ÇEVRE BİLİMLERİ VE MÜHENDİSLİĞİNDE GÜNCEL VE DİSİPLİNLERARASI BİLİMSEL YAKLAŞIMLAR

Editör:
Prof. Dr. Ali BİLGİLİ



BİDGE Yayınları

BİDGE Yayınları

Çevre Bilimleri ve Mühendisliğinde Güncel Ve Disiplinlerarası Bilimsel Yaklaşımlar

Editör: ALİ BİLGİLİ

ISBN: 978-625-5057-41-9

1. Baskı
Sayfa Düzeni: Gözde YÜCEL
Yayınlama Tarihi: 2026-10-25
BİDGE Yayınları

Bu eserin bütün hakları saklıdır. Kaynak gösterilerek tanıtım için yapılacak kısa alıntılar dışında yayıncının ve editörün yazılı izni olmaksızın hiçbir yolla çoğaltılamaz.

Sertifika No: 71374
Yayın hakları © BİDGE Yayınları
www.bidgeyayinlari.com.tr - bidgeyayinlari@gmail.com
Krc Bilişim Ticaret ve Organizasyon Ltd. Şti.
Güzeltepe Mahallesi Abidin Daver Sokak Sefer Apartmanı No: 7/9 Çankaya / Ankara

ÖNSÖZ

Su kaynaklarının sürdürülebilir yönetiminde atık suların etkin biçimde arıtılması ve yeniden kullanılması giderek daha önemli hale gelmektedir. Atık suların yalnızca uzaklaştırılması gereken bir atık olarak değil, döngüsel ekonomi ve sürdürülebilir su yönetimi kapsamında geri kazanılabilir bir kaynak olarak değerlendirilmesi gerekmektedir. Doğa temelli atık su arıtma teknolojileri arasında yer alan vermifiltrasyon; toprak solucanları, mikroorganizmalar ve filtre ortamı arasındaki etkileşime dayanan biyolojik bir arıtma yöntemidir. En son bilimsel kaynaklardan hazırlanarak yazılmış olan bu kitap bölümünde vermifiltrasyon teknolojisi, vermifiltrede kirletici giderim mekanizmaları, vermifiltre tasarımı, vermifiltre uygulamaları ve sınırlamaları ele alınmıştır.

Küresel iklim değişikliği ve hızlı kentleşme dinamikleri 21. yüzyılda insanlığın karşı karşıya kaldığı en kritik eşiklerden birini oluşturur. Su, iklim değişikliğinin etkilerinin en doğrudan ve en yıkıcı hissedildiği birincil mecra olarak öne çıkmaktadır. Suyun yerinde tutulması, sızdırılması, depolanması ve yeniden kullanılması hedeflenir. Bu kitap bölümünde ise iklim krizinin kentsel su döngüsü üzerindeki etkileri, su kalitesinin iyileştirilmesi, suya duyarlı kentsel planlama ve doğa temelli çözümler bilimsel kaynaklardan alıntılarla detaylı şekilde irdelenmiştir.

Tekstil endüstrisi, dünya genelinde ekonomik büyümeye ve istihdama önemli katkılar sağlayan stratejik sektörlerden biri olmasının yanı sıra, yüksek su tüketimi ve kompleks karakterde atık su oluşumu nedeniyle çevresel etkileri yüksek olan endüstriyel faaliyetler arasında yer almaktadır. Yine ayrı bir kitap bölümü olarak hazırlanan bu bölümde ise; tekstil atık sularının özellikleri, anaerobik arıtma süreçleri ve mekanizmaları, anaerobik reaktör teknolojileri, anaerobik aerobik hibrit sistemler, anaerobik arıtma

performansını etkileyen işletme parametreleri, anaerobik arıtmanın avantajları, sınırlılıkları ve gelecek perspektifi bilimsel kaynaklardan yararlanılarak özgün bir biçimde incelenmiştir.

Per- ve polifloroalkil maddeler (PFAS), çok çeşitli endüstriyel ve ticari uygulamalarda uzun yıllardır kullanılan geniş bir sentetik kimyasal grubudur. PFAS'ların sahip olduğu fizikokimyasal özellikler, yangın söndürme köpükleri, tekstil ürünleri, gıda ambalajları, yapışmaz yüzey kaplamaları ve çeşitli endüstriyel uygulamalarda yaygın biçimde kullanılmalarına olanak sağlamıştır. Bununla birlikte, uzun yıllar boyunca devam eden üretim ve kullanım süreçleri, bu bileşiklerin çevresel ortamlara yayılmasına ve insan maruziyetinin giderek daha önemli bir araştırma konusu hâline gelmesine yol açmıştır. Bu kitap bölümünde ise PFAS maruziyetinin insan sağlığı üzerindeki etkileri konuyla ilgili önemli bilimsel kaynaklar ışığında kapsamlı şekilde derlenmiştir.

Küresel ölçekte kentleşme, ekonomik büyüme ve yaşam standartlarındaki iyileşme gibi faktörler, tüketici talebini önemli ölçüde artırmakta ve bu da katı atık üretiminde büyük bir artışa neden olmaktadır. Atığın türüne ve özelliklerine bağlı olarak, malzeme geri kazanımı, yeniden kullanım, geri dönüşüm ve enerji geri kazanımı gibi uygulamalar yoluyla ekonomik değeri korumak ve kaynak verimliliğini artırmak mümkündür. Bu kitap bölümünde ise sürdürülebilir atık yönetimi ve döngüsel ekonomi yaklaşımı çerçevesinde, farklı atık türlerinden kaynak ve enerji geri kazanımına yönelik uygulamalar bilimsel kaynaklardan alıntılarla detaylı şekilde irdelenmiştir.

Prof. Dr. ALİ BİLGİLİ

ANKARA ÜNİVERSİTESİ

İÇİNDEKİLER

ATIK SU ARITIMINDA VERMİFİLTRE KULLANIMI 1
MEHMET AŞKIN, MUTLU YALVAÇ

İKLİM DEĞİŞİMİ SÜRECİNDE KENTSEL SU YÖNETİMİ .. 34
SERPİL SAVCI

TEKSTİL ATIKSULARININ ANAEROBİK ARITIMI: BİYOLOJİK MEKANİZMALAR, REAKTÖR TEKNOLOJİLERİ VE HİBRİT SİSTEMLER 44
ZEYNEP MELTEM ERSÖZ, FATMA TOSUN, GÜL KAYKIOĞLU

PFAS VE İNSAN SAĞLIĞI: GÖRÜNMEZ MARUZİYETTEN SİSTEMİK TOKSİSİTEYE 80
BAHAR İKİZOĞLU

DÖNGÜSEL EKONOMİ YAKLAŞIMIYLA MALZEME VE ÜRÜN BAZLI ATIKLARIN SÜRDÜRÜLEBİLİR GERİ KAZANIM UYGULAMALARI 107
TÜLAY YILMAZ, SEREN ACARER ARAT

BÖLÜM 1

ATIK SU ARITIMINDA VERMİFİLTRE KULLANIMI

Mehmet Nurettin AŞKIN[1]
Mutlu YALVAÇ[2]

GİRİŞ

Su, yaşamın sürdürülmesi, gıda üretimi, enerji temini ve ekosistemlerin devamlılığı açısından vazgeçilmez bir doğal kaynaktır. Ancak nüfus artışı, hızlı kentleşme, sanayileşme ve iklim değişikliği gibi küresel eğilimler, kullanılabilir su kaynakları üzerindeki baskıyı her geçen gün artırmaktadır. Birleşmiş Milletler raporları, dünya genelinde su stresinin arttığını ve birçok bölgede su güvenliğinin önemli bir çevresel ve sosyoekonomik sorun haline geldiğini ortaya koymaktadır (UNESCO, 2024).

Günümüzde temiz su kaynaklarının önemli bir bölümü evsel, endüstriyel ve tarımsal faaliyetler sonucunda atıksuya dönüşmekte;

[1]Yüksek Lisans Öğr., MEÜ Fen Bilimleri Ens., Çevre Mühendisliği Anabilimdalı, Orcid: 0000-0002-3696-9118
[2]Doç. Dr., MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü, Orcid: 0000-0002-1281-5712

iklim değişikliğine bağlı olarak değişen yağış rejimleri, kuraklık olayları ve artan buharlaşma oranları su rezervleri üzerindeki baskıyı daha da artırmaktadır. Dolayısıyla günümüzün temel sorunu suyun miktarından çok, erişilebilir ve kullanılabilir nitelikteki suyun korunmasıdır.

Su kaynaklarının sürdürülebilir yönetiminde atıksuların etkin biçimde arıtılması ve yeniden kullanılması giderek daha önemli hale gelmektedir. Arıtılmadan alıcı ortamlara verilen atıksular, yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarının kalitesini olumsuz etkilemekte; buna karşılık uygun arıtma teknolojileri ile yeniden kullanım potansiyeline sahip alternatif bir su kaynağına dönüştürülebilmektedir (Mateo-Sagasta vd., 2015; UNESCO, 2017). Bu nedenle atıksuların yalnızca uzaklaştırılması gereken bir atık olarak değil, döngüsel ekonomi ve sürdürülebilir su yönetimi kapsamında geri kazanılabilir bir kaynak olarak değerlendirilmesi gerekmektedir.

Atıksu arıtımında aktif çamur sistemleri, biyofilm reaktörleri, membran biyoreaktörler ve ileri arıtma teknolojileri yaygın olarak kullanılmaktadır. Bununla birlikte bu sistemler yüksek yatırım ve işletme maliyetleri, enerji tüketimi, arıtma çamuru oluşumu ve uzman işletme gereksinimi gibi dezavantajlara sahiptir (Tchobanoglous vd., 2014). Özellikle gelişmekte olan ülkelerde, kırsal alanlarda ve küçük ölçekli yerleşimlerde bu durum, ekonomik ve çevresel açıdan daha sürdürülebilir alternatif teknolojilere olan ihtiyacı artırmaktadır. Bu kapsamda doğal süreçlerden yararlanan, düşük enerji gereksinimine sahip ve işletme kolaylığı sunan doğa temelli arıtma sistemleri giderek daha fazla önem kazanmaktadır (Vymazal, 2007).

Doğa temelli atıksu arıtma teknolojileri arasında yer alan vermifiltrasyon (VF), toprak solucanları, mikroorganizmalar ve filtre ortamı arasındaki etkileşime dayanan biyolojik bir arıtma yöntemidir. Vermifiltrasyon sistemlerinde organik maddelerin

parçalanması, askıda katı maddelerin tutulması, patojenlerin azaltılması ve besin elementlerinin giderimi biyolojik, fiziksel ve biyokimyasal süreçlerin birlikte etkisiyle gerçekleşmektedir (Sinha vd., 2008a; Jiang vd., 2016; Singh vd., 2019a; Saapi vd., 2024). Düşük enerji gereksinimi, düşük çamur üretimi, organik madde giderim kapasitesi ve oluşan vermikompostun yeniden değerlendirilebilmesi gibi avantajları nedeniyle vermifiltrasyon sistemleri, sürdürülebilir atıksu yönetimi alanında umut vadeden teknolojilerden biri olarak değerlendirilmektedir (Arora and Saraswat, 2021; Chowdhury vd., 2022; Gutiérrez vd., 2023).

