peak flow variability in children", *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 162, 1348-1354.
- Dybendal T, Elsayed S. Dust from carpeted and smooth floors. VI. Allergens in homes compared with those in schools in Norway. *Allergy* 1994;49:210-6.

- Esmeralda J. M. Krop , José H. Jacobs, Ingrid Sander, Monika Raulf-Heimsoth, Dick J. J. Heederik. Allergens and β -Glucans in Dutch Homes and Schools: Characterizing Airborne Levels. PLOS ON, 2014, 9.
- Flannigan B., Samson R.A., Miller J.D., 2011. Microorganisms in Home and Indoor Work Environments: Diversity, Health Impacts, Investigation and Control (2nd ed.). CRC Press: 4-500.
- Fung, F., Hughson, W.G. 2003. Health Effects of Indoor Fungal Bioaerosol Exposure, Applied Occupational and Environmental Hygiene, 18(7): 535-44.
- Gehring U, Bischof W, Fahlbusch B, Wichmann HE, Heinrich J. House dust endotoxin and allergic sensitization in children. Am J Respir Crit Care Med. 2002; 166(7): 939- 944.
- Gehring U, Bischof W, Schlenvoigt G, et al. Exposure to house dust endotoxin and allergic sensitization in adults. Allergy. 2004; 59(9): 946- 952.
- Godish T., 2001. Indoor Environmental Quality. Lewis Publishers, Boca Raton; 181-196.
- Gravesen S., 1979. Fungi As a Cause of Allergic Disease, Allergy, 34: 135-54.
- Güllü G., Mentşe S., 2007. İç Ortam Havasında Biyoaerosol Düzeyleri. VIII. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi/TESKON, İzmir. 359-265.
- Heikkänen M.S.A., Hjelmroos-Koski M.K., Haggblom M.M., Macher J.M., 2005. Bioaerosols. In: Ruzer LS, Harley NH, Eds. Aerosols Handbook. Boca Raton: CRC Press p: 291-342.
- Hodgson, A.T., Rudd A.F., Beal D., Chandra S., 2000. "Volatile organic compound concentrations and emission rates in new manufactured and site-built houses." Indoor Air 10: 178-192. Report No. LBNL-43519.
- Instanes C, Hetland G, Berntsen S, Løvik M, Nafstad P. Allergens and endotoxin in settled dust from day-care centers and schools in Oslo, Norway. Indoor Air 2005;15:356-62.
- Jacobs JH, Krop EJ, Wind SD, Spithoven J, Heederik DJ (2013) Endotoxin levels in homes and classrooms of Dutch school children and respiratory health. Eur Respir J 42: 314-322.
- Jonker, Lotte and Linde, Kimberly J. and de Boer, Annemarijn Rachel and Ding, Er and Zhang, Dadi and de Hoog, Marieke L. A. and Herfst, Sander and Heederik, Dick J. J. and Fraaij, Pieter L. A. and Bluysen, Philomena and Wouters, Inge M. and Bruijning-Verhagen, Patricia, SARS-CoV-2 Incidence in Secondary Schools; the Role of National and School-Initiated COVID-19 Measures and Indoor Air Quality.(2022) Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4204882>
- Kalogerakis N., Paschali D., Lekaditis V., Pantidou A., Eleftheriadis K., Lazaridis M., 2005. Indoor Air Quality Bioaerosol Measurements in Domestic and Office Premises. J Aerosol Sci., 36: 751-61.
- Kausar, M. A., Arif, J. M., Alanazi, S. M., Alshmmry, A. M., Alzapni, Y. A., Alanazy, F. K., Shahid, S. M., & Hossain, A. (2016). Assessment of microbial load in indoor environment of university and hospitals of hail, Ksas. Biochemical and Cellular Archives, 16(1), 177-183.
- Khan A.A.H., Karuppayil S.M., 2012. Fungal Pollution of Indoor Environments and Its Management. Saudi Journal of Biological Sciences, 19: 405-426.