Son yıllarda evsel, endüstriyel ve tarımsal kaynaklı farklı atıksuların arıtımında vermifiltrasyon sistemlerinin performansını değerlendiren çalışmaların sayısı önemli ölçüde artmıştır (Miito vd., 2021; Samal vd., 2018; Singh vd., 2019a). Bu bölümde öncelikle vermifiltrasyon sistemlerinin çalışma prensipleri açıklanmış, ardından kirletici giderim mekanizmaları ve sistem performansını etkileyen temel faktörler değerlendirilmiştir. Daha sonra literatürde rapor edilen uygulama örnekleri incelenmiş, teknolojinin avantajları ve mevcut sınırlılıkları tartışılmıştır. Son olarak vermifiltrasyon sistemlerinin geliştirilmesine yönelik araştırma gereksinimleri ve gelecekteki uygulama potansiyeli güncel literatür ışığında ortaya konulmuştur.

VERMİFİLTRASYON TEKNOLOJİSİ

İlk kez 1992 yılında Prof. Jose Toha tarafından atık su arıtımında kullanımı tanımlanan vermifiltrasyon (VF), sıvı atıkların arıtımında düşük maliyetli ve sürdürülebilir bir teknoloji olarak öne çıkmaktadır. VF sistemleri; doğal yapıları, düşük mekanik ekipman gereksinimi ve kolay işletme-bakım özellikleri sayesinde alternatif bir arıtım yöntemi olarak değerlendirilmektedir. Ayrıca, başlangıçta düşük organik yükleme oranları uygulanarak solucanların tolerans

sınırları korunmakta ve zamanla dirençli bileşiklerin parçalanmasını sağlayan mikrobiyal toplulukların gelişimi desteklenmektedir. Bu süreçte solucanlar, sistemin temel biyolojik bileşeni olarak kritik bir görev üstlenmektedir.

Araştırmalar, solucanların organik atıkların biyolojik bozunma ve ayrışma süreçlerini yaklaşık %60–80 oranında hızlandırabildiğini göstermektedir. Bunun yanı sıra, solucan popülasyonunun artışıyla birlikte ayrıştırıcı mikroorganizmaların sayısı ve aktivitesi de önemli ölçüde artmakta, böylece sistem içerisindeki biyolojik arıtma kapasitesi güçlenmektedir. Solucanlar ve mikroorganizmalar arasında oluşan bu simbiyotik ilişki, organik kirleticilerin daha kısa sürede stabilize edilmesini sağlayarak atık arıtma veriminin artırılmasına katkıda bulunmaktadır.

Geleneksel bir atıksu arıtma tesisi askıda katıların çöktürülmesi, organik maddenin giderimi ve dezenfeksiyon olmak üzere üç temel kısımdan oluşmaktadır. VF teknolojisi tüm arıtma biçimlerini tek bir ünitede birleştirerek maliyeti ve arazi kullanımını büyük ölçüde azaltır. Atık suyun karıştırılması, havalandırılması ve arıtma çamuru olmadığından enerji ihtiyacı sınırlıdır. Aira ve ark., (2007), solucan aktivitesi, mikrobiyal biyokütle ve solucan kompostunda bulunan çeşitli enzimatik aktivitelerin aktivasyonu ve dinamikleri arasındaki ilişkileri incelemiştir (Aira vd., 2007). Sistem içerisindeki solucanlar mikroorganizmaların çoğalmasını ve mikrobiyal enzimlerin aktivasyonunun artmasını desteklemektedir. Solucanların vücutları bir “biyofiltre” görevi görür ve tüm kentsel ve çeşitli endüstriyel atık sularını arıtarak atık sudan BOD'yi %90'ın üzerinde, COD'yi %80-90, TDS'yi %90-92 ve TSS'yi %90-95 oranında uzaklaştırabilir (Sinha et al, 2008a). Solucanlar ayrıca, kazma eylemleriyle havalandırmayı iyileştirerek atık biyokütlede yararlı mikroorganizmaların (bakteriler, aktinomisetler ve mantarlar) büyümesini teşvik eder. Havalandırıcı, öğütücü, kırıcı, kimyasal bozucu ve biyolojik uyarıcı görevi görürler. Solucan

dışkısına solucan gübresi denir. Solucan gübreleri, besin maddelerinin varlığı, ince öğütülmüş/kısmen işlenmiş organik maddenin toprakla karışımı ve mikrobiyal yoğunluk bakımından zengin olmasıyla karakterize edilir.

Bu yeni VF teknolojisi, "Aktif Çamur", "Havalandırılmış Lagünler" ve "Döner Biyolojik Temas Cihazları" (Wang vd., 2010) gibi geleneksel teknolojilere göre çeşitli avantajlara sahiptir. Bu işlem sırasında, besleme materyalinde bulunan azot, potasyum, fosfor ve kalsiyum gibi önemli bitki besin maddeleri, mikrobiyal etki yoluyla bitkilerin kolaylıkla alabileceği formlara dönüştürülür. İşlem sırasında arıtılmış su büyük oranda dezenfekte edilir. Solucanlar, bağırsaklarında milyonlarca ayrıştırıcı mikrobu barındırır ve bunları azot ve fosfor gibi besin maddeleriyle birlikte dışkılarıyla toprağa atarlar. Solucan içeren bir toprağa organik atık uygulandığında, basit bileşikler bakteriler tarafından kolayca parçalanırken, karmaşık atıklar önce solucanlar tarafından üretilen enzimler tarafından daha basit olanlara ayrıştırılır ve daha sonra bakteriler tarafından parçalanır. Solucanların bağırsakları çok çeşitli mikroorganizmalar, enzimler, hormonlar vb. barındırdığı için, bu yarı sindirilmiş substrat hızla ayrışır ve kısa sürede bir tür solucan gübresine dönüşür (Bhatia vd., 2013). Solucanların bağırsaklarında baskın olarak bulunan aerobik bakteriler fazla miktarda biyokütle üretir bu da organik atıkların ayrışmasını hızlandırır.

Bu biyolojik yapı sayesinde VF sistemleri, dış müdahaleye ve yüksek enerji kullanımına duyulan ihtiyacı önemli ölçüde azaltmaktadır. Solucanların organik maddeleri parçalayarak mikrobiyal aktiviteyi artırması, sistemin sürekli olarak kendini yenilemesine ve arıtma performansını sürdürebilmesine katkı sağlamaktadır. Ayrıca oluşan biyolojik faaliyetler filtrasyon ortamının geçirgenliğini koruyarak tıkanma riskini azaltmakta ve sistemin uzun süre stabil şekilde çalışmasına yardımcı olmaktadır.

VF teknolojisinin düşük enerji gereksinimi, minimum çamur oluşumu, düşük işletme maliyeti ve yüksek biyolojik arıtma kapasitesi gibi avantajları, bu sistemi özellikle sürdürülebilir atık su yönetimi uygulamalarında öne çıkarmaktadır. Bu nedenle vermifiltrasyon, yalnızca bir arıtma yöntemi değil; doğal süreçlerden yararlanan, ekolojik dengeyi destekleyen ve kaynak geri kazanımını teşvik eden yenilikçi bir biyoteknolojik yaklaşım olarak değerlendirilmektedir.

VERMİFİLTREDE KİRLETİCİ GİDERİM MEKANİZMALARI

Solucan filtrasyonu, genel olarak atık suyun arıtılmasının solucanlar ve mikroplar arasındaki simbiyotik ilişkiler yoluyla gerçekleştirildiği süreç olarak adlandırılır. Yatağa yerleştirilen solucan, toprağı yer ve daha sonra çamur veya atık su şeklinde sağlanan kirleticilerle birlikte toprağı taşlıklarında öğütür (Dash, 1978, Sinha vd., 2008a). Solucanlar, yutma ve daha sonra dışkılama sürecinde, sağlanan substratın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini de değiştirir (Edwards, 1997, Liu vd., 2012). Kompost, toprak veya yapay ortamdan oluşan yatak ortamı, destek matrisi görevi görür ve solucanlar ve mikroorganizmalar için besin kaynağı olarak kullanılarak kirlilik seviyesinin azaltılmasına yardımcı olur. Yatak ortamının besin olarak kullanılması, solucanların ve mikroorganizmaların büyümesine ve üremesine yardımcı olur (Liu vd., 2013, Zhao vd., 2010). Yatak ortamının ayrıca besin maddelerinin uzaklaştırılmasını artıran bir sorpsiyon ortamı görevi gördüğü de bildirilmiştir (Singh vd., 2019a, Singh vd., 2019b, Wang vd., 2010). Solucan faaliyetleri nedeniyle yatağın artan gözenekliliği, organik maddeler ve askıda katı maddeler gibi kaba kirleticilerin elenmesini sağlar ve bunlar daha sonra solucanlar tarafından tüketilir. Yutma ve daha sonra dışkılama sürecinde, katı

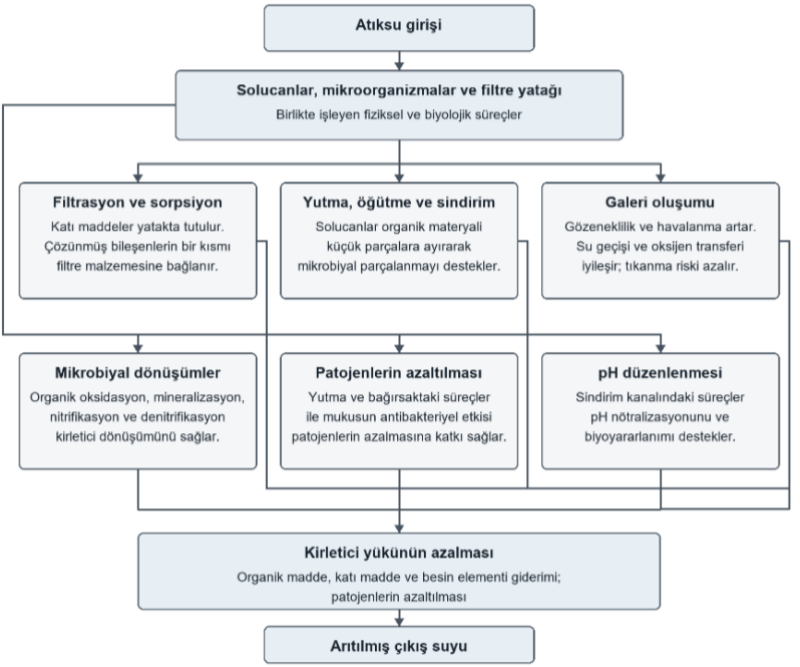
maddelerin öğütülmesi daha ince parçacıklarla sonuçlanır. Bu süreç, solucan yatağının özgül yüzey alanını daha da artırır. Solucan gübresinin yatak malzemesi ile karışmasıyla yatağın sorpsiyon kapasitesi artar (Jiang vd., 2016, Singh vd., 2018). Öte yandan, çözünmüş katı maddelerin çoğu eleme tabakasından geçemez, ancak daha sonra kısmen adsorpsiyon mekanizması yardımıyla destekleyici matris tarafından tutulur ve geri kalanı solucan ve mikroorganizmaların simbiyotik faaliyetleri sonucu parçalanır (Arora vd., 2014a).

Solucanların jeomikrobiyal filtrenin zaten mevcut olan mikro ortamına dahil edilmesi, toprak yutma ve mikroorganizmalar tarafından kirleticilerin parçalanması olmak üzere iki ana sürecin ortaya çıkmasına neden olur (Şekil 1) (Singh vd., 2019a). Solucan filtresinde, solucanlar birçok faydalı faaliyet gerçekleştirir. Örneğin, toprak yutma, yutulan toprağın öğütülmesi, bağırsak mikroorganizmalarının eklenmesi ve toprağın dışkı olarak atılması, sırasıyla gerçekleşir (Sinha vd., 2008a, Xing vd., 2014). Solucanların tünel açma eylemleriyle ortama çözünmüş oksijenin eklenmesi, aerobik parçalanma faaliyetlerini yoğunlaştırır ve ayrıca uygun koşullar sağlayarak mikrobiyal popülasyonu çeşitlendirir (Singh vd., 2018). Yataklama ortamının özgül yüzey alanındaki artışın ve giriş suyuyla taşınan katı maddelerin yanı sıra, solucanların kazma eylemi hidrolik iletkenliği de iyileştirir. İletkenlikteki iyileşme, istenen bekleme süresinin elde edilmesine ve tıkanmanın önlenmesine yardımcı olur. Hidrolik iletkenlikteki değişikliklerden kaynaklanan değişimler, atık suyun verimli bir şekilde arıtılmasına da katkıda bulunur (Aira ve Domínguez, 2009). Solucanların neden olduğu bir diğer önemli değişiklik ise, yeni oluşan tüneller ve kanallar sayesinde maksimum temas sağlayarak daha fazla oksijenin çözünmesidir (Singh vd., 2018, 2019a). Ayrıca, solucanların solucan yatağına eklenmesi, yatakta koloniler oluşturan ve nitrifikasyon, denitrifikasyon, organik oksidasyon vb. birçok mekanizmayı

başlatan mikroorganizmaların sayısını artırır. Başlatılan mekanizmalar, besin maddelerinin, organik maddelerin ve katı maddelerin uzaklaştırılmasına katkıda bulunur (Arora vd., 2014a).

Solucanın vücudundan salgılanan mukus, mikroorganizmaların eklenmesine ve faydalı olanların hayatta kalmasına neden olur. Eklenen mikroorganizmalar ve enzimler, bağırsak bölümünden gelen mukusla birlikte, atık suda bulunan kirleticilerin mineralizasyonuna yardımcı olur (Arora vd., 2014b). Ayrıca mukusun antibakteriyel niteliği patojenleri öldürmeye yardımcı olur ve mukusta hayatta kalabilen faydalı bağırsak mikroorganizmalarının büyümesini destekler. Ek olarak, mukus yapışkan ve sümüksü özellikleri nedeniyle hareket etmelerine izin vermeyerek bakteri hücrelerini öldürür. Mukus, yalnızca aerobik mikroorganizmalar için sağlıklı bir ortam sağlar ve bu da anaerobik aktiviteleri engeller. Mukus, glukoproteinler, amino asitler ve küçük protein ve glikozidik moleküller içerdiğinden, mikrobiyal bozunma için C/N oranlarının korunmasına yardımcı olur (Bajsa vd., 2003 , Wang vd., 2011). Ek olarak, patojenler solucanlar tarafından yutulur ve daha sonra bağırsakta öldürülür (Singh vd., 2018). Solucanın sindirim kanalı, kursağından salınan kalsiyum sayesinde pH nötralizasyonuna yardımcı olan nötralizasyon yeteneklerine de sahiptir. Nötralizasyon, daha fazla bozunma için mevcut olmayan bileşiklerin biyoyararlanımına yardımcı olur (Singh ve Kaur, 2014, Singh vd., 2018). Vermifiltrasyonda yer alan mekanizmalar Şekil 1'de özetlenmiştir.

Şekil 1 Vermifiltrasyonda kirletici giderim mekanizmalar



VERMİFİLTRE TASARIMI

Vermifiltrasyon, atık suyun arıtılması için ekonomik açıdan uygun fiyatlı ve çevresel açıdan sürdürülebilir bir teknolojidir. Ancak bu sistemin uzun vadeli etkili performansı ve saha ölçeğinde uygulanması, bazı yapısal ve işlevsel sınırlamalar nedeniyle hala bir zorluk olmaya devam etmektedir. Filtrasyon, toplam katı maddelerin uzaklaştırıldığı bir işlemdir. VF ünitesi sadece filtrasyon yapmakla kalmaz, aynı zamanda BOD (Biochemical Oxygen Demand, Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), COD (Chemical Oxygen Demand, Kimyasal Oksijen İhtiyacı), bulanıklık ve pH'ı da düzenler. Geleneksel sistemlerde işletim maliyeti yüksektir. Atık su arıtımında VF'nin en büyük avantajı düşük enerji tüketimi ve arıtma çamuru oluşmamasıdır.

Tasarım Parametreleri

- Hidrolik Bekleme Süresi (HRT)

Hidrolik bekleme süresi (HRT), atık suyun solucanların yaşadığı aktif katmanda geçirdiği ortalama süreyi ifade eder. Uygun bir mikrobiyal topluluk, ancak daha uzun HRT sağlanarak yeterli temas süresi sunulduğunda VF'de kurulabilir. Bu büyük ölçüde, solucan reaktörüne giren atık suyun akış hızına ve kullanılan filtre ortamının hacmine bağlıdır. Hidrolik bekleme süresi çok kritiktik bir parametredir. Atıksuyun solucanların bulunduğu ortamla temasının sağlandığı bu sürede BOD, COD, TDS ve diğer organik maddeleri ve patojenleri azaltmak için fiziksel ve biyokimyasal süreçler gerçekleşir. Maksimum HRT, VF yatağına atık su deşarj hızının yavaşlamasından ve dolayısıyla yatağa süzülmenin yavaşlamasından kaynaklanabilir. VF yatağının hacminin ve canlı solucanların boyutunun ve sayısının artırılması HRT'nin kısalmasını sağlayabilir (Brown vd., 2000).

$$\mathrm{HRT} = \frac{\mathrm{p} \times \mathrm{Vs}}{\mathrm{Q}}$$

HRT: Hidrolik bekleme süresi (saat)

Vs: Filtre ortamının hacmi (m^3)

p: ortamın gözenekliliği

Q: VF yatağından geçen atık suyun debisi (m^3/saat)

- Hidrolik Yükleme Oranı (HLR)

Birim zamanda arıtma yüzeyine uygulanan atık su miktarını tanımlar. Hidrolik yükleme oranı (HLR), belirli bir VF'nin belirli bir süre içinde arıtabileceği atık su hacmi ve miktarıdır. HLR'nin

optimum tasarımı, solucan reaktörünün yüksek arıtma verimliliğinin korunmasında önemli bir rol oynar. HLR büyük ölçüde solucan yatağı malzemelerinin özelliklerine, yani gözenek boyutuna ve dağılımına, dokusuna, yapısına, yoğunluğuna bağlıdır (Sinha vd., 2008). HLR'deki artış, giriş suyunun solucanlarla temas süresini (HRT) azaltır ve bu da reaktörün verimliliğini düşürür. Bu nedenle, organik maddelerin ve patojenlerin son ürünlere dönüştürülmesi için daha yüksek temas süresi sunan bir HLR seçilmelidir.

$$\mathrm{HLR} = \frac{\mathrm{V}}{\mathrm{A} \times \mathrm{T}}$$

HLR: Hidrolik yükleme oranıdır (m3/m2/gün)

V: Atıksu hacmi (m^3)

A: VF yatağının alanı (m^2)

T: Atıksuyun VF'den geçmesi için geçen süre (saat)

- Toprak Solucanı Türleri ve Stok Yoğunluğu

Arıtma sürecinde kullanılan spesifik solucan türlerini ve birim hacim/alan başına düşen solucan miktarını belirtir. Toprak solucanlarının özel kazma özellikleri vardır. Bu nedenle, çeşitli toprak solucanı türlerinin arıtma süreçleri üzerinde farklı etkileri vardır. Birkaç çalışmada, daha yüksek nem seviyelerinde atık suyu arıtma yeteneğine sahip toprak solucanlarının *Eisenia fetida, Perionyx sansibaricus, Lumbricus rubellus, Eudrilus eugeniae ve Eisenia hortensis* olduğu gözlemlenmiştir.

Eisenia fetida ve *Eisenia andrei* gibi epijenik solucan türleri, diğer türlere kıyasla organik açıdan zengin substratları tercih etmeleri nedeniyle biyokütlenin ayrışması için daha uygundur (Sinha vd., 2008). Bu nedenle, epijenik türler, VF içindeki atık malzemenin bozunması için daha yaygın olarak kullanılır. Solucan

yükü veya stok yoğunluğu (SD), VF'nin verimli çalışması için önemli faktörlerden biridir. Eğer solucan sayısı çok fazla ise bu durum solucanların sınırlı yaşam alanı ve kaynaklarla hayatta kalabilmek için rekabet etmesine bu da ölüm oranında artışa neden olur. Larva üretiminde ve büyüme oranında azalmaya yol açabilir. Öte yandan, solucan sayısındaki azalma, filtrenin arıtma verimliliğini olumsuz etkiler. Sinha vd. (2008), VF'ye nispeten yüksek sayıda solucan (en az 15.000-20000 solucan/m3) aşılanması gerektiğini öne sürmüştür. Nie vd. (2015) tarafından yapılan bir çalışmada, evsel atık suyun VF'si için optimum solucan yoğunluğunun 12,5 g/L olduğu gözlemlenmiştir. Arora vd. (2014a), patojenleri ve organikleri uzaklaştırmak için bir vermifiltrasyon sisteminde 1000 solucan/m^3 kullanmıştır. Xing vd. (2012), sıvı haldeki kanalizasyon çamurunu arıtmak için 40 g/L *Eisenia fetida* aşılamıştır. Liu ve ark., 2012, fazla çamuru arıtmak için 32 g/L taze solucan yoğunluğu kullanmıştır.

- Filtre Ortamı (Yatak)

Atık suyun süzüldüğü ve biyofilm oluşumunun gerçekleştiği çakıl, kum veya talaş gibi katmanlı yapıları ifade eder. VF'de patojenlerin uzaklaştırılması, doğal ölüm, avlanma veya filtre malzemesinin fizikokimyasal özellikleriyle yakından ilişkilidir (Garkal vd., 2015). Filtre ortamı ayrıca solucanların optimum büyümesi ve canlılığı için gerekli substratları sağlar ve solucanların hayatta kalması için dış çevre koşullarını değiştirmede önemli bir rol oynar. Bu nedenle, yüzey alanı, gözeneklilik, parçacık boyutu, pH ve organik madde içeriği gibi yatak malzemelerinin özellikleri, solucan ekosistemleri içindeki mikrobiyal topluluk yapısının oluşumunu ve ayrıca arıtma performansını da etkiler (Tomar & Suthar, 2011). Filtre yatağında büyük boyutlu malzemeler kullanılmamalıdır çünkü üst kaba tabakanın yüzey alanı

biyofilmlerin büyümesi için yetersiz hale gelir. Benzer şekilde, organik toprak gibi küçük taneler, biyofilm oluşumu için daha yüksek bir özgül yüzey alanı sağlayabilir; daha dar gözenek çapları ise yüzey birikimlerinin oluşmasına ve gözenek tıkanmasına neden olabilir. Atık suyun arıtılması için VF işleminde nehir yatağı malzemesi, odun kömürü, cam topları, çamur topları, seramik ve kuvars kumu gibi çeşitli filtre ortamı türleri de kullanılır.

- Çevresel Koşullar (pH, Sıcaklık, Organik Karbon Kaynağı)

Sistemin biyolojik aktivitesini doğrudan etkileyen asitlik derecesi ve ortam sıcaklığı gibi dış faktörleri tanımlar.