- Kim JL, Elfman L, Norback D. Respiratory symptoms, asthma and allergen levels in schools—comparison between Korea and Sweden. *Indoor Air* 2007; 17:122-9.
- Krop, E. J., Jacobs, J. H., Sander, I., Raulf-Heimsoth, M., & Heederik, D. J. (2014). Allergens and β -glucans in dutch homes and schools: Characterizing airborne levels. *PLoS ONE*, 9(2), e88871.
- Kumar, P., M. A., Kauser, A.B. Singh, R. Singh, Biological contaminants in the indoor air environment and their impacts on human health. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 2021;14:1723-1736.
- Licorish, K., Novey, H.S., Kozak, P., Fairshter, R.D., Wilson, A.F. 1985. Role of *Alternaria* and *Penicillium* spores in the pathogenesis of asthma, *J Allergy Clin Immunol*, 76: 819-825.
- Nielsen, K.F., Gravesen, S., Nielsen, P.A., Andersen, B., Thrane, U., Frisvad, J.C. 1999. Production of Mycotoxins on Artificially and Naturally Infested Building Materials, *Mycopathologia*, 145: 43-56.
- Norback, D., Michel, I., Widstrom, J. 1990. Indoor Air Quality and Personal Factors Related to The Sick Building Syndrome, *Scand. J. Work Environ. Health*, 16: 121.
- Ong S.W.X., Tan Y.K., Chia P.Y., Lee T.H., Ng O.T., Wong M.S.Y., Marimuthu K. Air, Surface Environmental, and Personal Protective Equipment Contamination by Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus 2 (SARS-CoV-2) From a Symptomatic Patient. *JAMA*. 2020;323:1610-1612
- Patchett K, Lewis S, Crane J, Fitzharris P. Cat allergen (Fel d 1) levels on school children's clothing and in primary school classrooms in Wellington, New Zealand. *J Allergy Clin Immunol* 1997;100:755-9.
- Peggy S. Lai, MD, MPH, William J. Sheehan, MD. et al. School Endotoxin Exposure and Asthma Morbidity in Inner-city Children, 2015, 148 P1251-1258.
- Permaul P, Hoffman E, Fu C, Sheehan W, Baxi S, et al. (2012) Allergens in urban schools and homes of children with asthma. *Pediatr Allergy Immunol* 23: 543-549.
- Platts-Mills, T.A.E., Sporik, R., Ingram, J.M. and Honsinger, R. (1995) Dog and cat allergens and asthma among schoolchildren in Los Alamos, New Mexico, USA - altitude 7,200 feet, *International Archives of Allergy and Immunology*, 107, 301-303.
- Pomés A, Mueller GA, Randall TA, Chapman MD, Arruda LK. New insights into cockroach allergens. *Curr Allergy Asthma Rep*. 2017;17(4):25.
- Pomes A, Schulten V, Glesner J, da Silva Antunes R, Sutherland A, Bacharier LB, et al. IgE and T cell reactivity to a comprehensive panel of cockroach allergens in relation to disease. *Front Immunol* 2021;11:621700.
- Rizzo, M.C., Naspitz, C.K., Fernandez-Cal-das, E., Lockey, R.F., Mimica, I. and Sole´, D. (1997) Endotoxin exposure and symptoms in asthmatic children. *Pediatr. Allergy Immunol.*, 8, 121-126.
- Rodríguez-Rajo FJ1, Iglesias I, Jato V., 2005. Variation Assessment of Airborne *Alternaria* and *Cladosporium* Spores at Different Bioclimatical Conditions. *Mycol Res.* 109(4): 497-507.

Rullo VE, Rizzo MC, Arruda LK, Sole ´ D, Naspitz CK. Daycare centers and schools as sources of exposure to mites, cockroach, and endotoxin in the city of Sao Paulo, Brazil. *J Allergy Clin Immunol* 2002;110:582-8.

Salonen H., Duchane C., V. Letourneau, M. Mazaheri, S. Clifford, Morawska, L., Endotoksins in Indoor Air and Settled Dust in Primary Schools in a Subtropical Climate, *Environ.Sci. Technol.*, 2013, 47, 17, 9882-9890.

Seo S, Ji YG, Yoo Y, Kwon MH, Choung JT (2015) Submicron fungal fragments as another indoor biocontaminant in elementary schools. *Environ Sci Process Impacts* 17(6):1164-1172

Sheehan WJ, Rangsithienchai PA, Muilenberg ML, Rogers CA, Lane JP, et al. (2009) Mouse allergens in urban elementary schools and homes of children with asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol* 102: 125-130.

Tortolero SR, Bartholomew LK, Tyrrell S, Abramson SL, Sockrider MM, Markham CM, et al. Environmental allergens and irritants in schools: a focus on asthma. *J Sch Health* 2002;72:33-8.

Verhoeff, A.P., Van Strien, T.T., VanWijnen, J.H. and Brunekreef, B. (1994) House dust mite allergen (Der p I) and respiratory symptoms in children: a case-control study, *Clinical and Experimental Allergy*, 24, 1061-1069.

Van Doremalen N., Bushmaker T., Morris D.H., Holbrook M.G., Gamble A., Williamson B.N., Tamin A., Harcourt J.L., Thornburg N.J., Gerber S.I., et al. Aerosol and surface stability of SARS-CoV-2 as compared with SARS-CoV-1. *N. Engl. J. Med.* 2020;382:1564-1567.

Von Mutius, E. Braun-Fahrlander C., Scheierl R., et al, Exposure to enditoxin or other bacterial componenets might protect against the development of atopy. *Clin Exp Allergy* 2000, 30, 1230-4.

Wangorsch A, Jamin A, Eichhorn S, Pablos I, Sharma S, Schweidler B, et al. Component-resolved diagnosis of American cockroach (*Periplaneta americana*) allergy in patients from different geographical areas. *Front Allergy* 2021;2:691627.coc

WHO, 1989. Housing: Sick Building Syndrome, Local Authorities, Health and Environment Briefing Pamphlet Series, no:2.

World Health Organization, 2009. WHO Guidelines For Indoor Air Quality : Dampness And Mould, Europe.

Zhang L, Chew FT, Soh SY, Yi FC, Law SY, Goh DY, et al. Prevalence and distribution of indoor allergens in Singapore. *Clin Exp Allergy* 1997;27:876-85.

Zhao ZH, Elfman L, Wang ZH, Zhang Z, Norback D. A comparative study of asthma, pollen, cat and dog allergy among pupils and allergen levels in schools in Taiyuan city, China, and Uppsala, Sweden. *Indoor Air* 2006;16:404-13.

Zulli, A., Alexa Bakker, Ratanachat Racharaks, Marina Nieto-Caballero, Mark Hernandez, Richard Shaughnessy, Ulla Haverinen-Shaughnessy, M. Khalid Ijaz, Joseph Rubino, Jordan Pecchia, Occurrence of respiratory viruses on school desks, *American Journal of Infection Control*, Volume 49, Issue 4, 2021, Pages 464-468.

SINIR DEĞER ÖNERİLERİ





Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr

SINIR DEĞER ÖNERİLERİ

TOBB Türkiye İklimlendirme Meclisi İç Hava Kalitesi Komitesi altında kurulan Limit Değerler Çalışma Grubu (LDÇG) iç hava kalitesi alanında uluslararası saygın dergilerde iç hava kirliliği ile ilgili yayınları olma ve hava kirleticilerinin sağlık etkileri konusunda bilgi birikimi sahibi olma kriterlerini sağlayan araştırmacılar arasından geniş bir kirlenici listesini kapsayabilecek şekilde oluşturulmuş; LDÇG, okullarda iç hava kalitesi için uygulanabilecek kirlenici sınır değerlerini ilgili literatürün ve mevcut sınır ve kılavuz değerlerin bir değerlendirmesini yaparak çalışmaya dahil edilmesi gereken iç hava kirlenicilerini belirlemiş, uzmanlık alanlarını da dikkate alarak paylaşmış, belirlenen yöntem ve kısıtlar dahilinde literatür taramasını gerçekleştirerek derlemelerini ve varsa sınır değer önerilerini tartışmaya sunmuşlardır. Grup, her bir kirlenici için yapılan öneriyi tartışıp, irdeleyerek LDÇG kararı niteliğine kavuşturmuştur.