Organik karbon kaynağı; biyolojik atık su arıtma süreci, mikrobiyal aktivite için gerekli olan organik karbon kaynaklarının türlerine bağlıdır. Giriş suyundaki düşük C/N oranı, besin maddesi uzaklaştırma verimliliğinin düşük olmasına neden olabilir (Wang vd., 2016). Pirinç samanı, kuru yapraklar, talaş vb. gibi farklı maddeler daha önce solucan filtrelerinde kullanılmıştır. Zhao ve ark. Zhao vd. (2012), farklı C/N oranlarında (3:1, 6:1 ve 9:1) sentetik kanalizasyon atıksuyunun arıtılmasında solucan filtresinin performansını rapor etmiştir. Giriş suyu C/N oranı 6:1'de kontrol edildiğinde besin maddesi uzaklaştırma verimliliğinin en yüksek olduğunu belirtmiştir. Li vd. (2014), organik yükün derinlik azaldıkça azaldığını, bunun da solucan popülasyonunda, büyümesinde, solucan biyokütlesinde ve aktivitesinde azalmaya yol açtığını açıklamıştır.

Sıcaklık; Mikrobiyal büyüme ve metabolik süreç büyük ölçüde sıcaklığa bağlıdır. Daha yüksek sıcaklık, hızlı metabolizma nedeniyle daha yüksek mikrobiyal aktiviteye yol açarken, daha düşük sıcaklık biyolojik aktiviteyi kısıtlar ve organik madde birikimine neden olur (Nedwell, 1999). Solucan poikilotermdir ve

vücut sıcaklığı çevre koşullarına göre değişir. Solucanlar için optimum sıcaklık aralığı 15-30 °C'dir. Aşırı soğuk koşullarda, solucanlar kış uykusuna yatma ve korunmak için toprağın daha derin katmanlarına göç etme eğilimindedir [29,71]. Topraklarda nitrifikasyon (amonyağın (NH_3/NH_4^+) bakteriler tarafından oksijenli ortamda nitrite (NO_2^-) ve ardından nitrata (NO_3^-) dönüştürülmesidir) ve denitrifikasyon (nitratın (NO_3^-) oksijensiz ortamda bakteriler tarafından azot gazına (N_2) dönüştürülmesidir) aktivitesi için optimum sıcaklık 20 ile 30 °C arasında değişmektedir (Singh ve ark., 2017). Amonyak oksitleyici bakterilerin, 15 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda nitrit oksitleyici bakterilerden daha hızlı büyüdüğü ve nitrit oksitleyici bakterilerin 25 °C'de devre dışı kaldığı bildirilmiştir (Faulwetter vd., 2009). Wang vd., 2010, bir yıl boyunca sentetik atık su ile beslenen solucan filtrelerinin performansını incelemiştir (Wang vd., 2010a). Yaz ve sonbahar aylarında hem KOİ hem de NH3-N giderim verimliliğinin sırasıyla %95'in üzerinde ve %85 olduğu bulunmuştur. NH3-N bozunma hızı sabiti (KNH3-N), sıcaklıkların ve amonyak oksitleyici bakteri (AOB) aktivitelerinin en yüksek olduğu sonbaharda zirveye ulaşmıştır. Arora and Kazmi (2015) ayrıca, ilkbahar, kış, sonbahar ve yaz aylarını dikkate alarak solucan filtrelerinde patojen giderimine özel önem vererek mevsimsel sıcaklığın etkilerini araştırmıştır. Çalışma, ortalama sıcaklığın 25-27 °C olduğu ilkbahar ve sonbahar döneminde daha yüksek BOD %88-95 ve COD (%70-80) gideriminin sağlandığını göstermiştir. Ancak yaz aylarında bakteri giderimi %99,9 ile maksimum seviyeye ulaşmış, Salmonella %96,9 ve Escherichia coli %99,3 oranında azalmıştır. Nivala vd. (2007), yaz aylarında (%60-97) kış aylarına (%44-88) kıyasla daha yüksek organik madde giderim performansları kaydetmiştir.

VF yatağının genel pH aralığı 6,2 ile 9,7 arasındadır ve solucan bu pH seviyelerinde hayatta kalabilir ancak en iyi işlevi 7,0 olan nötr pH'ta gösterir (Brown vd., 2000).

Solucanlar amonyağa ve inorganik tuzlara karşı çok hassastır. Amonyum ile amonyum klorür nispeten düşük toksisite göstermiştir. Bununla birlikte, amonyum ile amonyum sülfat solucan ölüm oranı üzerinde bir etki göstermemiştir (Ansola vd., 2003).

- Solucan–Mikroorganizma Etkileşimleri

VF sürecinin mekanizması, uygun çevresel koşullarında, solucanların ve mikroorganizmaların çalışma verimliliğine büyük ölçüde bağlıdır. Solucanlar, atık biyokütlede, faydalı ayrıştırıcı aerobik bakterilerin büyümesini teşvik eder ve havalandırıcı, öğütücü, kırıcı, kimyasal ayrıştırıcı ve biyolojik uyarıcı görevi görür (Zhang vd., 2012). VF sisteminin iki ana bileşeni vardır: solucan yatağı ve solucanlar. Her iki bileşen kirleticilerin giderilmesinde büyük rol oynar. Solucan yatağı VF sisteminin önemli bir bileşenidir ve atık sudan kirleticilerin giderilmesinde büyük rol oynar. Solucanlar için bir besin kaynağı olmasının yanı sıra, solucanların yardımıyla yararlı mikropların artmasına ve büyümesine yardımcı olur (Sinha vd., 2012; Jiang vd., 2016). Gözenekli malzemeden yapılmış solucan yatağı, atık suyun elenmesinde ve katı maddelerin tutulmasında yardımcı olur; bu katı maddeler daha sonra solucanlar tarafından tüketilebilir (Xu vd., 2016).

Filtre yatağı ortamında adsorpsiyon: Çözünmüş ve askıda bulunan organik ve inorganik katılar, solucanların ve aerobik mikropların yaşadığı VF'nin aktif katmanında adsorpsiyon yoluyla yakalanır. Solucanlar ayrıca, toprak mikroorganizmalarının popülasyonunu ve faaliyetini artırarak mikrobiyal aktiviteyi daha da uyarır ve hızlandırır; bu da havalandırmaya neden olur (Haimi vd., 1992).

Solucanlar, tüm vücutları yumuşak kaslı kısımlardan oluştuğu için ne yüksek hidrolik yüke ne de doğrudan yağmur etkisine dayanabilirler (Haimi vd., 1992; Hughes vd., 2007). Buna

ek olarak, yüksek hidrolik yük sırasında toprak doygun hale gelir ve topraktaki hava cepleri suyla dolar (Wang vd., 2010a). Bu yüzden, solucanların kazma ve dışkılama aktivitesi azalır. Dolayısıyla, yatak malzemesinde oksijen transferi ve miktarı önemlidir. Sadece üst katman solucanın yaşaması için uygun hale gelirken, alt katman ölü bölge olarak kalır. Bu nedenle, adsorbe edilen kirleticiler solucanlar tarafından düzgün bir şekilde dağıtılamaz ve sindirilemez, bu da arıtma verimliliğini düşürür.

Öğütme işlemi: Yutulan organik atık, taşlığın kas hareketleri yardımıyla daha küçük parçacıklara ince bir şekilde öğütülür ve enzimatik işlemler için bağırsağa geçer. Taşlık ve bağırsak bir biyoreaktör gibi çalışır.

Enzimatik etki: Solucanlar taşlıklarında ve bağırsaklarında proteaz, amilaz ve selülaz gibi enzimler salgılarlar (Domínguez, 2004). Bu enzimler, atık organik maddelerdeki selülozlu ve proteinli malzemelerin hızlı biyokimyasal dönüşümünü sağlar.

Solucanlar ayrıştırıcı mikropları güçlendirir ve sinerjik olarak hareket eder: Solucanlar, filtre yatağı ortamında faydalı ayrıştırıcı mikropların (bakteriler, aktinomisetler ve mantarlar) büyümesini teşvik eder. Uygun koşullar altında, solucanlar ve mikroorganizmalar simbiyotik olarak ve sinerjik olarak hareket ederek katı atık ve atık sudaki organik maddenin ayrışmasını hızlandırır ve artırır. Ayrıca, antibakteriyel özelliklere sahip olan, komposttaki tüm patojenleri güvenli seviyeye indiren sölom sıvıları salgılarlar.

Aira vd. (2007), organik atık sindirimi sırasında, solucan bağırsağından geçerken bazı bakterilerin artabileceğini ve bazılarının azalabileceğini, böylece tüm bakteri topluluğunu değiştirebileceğini bildirmiştir. Aira ve Dominguez (2009), solucanların orta bağırsak sıvısının, belirli toprak mikroorganizmalarını uyarırken seçici bir baskılayıcı aktiviteye

sahip olduğunu bulmuştur. Denatürasyon gradyan jel elektroforezi (DGGE) analizi, vermifilter biyofilmlerinde ve solucan dışkılarında en bol bulunan mikropların Flavobacterium, Myroides, Sphingobacterium ve Myxococcales olduğunu ve bunların hepsinin organik maddeyi parçalamada oldukça etkili olduğu bilindiğini göstermiştir (Guo vd., 2007; Xu vd., 2016). Yukarıdaki mikropların yanı sıra, Alfa-, Beta-, Delta- ve Gamma-Proteobacteria, Bacteroidetes, Fusobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria, Firmicutes gibi diğer bakteriler de gözlemlenmiştir (Sinha vd., 2008; Luth vd., 2011).

Solucan gübresi ve arıtılmış su oluşumu: VF sisteminin en büyük avantajı, "atık çamuru" oluşmamasıdır (Li vd., 2014). Solucanlar atık sudaki organik maddeleri ayrıştırır ve aynı zamanda katı maddeleri de tüketerek ince mukusla kaplı, nitrat, fosfat ve potasyum bakımından zengin granüler agregatlar olan solucan gübresi oluşturur (Xu vd., 2016).

VERMİFİLTRE UYGULAMALARI

Son yıllarda VF teknolojisi, evsel atık suların ve süt ürünleri endüstrisi, jelatin endüstrisi, palmiye yağı endüstrisi, bitkisel ilaç endüstrisi gibi çeşitli endüstrilerin atık sularının arıtılmasında uygulanmaktadır. VF teknolojisi ayrıca gelişmekte olan ülkelerde atık su arıtımı için önerilen bir çözümdür. Atık su arıtımı sonucunda elde edilen su tarımsal amaçlı kullanılabilir ve istenmeyen atık çamuru yerine biyolojik gübre olan solucan kompostu elde edilir. Ekonomik ve çevresel öneme sahip diğer avantaj ise solucan kompostu kimyasal gübrelerden çok daha ucuz olması ve yıllar içinde toprağın doğal verimliliğini artırarak toplam fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini iyileştirmesidir (Xu vd., 2016).

Hindistan, 1990'larda Belediye Katı Atıklarının solucan kompostlama programlarını başlattı ve Pune'deki Bhalwalkar

Solucan Araştırma Enstitüsü (BERI) öncü enstitüler arasındaydı. Delhi'deki Tata Enerji Araştırma Enstitüsü (TERI), sürdürülebilir kimyasal içermeyen bir tarım programı ile yoksulluğu ortadan kaldırma programını birleştirerek birçok çiftçinin solucan kompostlama teknolojisini benimsediği bir program yürütüyor. Bihar, Tamil Nadu, Gujarat, Maharashtra ve Karnataka, Solucan Kompostlama Teknolojisinde önde gelen eyaletlerdir (Rajpal vd., 2014).