LDÇG tarafından incelenen iç hava kirlenicileri; inorganik gazlar (azot dioksit, karbonmonoksit, karbondioksit, ozon ve radon), organik gazlar (uçucu ve yarı-uçucu organik bileşikler), partikül madde ve biyolojik kirlenicilerden oluşmaktadır. Bu çerçevede toplam 19 kirlenici/kirlenici grubu için değerlendirme yapılmıştır. Bunlar; karbondioksit, karbonmonoksit, azot dioksit, ozon, radon, uçucu organik bileşikler, formaldehit, trihalometanlar, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller, bromlu alev geciktiriciler, organofosfat esterleri, ftalat esterleri, partikül madde, biyoaerosoller (bakteriler, mantarlar, virüsler), mikrobiyal kirleniciler ve allerjenlerdir. Mevcut bilgi birikimine, yani iç hava kirlenici düzeyleri, kirlenici sağlık etkileri, kirlenici düzeyleri ile sağlık etkileri arasında yeterli bilimsel bir temel oluşmuş ise öğrencilerin okullarda geçirdiği süreyi, mevcut sınır/kılavuz değerlerin yaygınlığını ve temel aldıkları sağlık etkilerini dikkate alarak incelemeyi yapan uzman(lar) önerisi ve çalışma grubu kararıyla 11 kirlenici/grubu için sınır değer önerilmiş, 8 kirlenici grubu için önerilmemiştir. Bu kirleniciler için öneri yapılmamış olmasının sebepleri, ilgili bölümlerin sonunda yer alan Tartışma ve Sınır Değer Önerisi başlığı altında açıklanmıştır. Sonuç olarak ortaya çıkan sınır değer önerilerimiz ortalama/maruziyet süreleri ile birlikte Tablo 5.1'de listelenmiştir.

Bununla birlikte, önerilen sınır değerlerin karar verici tarafından uygulanmasına hükmedilmesi durumunda bu sınır değerleri listeleyecek yönetmeliğin aynı zamanda her bir kirlenici özelinde ölçüm/izleme/örnekleme ile ilgili hususları çerçevelemesi gerekmektedir.

Okullarda iç hava kirlenici konsantrasyonlarının belirlenen sınır değerler dahilinde tutulabilmesi için ilk akla gelmesi gereken ve en etkili çözümün mekanik havalandırma tesisatı tasarlanarak kurulması olduğu tüm dünyada bilinmekte ve uygulanmaktadır. Dolayısıyla, yukarıda bahsi geçen yönetmeliğin okullarda havalandırma ile ilgili hususları da düzenlemesi gerektiği değerlendirilmektedir. Mekanik havalandırma tasarımının kişi başına veya birim alan başına taze hava debisi belirleme usulünü değil iç hava kalitesini esas alması, yani tasarım parametrelerinin sınır değer önerilen kirleniciler olması gerektiği aşikârdır. Bu kirlenicilerden CO₂, gelişmiş sensör teknolojisi ve ticari olarak mevcut olması sebebiyle halihazırda kullanılmaktadır. Ancak, diğer kirleniciler için de, özellikle partikül madde, NO₂, O₃, uçucu organik bileşikler için de sensör teknolojisi ilerlemiş, uygun maliyetli bir hale gelmekte olup yakın gelecekte doğruluk ve kesinliklerinin de istenen seviyelere ulaşacağı beklenmektedir. Dolayısıyla yönetmeliğin, o zaman geldiğinde, havalandırma cihazlarının karbondioksit ile birlikte diğer kirlenici sensörlerinin sağlayacağı ölçüm değerlerini kullanarak özellikle sınıflarda sınır değerleri sağlamak üzere tasar-