Evsel atık suların yanı sıra, VF, süt ürünleri endüstrisi atık sularının (Suthar vd., 2012), bitkisel ilaç atık sularının (Song vd., 2007), domuz çiftliği atık sularının (Danon vd., 2008) arıtılması gibi endüstriyel atık suların arıtılmasında da umut vadeden bir üne sahip olmuştur ve hastane atık sularında da test edilmektedir (Paredes vd., 2007). Yukarıdaki tüm çalışmalar, arıtılmış atık suda BOD, COD, TSS (Askıda Katı Madde)'de önemli bir azalma ve nötrleştirilmiş pH gözlemlemektedir. Tablo 1'de vermifiltre ile arıtılan bazı atıksuların COD ve BOD giderim verimleri özetlenmiştir.

Tablo 1. Vermifiltre ile arıtılan bazı atıksuların COD ve BOD giderim verimleri

Atıksu Türü	Solucan Türü	COD Giderimi (%)	BOD Giderimi (%)	Kaynaklar
Evsel atıksu (kentsel)	*Eisenia fetida*	47–90	55–98	Sinha ve ark. (2008); Islam ve ark. (2014); Xing ve ark. (2010); Arora ve ark. (2014a); Kumar ve ark. (2016); Wang ve ark. (2016)
Sentetik evsel atıksu	*Eisenia fetida*	72–89	81–96	Wang ve ark. (2011a); Wang ve ark. (2013); Kumar ve ark. (2015); Wang ve ark. (2014)

Evsel atıksu (kırsal)	*Eisenia fetida*	68–78	78–98	Elissen ve ark. (2006); Li ve ark. (2008)
Palm yağı fabrikası atıksuyu	*Eudrilus eugeniae*	20–89	–	Lim ve ark. (2014)
Jelatin endüstrisi atıksuyu	*Lumbricus rubellus*	90	89	Ghatnekar ve ark. (2010)
Bitkisel ilaç endüstrisi atıksuyu	*Eudrilus eugeniae*	85–95	90–96	Dhadse ve ark. (2010)
Peynir altı suyu	*Eisenia fetida*	82	76	Li ve ark. (2008)

Not: Veriler ilgili çalışmalarda bildirilen minimum ve maksimum giderim verilerinden derlenmiştir. COD: Kimyasal Oksijen İhtiyacı, BOD: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

VERMİFİLTRE UYGULAMA SINIRLAMALARI

VF teknolojisi üzerine yapılan araştırmalar laboratuvar ölçeği ve pilot ölçekli tesislerle sınırlıdır. Bunun nedeni, gözlemlenen ve geniş çaplı saha çalışmalarına engel teşkil eden aşağıdaki sınırlamalardır.

Solucanlar son derece hassas organizmalardır ve uzun süre suda hayatta kalamazlar (Platzer and Mauch, 1997). VF'nin yüzer veya batık modda çalıştırılması, solucan biyokütlesine ve nihayetinde verimliliğine zarar verebilir.

Solucanlar derileriyle nefes alırlar ve derilerinin sürekli nemlendirilmesi gerekir. Bu nedenle, filtre yatağındaki solucanlar direkt güneş ışığından uzak tutulmalı, çünkü güneşten gelen ısı derilerini kurutarak nefes almalarını engeller ve ölümlerine yol açar. Solucanın tüm vücudu yumuşak kas dokularından oluşur ve bu nedenle yüksek HLR'ye dayanamazlar (Wang vd., 2010). Ayrıca, yüksek HLR, topraktaki hava ceplerinin dolmasına yol açar (Hench vd., 2003) ve bu da filtre ortamındaki oksijen içeriğini azaltır. Bu,

solucanların yüzeyde kalmasına ve VF'nin diğer katmanlarında bulunan giriş suyunun düzgün bir şekilde arıtılmamasına neden olur. Ayrıca tıkanma nedeniyle, derin katmanlarda bulunan solucanlar yetersiz oksijen miktarı nedeniyle ölür.

Solucanlardaki kloragogen (kloragogen hücreleri, özellikle toprak solucanlarında ve bazı halkalı solucanlarda görülen; metabolizma, depolama ve detoksifikasyon görevleri yapan özel hücrelerdir. Genellikle solucanın bağırsak çevresinde ve dorsal kan damarı yakınında bulunurlar) hücrelerinin ağır metalleri biriktirdiği ve bunları küçük küresel kloragosomlarda (Kloragosom, kloragogen hücrelerinin içinde bulunan küçük granül veya depo yapılarıdır) hareketsiz hale getirdiği bildirilmiştir (Xu vd., 2016). Ancak solucanlar bu ağır metallere yalnızca belirli bir ölçüde uyum sağlayabilirler; bu da ağır metal içeren atık suların arıtılmasının verimliliğinde düşüşe yol açar (Platzer & Mauch, 1997).

Solucan popülasyonundaki hızlı artış nedeniyle, vermifiltrenin stabilitesi daha uzun süre devam etmeyebilir. Belirli bir süre sonra, yer darlığı (yer sabittir) ve besin kaynağı (organik yük) eksikliği nedeniyle büyüme hızı ve sağlık durumu olumsuz etkilenebilir, bu da doğrudan arıtma sürecini azaltabilir.

Tuzlu su (NaCl içeren) solucan filtresinde arıtılamaz çünkü solucan vücudunda ozmotik dengesizlik yaratır ve nörosekretuar (sinirsel uyarıyı hormona dönüştüren özel sinir hücresi) aktiviteyi durdurur. Dolaylı olarak, solucanların hayatta kalma, biyokütle, büyüme ve üreme oranlarını azaltır. Bu durum ayrıca organik madde alımını ve tamponlama kapasitesini de azaltır. Benzer şekilde, ağır metaller içeren atık sular verimli bir şekilde arıtılamaz. Solucanlardaki kloragogen hücreleri ağır metalleri biriktirip küçük küresel kloragosomlarda hareketsiz hale getirse de metal toksisitesi nedeniyle solucanın alabileceği belirli bir sınır veya taşıma kapasitesi vardır (Liu vd., 2013).

Arıtma işleminden sonra, vermifiltrenin temizlenmesi bilgi ve gerektiren bir işlemdir. Solucanları yatak malzemesinden ayırırken dikkatli olunmalıdır, uygunsuz işlem nedeniyle yaralanabilir veya ölebilirler.

Solucan filtreleri genellikle uzun süre kesintisiz çalışamaz çünkü sık sık tıkanırlar. Bunun nedeni, üst tabakada aşırı katı madde birikimi ve yüzeyde çamur ve mikrobiyal kolonilerin oluşması olabilir (Sinha vd., 2012). Solucanların beslenme ve dışkılama faaliyetleri, filtrede sabit bir infiltrasyon oranını korumak için yeterli değildir.

SONUÇLAR

Dünya üzerindeki sürekli artan nüfus yükü, su kıtlığına ve atık su üretiminde artışa yol açmıştır. Atık su, tehlikeli kimyasallar, biyolojik organizmalar, yüksek organik madde içeriği ve toksik maddeler içermektedir. Bu durum, nehirlerde, okyanuslarda yaşayan tüm sucul organizmaların hayatta kalmasını ve insan sağlığını olumsuz etkilemektedir. Atık su filtrasyonu bu soruna bir çözümdür, ancak merkezi teknolojilerin yüksek maliyeti ve ek arazi kullanımı, her yerde kurulmasına izin vermemektedir. Atık yiyen solucanlar kullanılarak atık suyun VF'si, yeni tasarlanmış bir teknolojidir. Solucan-mikroorganizma etkileşimlerine dayanan yenilikçi ve sürdürülebilir bir teknolojidir. Düşük maliyeti ve çevre dostu yapısı nedeniyle, özellikle gelişmekte olan ülkelerde, dünyada atık su arıtımında yeni ufuklar açmıştır. Birincil, ikincil ve üçüncül arıtma ünitelerini tek bir ünitede birleştirir ve atık suda bulunan organik atıkları ve patojenleri arıtmak için solucanların biyomekanizmasını kullanır. Hem arıtılmış atık su hem de solucan gübresi besin açısından zengindir ve çeşitli tarımsal ve endüstriyel amaçlar için kullanılabilir. Bu doğa tabanlı teknoloji, gelişmekte olan ülkelerde çeşitli atık sular için faydalı olduğunu kanıtlamış ve sürdürülebilir

kalkınma hedeflerine ulaşmak için ileriye doğru bir adım olarak ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle, özellikle dünyanın dört bir yanındaki küçük topluluklarda, yerleşim yerlerinde ve köylerde suyla ilgili sorunlarla mücadele etmek için bu merkezi olmayan teknolojinin potansiyeli tamamen araştırılmalıdır.

Dünya nüfusunun hızla artması, su kaynakları üzerindeki baskının giderek yükselmesine, su kıtlığının yaygınlaşmasına ve buna paralel olarak oluşan atık su miktarının önemli ölçüde artmasına neden olmaktadır. Evsel, tarımsal ve endüstriyel faaliyetler sonucu ortaya çıkan atık sular; tehlikeli kimyasallar, patojen mikroorganizmalar, yüksek organik madde içeriği, ağır metaller ve çeşitli toksik bileşenler içermektedir. Bu kirleticiler, alıcı su ortamlarına kontrolsüz şekilde deşarj edildiğinde nehir, göl ve deniz ekosistemlerinde yaşayan sucul organizmaların yaşamını tehdit etmekte; aynı zamanda insan sağlığı üzerinde ciddi çevresel ve hijyenik riskler oluşturmaktadır. Bu nedenle, etkili ve sürdürülebilir atık su arıtma teknolojilerine olan ihtiyaç her geçen gün daha da önem kazanmaktadır.

Atık su filtrasyonu, söz konusu çevresel sorunların azaltılmasında etkili bir çözüm yaklaşımı olarak değerlendirilmektedir. Ancak geleneksel merkezi atık su arıtma sistemleri; yüksek yatırım ve işletme maliyetleri, geniş arazi gereksinimi, enerji tüketimi ve karmaşık altyapı ihtiyacı nedeniyle özellikle küçük yerleşim birimleri ve gelişmekte olan ülkelerde her bölgede uygulanabilir olmamaktadır. Bu durum, daha düşük maliyetli, enerji verimli ve çevre dostu alternatif teknolojilerin geliştirilmesini gerekli kılmıştır.

Bu kapsamda geliştirilen vermifiltrasyon (VF) teknolojisi, atık tüketen solucanların kullanıldığı yenilikçi ve sürdürülebilir bir atık su arıtma yöntemi olarak öne çıkmaktadır. VF sistemi, solucanlar ile mikroorganizmalar arasında gerçekleşen simbiyotik etkileşimlere dayalı biyolojik bir arıtma mekanizması üzerine

kuruludur. Sistem içerisinde solucanlar organik maddeleri parçalayarak yüzey alanını artırmakta, böylece mikroorganizmaların biyolojik bozunma faaliyetlerini hızlandırmaktadır. Aynı zamanda filtrasyon ortamında gerçekleşen mikrobiyal süreçler sayesinde organik kirleticiler, askıda katı maddeler ve patojenler etkin şekilde giderilmektedir.

VF teknolojisinin en önemli avantajlarından biri, birincil, ikincil ve üçüncül arıtma süreçlerini tek bir ünitede birleştirebilmesidir. Bu sayede hem sistem tasarımı sadeleşmekte hem de enerji ve işletme maliyetleri önemli ölçüde azaltılmaktadır. Ayrıca sistemde oluşan çamur miktarının düşük olması, bakım gereksiniminin azlığı ve doğal biyolojik süreçlere dayanması VF teknolojisini çevre dostu bir alternatif haline getirmektedir.

Bunun yanı sıra, süreç sonunda elde edilen arıtılmış atık su ile solucan gübresi (vermikompost) besin maddeleri açısından zengin ürünler olup tarımsal sulama, toprak iyileştirme ve çeşitli endüstriyel uygulamalarda yeniden kullanılabilmektedir. Böylece VF teknolojisi yalnızca bir arıtma yöntemi değil, aynı zamanda kaynak geri kazanımını destekleyen döngüsel ekonomi temelli bir yaklaşım sunmaktadır.

Doğa tabanlı bir teknoloji olarak değerlendirilen vermifiltrasyon sistemleri, özellikle gelişmekte olan ülkelerde farklı karakteristikteki atık suların arıtımında başarılı sonuçlar vermiş ve sürdürülebilir kalkınma hedeflerine ulaşılması açısından umut verici bir yöntem olarak dikkat çekmiştir. Bu nedenle, özellikle küçük topluluklar, kırsal yerleşim alanları ve altyapı olanaklarının sınırlı olduğu bölgelerde su kirliliği ve atık su yönetimi sorunlarının çözümünde merkezi olmayan VF teknolojilerinin potansiyelinin daha kapsamlı biçimde araştırılması ve yaygınlaştırılması büyük önem taşımaktadır.

KAYNAKÇA

Aira, M., & Domínguez, J. (2009). Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). *Journal of Hazardous Materials*, 161, 1234–1238.

Aira, M., Monroy, F., & Domínguez, J. (2007). Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. *Science of the Total Environment*, 385(1–3), 252–261.

Ansola, G., González, J. M., Cortijo, R., & de Luis, E. (2003). Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering*, 21(1), 43–52.

Arora, S., & Kazmi, A. A. (2015). The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. *Water research*, 74, 88-99.

Arora, S., & Saraswat, S. (2021). Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 4, 100061. https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100061

Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., & Kazmi, A. A. (2014a). Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. *Bioresource Technology*, 166(1), 132–141.

Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., & Kazmi, A. A. (2014b). Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. *Environmental Technology*, 35, 2493–2499.

Bajsa, O., Nair, J., Mathew, K., & Ho, G. (2003). Vermiculture as a tool for domestic wastewater management. *Water Science and Technology*, 48, 125–132.

Bhatia, A., Madan, S., Sahoo, J., Ali, M., Pathania, R., & Kazmi, A. A. (2013). Diversity of bacterial isolates during full scale rotary drum composting. *Waste Management*, 33(7), 1595–1601.

Brown, G. G., Barois, I., & Lavelle, P. (2000). Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *European Journal of Soil Biology*, 36, 177–198.

Chowdhury, S. D., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2022). Sustainability assessment of vermifiltration technology for treating domestic sewage: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 50, 103266. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103266

Danon, M., Franke-Whittle, I. H., Insam, H., Chen, Y., & Hadar, Y. (2008). Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. *FEMS Microbiology Ecology*, 65(1), 133–144. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00506.x

Dash, M. C. (1978). Role of earthworms in the decomposer system. Glimpses of ecology. New Delhi, I*ndia International Scientific Publication*, 399-406.

Dhadse, S., Satyanarayan, S., Chaudhari, P.R., Wate, S.R., 2010. Vermifilters: a tool for aerobic biological treatment of herbal pharmaceutical wastewater. *Water Science and Technology*. 61, 2375–2380. https://doi.org/10.2166/wst.2010.523.

Domínguez, J. (2004). State of the art and new perspectives on vermicomposting research. In C. A. Edwards (Ed.), *Earthworm ecolog*y (2nd ed., pp. 401–424). CRC Press.

Edwards, C. A. (1997). *Earthworm ecology*. CRC press.

Elissen, H.J.H., Hendrickx, T.L.G., Temmink, H., Buisman, C.J.N., 2006. A new reactor concept for sludge reduction using aquatic worms. *Water Research*. 40, 3713–3718. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.08.029.

Faulwetter, J. L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M. D., Brisson, J., Camper, A. K., & Stein, O. R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35(6), 987–1004.

Garkal, D. J., Mapara, J. V., & Prabhune, M. (2015). Domestic waste water treatment by bio-filtration: A case study. *Journal of Geography and Geology*, 4(1), 799–811.

Ghatnekar, S.D., Mahavash Kavian, B.F., Santosh Sharma, B.M., Ghatnekar, S.S., Gautam Ghatnekar, B.S., Angela Ghatnekar, B.V., 2010. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* ©2010 global science books application of vermi-filter-based effluent treatment plant (pilot scale) for biomanagement of liquid effluents from the gelatine industry. Soil, Dyn.

Gutiérrez, V., Monsalves, N., Gómez, G., & Vidal, G. (2023). Performance of a full-scale vermifilter for sewage treatment in removing organic matter, nutrients, and antibiotic-resistant bacteria. *Sustainability*, 15(8), 6842. https://doi.org/10.3390/su15086842

Haimi, J., Salminen, J., Huhta, V., Knuutinen, J., & Palm, H. (1992). Bioaccumulation of organochlorine compounds in earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(12), 1699–1703.

Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, A. J., Coleman, J. G., Garbutt, K., & Skousen, J. G. (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, 37(4), 921–927. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00377-9

Hughes, R. J., Nair, J., Mathew, K., & Ho, G. (2007). Toxicity of domestic wastewater pH to key species within an innovative decentralised vermifiltration system. *Water science and technology*, 55(7), 211-218.

Islam, M.S., Ahmed, M.K., Habibullah-Al-Mamun, M., Islam, K.N., Ibrahim, M., Masunaga, S., 2014. Arsenic and lead in foods: a potential threat to human health in Bangladesh. *Food Additives and Contaminants*, Part A Chem. Anal. Control. Expo. Risk Assess. 31, 1982–1992. https://doi.org/10.1080/19440049.2014.974686.

Jiang, L., Liu, Y., Hu, X., Zeng, G., Wang, H., Zhou, L., Tan, X., Huang, B., Liu, S., & Liu, S. (2016). The use of microbial-earthworm ecofilters for wastewater treatment with special attention to influencing factors in performance: A review. *Bioresource Technology*. 200, 999–1007.

Kumar, T., Bhargava, R., Prasad, K.S.H., Pruthi, V., 2015. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 75, 370–377. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.11.044.

Kumar, T., Rajpal, A., Arora, S., Bhargava, R., Hari Prasad, K.S., Kazmi, A.A., 2016. A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and *Eudrilus eugeniae*. *Desalination Water Treatening*. 57, 6347–6354. https://doi.org/ 10.1080/19443994.2015.1010230.

Li, X., Xing, M., Yang, J., & Dai, X. (2014). Earthworm eco-physiological characteristics and quantification of earthworm feeding in vermifiltration system for sewage sludge stabilization using stable isotopic natural abundance. *Journal of Hazardous Materials*, 276, 353–361.

Li, Y.S., Robin, P., Cluzeau, D., Bouch´e, M., Qiu, J.P., Laplanche, A., Hassouna, M., Morand, P., Dappelo, C., Callarec, J., 2008.

Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: monitoring methodology on an experimental farm. *Ecological Engineering*. 32, 301–309. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2007.11.010.

Lim, S.L., Wu, T.Y., Clarke, C., 2014. Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from a palm oil mill into vermicompost using earthworms. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 62, 691–698. https://doi.org/10.1021/jf404265f.

Liu, J., Lu, Z., Yang, J., Xing, M., Yu, F., & Guo, M. (2012). Effect of earthworms on the performance and microbial communities of excess sludge treatment process in vermifilter. *Bioresource technology*, 117, 214-221.

Liu, J., Lu, Z., Zhang, J., Xing, M., & Yang, J. (2013). Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage. *Ecological engineering*, 61, 100-109.

Luth, Robin, P., Germain, P., Lecomte, M., Landrain, B., Li, Y., & Cluzeau, D. (2011). Earthworm effects on gaseous emissions during vermifiltration of pig fresh slurry. *Bioresource Technology*, 102(4), 3679–3686. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.027

Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L., Thebo, A. (2015). Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use. In: Drechsel, P., Qadir, M., Wichelns, D. (eds) Wastewater. *Springer Nature*, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6_2

Miito, G. J., Ndegwa, P., Alege, F. P., Coulibaly, S. S., Davis, R., & Harrison, J. (2021). A vermifilter system for reducing nutrients and organic-strength of dairy wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101648. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101648

Nedwell, D. B. (1999). Effect of low temperature on microbial growth: lowered affinity for substrates limits growth at low temperature. *Federation of European Microbiological Societies*, microbiology ecology, 30(2), 101-111.

Nie, E., Wang, D., Yang, M., Luo, X., Fang, C., Yang, X., & Zheng, Z. (2015). Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: Bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(3), 1053–1064.

Nivala, J., Hoos, M. B., Cross, C., Wallace, S., & Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380, 19–27.

Paredes, D., Kuschk, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., & Köser, H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – A review. *Engineering in Life Sciences*, 7(1), 13–25. https://doi.org/10.1002/elsc.200620170

Platzer, C., & Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds—Mechanisms, parameters, consequences and … solutions? *Water Science and Technology*, 35(5), 175–181. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00066-8

Rajpal, A., Arora, S., Bhatia, A., Kumar, T., Bhargava, R., Chopra, A. K., & Kazmi, A. A. (2014). Co-treatment of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and sewage by vermireactor. *Ecological engineering*, 73, 154-161.

Saapi, S. S. Y., Akowanou, A. V. O., Deguenon, H. E. J., Balogoun, K. C., Daouda, M. M. A., & Aina, M. P. (2024). New developments on vermifiltration as a bio-ecological wastewater treatment technology: Mechanism, application, performance modelling,

optimization and sustainability. *Heliyon*, 10(5), e25795. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25795

Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2018). Design and development of a hybrid macrophyte assisted vermifilter for the treatment of dairy wastewater: A statistical and kinetic modelling approach. *Science of the Total Environment*, 645, 156–169. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.118

Singh, J., & Kaur, A. (2014). Vermicompost as a strong buffer and nutrient adsorbent for reducing transition metals, BOD, COD from industrial effluent. *Ecological Engineering*, 74, 13–19.

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2017). A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: design, operation and performance. *Journal of Environmental Management*, 197, 656-672.

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2018). Understanding intricacies of clogging and its alleviation by introducing earthworms in soil biofilters. *Science of the Total Environment*, 633, 145-156.

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2019b). Optimization of organics removal and understanding the impact of HRT on vermifiltration of brewery wastewater. *Science of the Total Environment*, 651, 1283-1293.

Singh, R., Bhunia, P., Dash, R.R., 2019a. Impact of organic loading rate and earthworms on dissolved oxygen and vermifiltration. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*. 23(2) 04019001 (ASCE).

Sinha, R. K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: A low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *The Environmentalist*, 28, 409–420.

Sinha, R. K., Chandran, V., Soni, B. K., Patel, U., & Ghosh, A. (2012). Earthworms: Nature's chemical managers and detoxifying agents in the environment: An innovative study on treatment of toxic wastewaters from the petroleum industry by vermifiltration technology. *The Environmentalist*, 32, 445–452.

Song, G. X., Liu JunXin, L. J., Wei Yuan Song, W. Y., & Li Lin, L. L. (2007). Sludge reduction with Tubificidae and the impact on the performance of the wastewater treatment process.

Suthar, S., Mutiyar, P. K., & Singh, S. (2012). Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes. *Bioresource Technology*, 116, 214–219. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.101

Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F. L., Abu-Orf, M., Bowden, G., & Pfrang, W. (2014). Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5th ed.). *McGraw-Hill Education*.

Tomar, P., & Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282, 95–103.

UNESCO. (2017). The United Nations world water development report 2017: Wastewater: The untapped resource. *UNESCO Publishing*.

UNESCO. (2024). The United Nations world water development report 2024: Water for prosperity and peace. *UNESCO Publishing*.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), 48-65.