lanıp uygulanmalarını şimdiden düzenlemesi veya düzenlenmek üzere kapıyı açık bırakacak maddeler içermesinin gerekliliği de önemli bulunmaktadır. Başka ülkelerde okul havalandırmasını düzenleyen mevcut yönetmelikler arasında yukarıda tarif ettiğimiz usulü benimsemiş olan Birleşik Krallık Eğitim Bakanlığının BB-101 düzenlemesi öne çıkmaktadır.

Ne var ki, halkın çoğunluğu büyük şehir merkezlerinde yaşamaktadır. Buralarda hava kirliliği sanayi bölgelerindekiler ile yarışan düzeylerde olup kaynak şiddeti şehirlerde daha güçlü bazı kirleticiler için daha da yüksek olabilmektedir. Hatta, kentsel hava kirliliği Dünya Sağlık Örgütü tarafından bir kanserojen olarak nitelendirilmektedir. Dolayısıyla havalandırma, kentsel alan ve sanayi bölgeleri gibi dış havanın kirli olduğu yerlerdeki okullarda tüm kirleticiler için topyekün bir çare olmayacağından ek tedbirler gerektirecektir. Yani, havalandırma tesisatının dış havayı içeriye vermeden önce arıtacağı süreçleri içermesi gerekecektir. Bahsi geçen yönetmeliğin bu hususta da bir açık kapı bırakması beklentimizdir.

Tablo 5.1. Okullar için önerilen iç hava kalitesi sınır değerleri

Kirletici Grubu	İç Hava Kirleticisi	Birim	Önerilen Sınır Değer	Ortalama/ Maruziyet Süresi ¹
İnorganik ve Organik Gazlar	CO ₂	ppm	1.000	Anlık ²
	CO	ppm	30	1 saat
			9	8 saat
	NO ₂	ppb	100	1 saat
			–	8 saat
	O ₃	ppb	90	1 saat
			70	8 saat
	Radon ³	Bq/m ³	150	48 saat ⁴
	Benzen	µg/m ³	5	8 saat
	Etilbenzen	µg/m ³	1000	8 saat
	Formaldehit	µg/m ³	100	8 saat
	Ksilenler (o-, m-, p-izomerleri toplamı)	µg/m ³	100	8 saat
	Toluen	µg/m ³	5000	8 saat
	Trikloroetilen	µg/m ³	2	8 saat
Tetrakloroetilen	µg/m ³	40	8 saat	
T(TE)UOB ⁵	µg/m ³	500	8 saat	
Trihalometanlar ⁶	µg/m ³	200	8 saat	
Partikül Madde	PM _{2.5}	µg/m ³	15	8 saat
	PM ₁₀	µg/m ³	45	8 saat
Mikrobiyolojik Kirleticiler	Bakteri	CFU/m ³	1000	bkz. ^{7,8}
	Mantar	CFU/m ³	1000	bkz. ^{7,8}

¹ Okul eğitim saatleri içerisinde

² En fazla 1 dakikalık ortalama

³ Radon riski olan yerlerdeki okullar için önerilmiştir.

⁴ Sadece okul saatlerinde toplam 48 saat.

⁵ Toplam (toluen eşdeğeri) uçucu organik bileşik konsantrasyonu

⁶ Okullarda kapalı yüzme havuzları için önerilmiştir.

⁷ Aktif yöntem ile 1 ila 10 dk örnekleme, örnekleme süresi ortalaması

⁸ Pasif yöntem ile 8 saatlik örnekleme



Türkiye Odalar ve Borsalar Birliği
www.tobb.org.tr