Wang, D., Zhang, Z., Li, X., Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Zeng, T., Cao, J., Yue, X., Shen, T., Zeng, G., & Deng, J. (2010a). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter

integrated constructed rapid infiltration. *Ecological Engineering*, 36, 827–831.

Wang, L., Guo, F., Zheng, Z., Luo, X., & Zhang, J. (2011). Enhancement of rural domestic sewage treatment performance, and assessment of microbial community diversity and structure using tower vermifiltration. *Bioresource Technology*, 102(20), 9462-9470.

Wang, L., Guo, Z., Che, Y., Yang, F., Chao, J., Gao, Y., Zhang, Y., 2014. The effect of vermifiltration height and wet:dry time ratio on nutrient removal performance and biological features, and their influence on nutrient removal efficiencies. *Ecological. Engineering*. 71, 165–172. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.07.018

Wang, L., Luo, X., Zhang, Y., Chao, J., Gao, Y., Zhang, J., Zheng, Z., 2013. Community analysis of ammonia-oxidizing Betaproteobacteria at different seasons in microbial-earthworm ecofilters. *Ecological Engineering*. 51, 1–9. https://doi.org/10.1016/J. ECOLENG.2012.12.062.

Wang, S., Yang, J., & Lou, S. J. (2010). Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag–coal cinder filter. *Ecological Engineering*, 36(4), 489-494.

Wang, Y., Xing, M. Y., Yang, J., & Lu, B. (2016). Addressing the role of earthworms in treating domestic wastewater by analyzing biofilm modification through chemical and spectroscopic methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 4768–4777. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5661-6

Xing, M., Li, X., Yang, J., 2010. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *Afrıcan Journal of Bıotechnology*. 9, 7513–7520. https://doi.org/10.5897/ajb10.811.

Xing, M., Li, X., Yang, J., Lv, B., & Lu, Y. (2012). Performance and mechanism of vermifiltration system for liquid-state sewage sludge treatment using molecular and stable isotopic techniques. *Chemical Engineering Journal*, 197, 143–150.

Xing, M., Zhao, C., Yang, J., & Lv, B. (2014). Feeding behaviour and trophic relationship of earthworms and other predators in vermifiltration system for liquid-state sludge stabilization using fatty acid profiles. *Bioresource Technology*, 169, 149–154.

Xu, D., Gu, J., Li, Y., Zhang, Y., Howard, A., Guan, Y., Li, J., & Xu, H. (2016). Purifying capability, enzyme activity, and nitrification potentials in December in integrated vertical flow constructed wetland with earthworms and different substrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 273–281. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5734-6

Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sadreddini, S., & Li, Y. (2012). Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management*, 96, 1–6.

Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., & Deng, D. (2010). Earthworm–microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, 44(8), 2572-2582.

Zhao, Y. J., Yan, C., Li, Y. L., Li, J. H., Yang, M., Nie, E., Zheng, Z., & Luo, X. Z. (2012). Effect of C/N ratios on the performance of earthworm eco-filter for treatment of synthetics domestic sewage. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 4049–4059.

BÖLÜM 2

İKLİM DEĞİŞİMİ SÜRECİNDE KENTSEL SU YÖNETİMİ

Serpil SAVCI[1]

Giriş

Küresel iklim değişikliği ve hızlı kentleşme dinamikleri**,** yirmi birinci yüzyılda insanlığın karşı karşıya kaldığı en kritik eşiklerden birini oluşturmaktadır. Sanayi Devrimi'nden bu yana artarak devam eden antropojenik (insan kaynaklı) faaliyetler, atmosfere salınan sera gazı emisyonlarını kritik seviyelere ulaştırmış ve küresel sıcaklık artışlarıyla birlikte hidrolojik döngünün doğal işleyişini temelden bozmuştur. Bu bozulma; ekstrem hava olaylarının sıklığında artış, yağış rejimlerinin düzensizleşmesi, kuraklık periyotlarının uzaması ve ani/şiddetli sağanak yağışlar şeklinde kendini göstermektedir. Su, iklim değişikliğinin etkilerinin en doğrudan ve en yıkıcı hissedildiği birincil mecra olarak öne çıkmaktadır. Küresel nüfusun büyük bir bölümünü barındıran kentler ise, bu krizin hem ana merkezleri hem

[1] Prof. Dr., Yozgat Bozok Üniversitesi, Şehir ve Bölge Planlama, Orcid: 0000-0003-2015-2223

de en savunmasız alanları haline gelmiştir. (Çınar, 2025: 244; Öztük, 2020: 14)

Geleneksel kentsel gelişim pratikleri, su döngüsünü dikkate almayan ve suyun hızla havzadan uzaklaştırılmasını hedefleyen doğrusal mühendislik yaklaşımlarına dayanmaktadır. Kentlerin beton ve asfalt gibi geçirimsiz yüzeylerle kaplanması, yağış sularının toprakla buluşmasını engellemekte, yeraltı su kaynaklarının beslenmesini sınırlamakta ve yüzey akış miktarını artırarak kentsel sel ile taşkın risklerini tetiklemektedir. İklim değişikliğinin getirdiği belirsizlikler ve ekstrem doğa olayları, bu yapısal zafiyetlerle birleştiğinde kentsel su arz güvenliğini, atık su yönetimini ve drenaj altyapılarını ciddi biçimde tehdit etmektedir. Bir yandan temiz suya erişim kısıtlanırken ve kuraklık riski artarken, diğer yandan ani taşkınlar kentsel yaşamı, ekonomiyi ve insan sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir (Çınar, 2025: 250).

Bu doğrultuda, kentsel su yönetiminde radikal bir paradigma değişimine ihtiyaç duyulmaktadır. "Gri altyapı" olarak nitelendirilen geleneksel boru ve kanalizasyon odaklı çözümler, iklim krizinin getirdiği dinamik ve öngörülemez riskleri yönetmede yetersiz kalmaktadır. Modern planlama anlayışı; ekolojik, estetik ve sürdürülebilir bileşenleri bir araya getiren daha esnek, uyarlanabilir ve doğa temelli çözümleri zorunlu kılmaktadır. Güncel literatürde sıkça tartışılan yeşil altyapı**,** düşük etkili gelişim**,** suya duyarlı kentsel tasarım ve entegre havza yönetimi gibi yaklaşımlar, suyu kentsel alanlarda bir tehdit unsuru değil, korunması ve döngüsel olarak yönetilmesi gereken stratejik bir varlık olarak kabul etmektedir. Bu stratejiler, suyun yerinde tutulmasını, sızdırılmasını, depolanmasını ve yeniden kullanılmasını hedefleyerek kentlerin iklim değişikliğine karşı direncini artırmayı amaçlar (Kocabaş, 2024: 1611).

Bu kitap bölümü, iklim değişimi sürecinde kentsel su yönetiminin karşı karşıya kaldığı temel riskleri, ve bu süreçte geliştirilen küresel uyum stratejilerini incelemeyi amaçlamaktadır. Bölüm kapsamında, öncelikle iklim krizinin kentsel su döngüsü üzerindeki doğrudan etkileri ele alınacak; ardından geleneksel sistemlerin zafiyetleri tartışılarak, suya duyarlı kentsel planlama ve doğa temelli çözümler teorik ve pratik boyutlarıyla analiz edilecektir. Son olarak, Türkiye ve dünyadaki güncel politika ve uygulama örnekleri üzerinden geleceğe yönelik bütüncül bir kentsel su yönetimi modeli önerisi sunulacaktır.

İklim Krizinin Kentsel Su Döngüsü Üzerindeki Etkileri

İklim kriziyle artan küresel sıcaklıklar, atmosferin nem tutma kapasitesini artırarak kentsel alanlarda kısa süreli fakat ekstrem yağışlara yol açmaktadır. Şehirlerdeki betonlaşma bu suların toprak tarafından emilmesini engellediği için, düşen yağış anında yüzey akışına dönüşmektedir (Le ve ark., 2024: 182).

Uzayan kuraklık dönemleri ve artan evaporasyon (buharlaşma) oranları, şehirlerin içme ve kullanma suyu sağladığı yüzeysel barajlar ile nehirlerin su seviyelerini doğrudan düşürmektedir. Bu durum "kentsel su stresi" veya "kentsel kuraklık" adı verilen geçici veya kalıcı su kıtlığı dönemlerini tetiklemektedir (Borah, 2025: 20).

Ekstrem hava olayları kentsel su kalitesini iki yönlü etkilemektedir. Sağanak yağışlar kentsel yüzeylerde biriken ağır metalleri, mikroplastikleri, patojenleri ve atıkları doğrudan alıcı su ortamlarına süpürmektedir. Kuraklık dönemlerinde ise nehir debilerinin düşmesi, evsel ve endüstriyel atık suların seyreltilme kapasitesini azaltarak kirlilik konsantrasyonunu artırmaktadır (Dordai, 2026: 1733).

Sıcaklık artışına bağlı evapotranspirasyonun artması, yağış sularının yeraltına sızacak vakit bulamadan buharlaşmasına neden

olmaktadır. Yüzeysel suları kuruyan kentlerin yeraltı suyuna aşırı yüklenmesiyle kentsel akifer seviyeleri hızla düşmektedir. Kıyı şehirlerinde bu durum deniz suyu girişine (tuzlanma) yol açarak yeraltı suyunu tamamen kullanılamaz hale getirmektedir (Kimbi ve ark., 2024: 220).

Pek çok eski metropol şehirde yağmur suyu hatları ile evsel atık su hatları aynı borularda (birleşik sistem) taşınmaktadır. İklim krizinin getirdiği ani ve şiddetli sağanaklar, kentsel atık su arıtma tesislerinin hidrolik kapasitesini aniden aşmakta ve arıtılmamış ham lağım suyunun doğrudan kentsel akarsulara veya denizlere taşmasına sebebiyet vermektedir (Hathaway ve ark., 2024: 5).

Su döngüsündeki ani dalgalanmalar (aşırı kuraklık sonrası aşırı yağışlar), kentsel zemin yapısının hareket etmesine ve yeraltındaki su/kanalizasyon borularının kırılmasına neden olmaktadır. Ayrıca düşük debi dönemlerinde kanalizasyon borularında suyun durağanlaşması, koku, toksisite ve boru korozyonunu doğrudan tetikleyebilmektedir (Rosińska ve ark., 2024: 4).

Su Kalitesinin İyileştirilmesi

Su kalitesinin iyileştirilmesi sadece halk sağlığı risklerini azaltmakla kalmaz, aynı zamanda kentsel peyzajlarda ekolojik işlevselliği, biyoçeşitliliği ve estetik değeri de güçlendirir. Bununla birlikte, arıtma verimliliği, hidrodinamik ve iklim koşulları dahil olmak üzere, bölgeye özgü faktörlere büyük ölçüde bağlıdır. Su kalitesi iyileştirme teknolojileri, fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemleri kapsar. Biyofilm tabanlı arıtma ve yapay sulak alan entegrasyonu gibi ortaya çıkan hibrit sistemler, kirleticilerin giderilmesini ekolojik iyileştirme ile birleştirerek umut verici sonuçlar göstermektedir (Zou ve ark., 2025: 4).

Şehirlerde su yönetimi, iklim felaketleri riskini azaltan ve sosyal direnci destekleyen en önemli uyum stratejilerinden biri olarak kabul edilmektedir. Şehir, suyu bir kaynak olarak ele almakta ve

fazlalık ile kıtlığın sürekli olarak yönetilmesini gerektirmektedir. Kanallar, rezervuarlar ve drenaj hendekleri ağı, sel baskınlarına karşı koruma sağlar ve mikro iklim koşullarını ve mekanın estetiğini iyileştirir (Sekula ve ark., 2026: 11).

Suya Duyarlı Kentsel Planlama ve Doğa Temelli Çözümler

Suya duyarlı kentsel planlama ve doğa temelli çözümler, geçirimsiz yüzeylerin azaltılması ve mavi yeşil altyapı entegrasyonu, sünger şehir konsepti ve havza yönetimi, yeraltı suyu akiferlerinin beslenmesi, kaynağında kirletici yönetimi ve ekolojik filtrasyon, entegre kentsel su döngüsü ve döngüsel su ekonomisi olarak sıralanabilir.

Klasik "gri" altyapının aksine, kent içi yüzeylerin yeniden doğallaştırılması hedeflenir. Yağış suyunun düştüğü yerde tutulması, sızdırılması ve buharlaşması sağlanarak kentsel su döngüsü kriz öncesi doğal seyrine yaklaştırılır. Biyo-hendekler, yağmur bahçeleri ve yeşil çatı sistemleri gibi yeşil altyapı unsurlarının kentsel morfolojiye entegrasyonu, pik akış rejimlerini dengelemede birincil araç olarak kabul edilmektedir.

Sünger Şehir konsepti, kentlerin suyu hızla uzaklaştırmak yerine, bir sünger gibi emmesi, depolaması ve kuraklık dönemlerinde yeniden kullanması felsefesine dayanır. Bu yaklaşım, kentsel planlamayı makro ölçekten mikro-havza ölçeğine indirger. Geniş ölçekli kentsel sulak alanların restorasyonu, geçirgen kaldırım/asfalt uygulamaları ve yer altı yağmur suyu depolama tanklarının eş güdümlü yönetimi bu başlığın merkezinde yer alır.
Sünger Şehir modelinin dünyadaki en büyük uygulayıcısı ve öncüsü olan Çin'in (özellikle Wuhan pilot bölgesi) son 5 yıldaki (2021-2026) akademik literatüre yansıyan vaka analizi, bu modelin hem potansiyelini hem de saha uygulamalarında karşılaşılan yapısal sınırları gözler önüne sermektedir. Wuhan'ın Yangtze Nehri kıyısındaki yoğun kentsel alanlarında (örneğin Xinyang ve Qingshan bölgeleri) inşa edilen genişletilmiş ekolojik sulak alanlar, geçirgen kaldırımlar ve biyo-hendekler, kentin hidrolojik tepkisini kökten değiştirmiştir. Havza bazlı modelleme çalışmalarına göre,

bu bölgelerde geleneksel gri altyapıya kıyasla yüzeysel akış hacminde %50'ye yakın kalıcı bir azalma sağlanmış ve hafif-orta şiddetteki sağanaklarda su baskınları tamamen engellenmiştir. Wuhan deneyiminden çıkarılan en büyük ders, doğa temelli çözümlerin (yeşil-mavi) geleneksel kanalizasyon/pompa şebekelerinden tamamen bağımsız çalışamayacağıdır. Literatürde, gri altyapı pompaları ile entegre edilmemiş sünger alanların, aşırı yükleme altında kentsel drenaj hatlarında hidrolik tıkanıklıklara ve geri tepmelere yol açtığı kritik bir başarısızlık faktörü olarak gösterilmektedir.

Yeraltı su akiferinin beslenmesi, suya duyarlı planlama, ani sağanak yağış sularını toprakla buluşturarak hem yüzey sel riskini azaltmayı hem de iklim krizi nedeniyle kuruyan kentsel akiferleri pasif olarak beslemeyi amaçlar. Sızdırma kuyuları, havzaları ve bitkilendirilmiş filtre şeritleri aracılığıyla suyun filtrasyon sürecinden geçerek yeraltı su tablasına güvenli bir şekilde ulaşması sağlanır. Doğa temelli çözümler, sadece hidrolik hacim yönetimini değil, aynı zamanda sel sularının taşıdığı kentsel kirleticilerin (ağır metaller, yağlar, askıda katı maddeler) ekolojik yöntemlerle arıtılmasını da kapsar. Fitoremediasyon, kapasitesi yüksek yerel bitki türlerinin kentsel drenaj hatlarına yerleştirilmesi, su kalitesini alıcı ortama ulaşmadan önce kaynağında iyileştirir. Suya duyarlı planlama, gri suyun (duş, lavabo atıkları) ve yağmur suyunun kent içinde arıtılarak peyzaj sulama, yangın söndürme veya rezervuar besleme gibi alanlarda yeniden kullanımını teşvik eder. Kentsel su arzı üzerindeki baskıyı azaltmak amacıyla, merkezi olmayan atık su arıtma tesislerinin ve yerel geri kazanım döngülerinin kentsel imar planlarına yasal bir zorunluluk olarak işlenmesi vurgulanmaktadır (Xiao ve ark., 2023: 2; Qi ve ark., 2025: 1; Zevenbergen ve ark., 2018: 3; Yuan ve ark., 2025: 3; Oates ve ark., 2020: 6).

Sonuç

Gezegenimizin karşı karşıya olduğu en büyük krizlerden biri olan iklim değişikliği, küresel ölçekte hidrolojik döngüyü geri dönülemez biçimde değiştirerek kentsel alanlar üzerindeki baskıyı benzeri görülmemiş bir düzeye ulaştırmıştır. Bu çalışma boyunca ele alındığı üzere; artan sıcaklıklar, düzensiz yağış rejimleri,

şiddetli kuraklıklar ve ani sel baskınları, mühendislik odaklı geleneksel su yönetimi yaklaşımlarının ve mevcut altyapıların yetersizliğini gözler önüne sermektedir (Çınar, 2025: 245; Hurlimann ve Wilson, 2018: 543). Literatürde de sıkça vurgulandığı gibi, geçmiş iklim verilerinin gelecekteki hidrolojik koşulları tahmin etmede artık güvenilir bir rehber olamaması, kentsel su yönetiminde radikal bir paradigma değişimini zorunlu kılmaktadır (Willems ark, 2012: 542). Bu bağlamda kentsel su yönetimi, yalnızca suyu kente getirme ve atık suyu uzaklaştırma işlevinin ötesine geçerek, kentsel dirençliliğin kurucu ve merkezi bir unsuru haline gelmiştir.

Geleceğin dirençli kentlerini inşa etmek; statik ve gri altyapı çözümlerinden, doğa tabanlı çözümlere, sünger şehir modellerine ve döngüsel su ekonomisine geçişi zorunlu kılmaktadır. Yağmur suyu hasadı, gri suyun ve arıtılmış atık suların yeniden kullanımı, geçirimli yüzeylerin artırılması ile akıllı su şebekelerinin, yaygınlaştırılması gibi sürdürülebilir stratejiler, kentsel su güvenliğini sağlamada kritik roller üstlenmektedir (Çınar, 2025: 243; Ferdowsi, 2024: 1). Ancak bu teknik dönüşümün tek başına yeterli olmadığı; iklim risklerinin minimize edilmesi için mekânsal planlama, yasal mevzuatlar ve kurumlar arası eş güdümü kapsayan Entegre Kentsel Su Yönetimi modellerinin hayata geçirilmesi gerektiği açıktır (Hurlimann ve Wilson, 2018: 543).

Sonuç olarak, iklim değişikliği kentsel su kaynakları için çok boyutlu bir tehdit oluştururken, aynı zamanda kentlerimizi daha sürdürülebilir, doğayla uyumlu ve yaşanabilir alanlara dönüştürmek için tarihi bir fırsat da sunmaktadır. Bugün atılacak adımlar, yarının kentlerinin su krizleri karşısında ayakta kalıp kalamayacağını belirleyecektir. İklim krizine karşı verilen küresel mücadelenin merkezinde kentlerin, kentlerin hayatta kalma mücadelesinin merkezinde ise suyun olduğu unutulmamalıdır.

Kaynakça

1. Borah, G. (2025). Urban water stress: climate change implications for water supply in cities. *Water Conservation Science and Engineering*, *10*(1), 20.

2. Çınar, H. S. (2025). İklim Değişikliği Bağlamında Sürdürülebilir Kentsel Su Yönetimi: Küresel Yaklaşımlar Ve Uyum Stratejileri. *Peyzaj - Eğitim, Bilim, Kültür Ve Sanat Dergisi*, *7*(2), 243-258. https://doi.org/10.53784/peyzaj.1813226

3. Dordai, L., Roman, M., Roman, C., & Becze, A. (2026). Climate Change and Water Resources: A Comprehensive Review of Impacts, Adaptation Strategies, and Resilience Frameworks. *Water*, *18*(14), 1735.

4. Ferdowsi, A., Piadeh, F., Behzadian, K., Mousavi, S. F., & Ehteram, M. (2024). Urban water infrastructure: A critical review on climate change impacts and adaptation strategies. *Urban Climate*, *58*, 102132.

5. Haşal, T., Taş, N., & Taş, M., Küresel İklim Değişikliğinin Su Kaynakları Üzerindeki Etkileri VE Sürdürülebilir Kalkınma İçin Binalarda Yenilikçi Su Yönetimi Çözümleri: Türkiye Ve Dünyadan Uygulama Örnekleri, Global Sustainability and Development Congress, Kayseri, Türkiye, 15 - 16 Ekim 2025, cilt.1, ss.342-354.

6. Hathaway, J. M., Bean, E. Z., Bernagros, J. T., Christian, D. P., Davani, H., Ebrahimian, A., & Winston, R. J. (2024). A synthesis of climate change impacts on stormwater management systems: Designing for resiliency and future challenges. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, *10*(2), 04023014.

7. Hurlimann, A., & Wilson, E. (2018). Sustainable urban water management under a changing climate: The role of spatial planning. *Water*, *10*(5), 546.

8. Kocabaş, H. M. (2024). Türkiye'de iklim değişikliğine uyum bağlamında suya duyarlı kentsel planlama ve tasarım yaklaşımlarının önemi. *Kent Akademisi*, *17*(5), 1611-1638.

9. Kimbi, S. B., Onodera, S. I., Wang, K., Kaihotsu, I., & Shimizu, Y. (2024). Assessing the impact of urbanization and climate change on hydrological processes in a suburban catchment. *Environments*, *11*(10), 225.

10. Le, H. N., Vo, D. P., Nguyen, Q. D., Nguyen, B. Q., & Nguyen, C. C. (2024). Assessing the impacts of urbanization and climate change on urban drainage system. *River*, *3*(2), 181-190.

11. Oates, L. E., Dai, L., Sudmant, A., & Gouldson, A. (2020). Building climate resilience and Water Security in Cities: Lessons from the sponge city of Wuhan, China.

12. Öztürk, İ., Su, İklim Değişimi ve Ortak Geleceğimiz,2. Baskı, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı. Türkiye Su Enstitüsü SUEN Raporları, https://www.suen.gov.tr/uploads/su-iklim-degisimi-ve-ortak-gelecegimiz-2-baski.pdf, 2020. Erişim Tarihi:01.10.2026).

13. Qi, X., Khu, S. T., Yu, P., Liu, Y., & Wang, M. (2025). Integrating machine learning with the Minimum Cumulative Resistance Model to assess the impact of urban land use on road waterlogging risk. *Journal of Hydrology*, *654*, 132842.

14. Rosińska, W., Jurasz, J., Przestrzelska, K., Wartalska, K., & Kaźmierczak, B. (2024). Climate change's ripple effect on water supply systems and the water-energy nexus–A review. *Water Resources and Industry*, *32*, 100266.

15. Sekuła, H., Wiejak-Roy, G., & Bieda, A. (2026). Assessment of urban quality of life under climate change–A framework for Europe. *Urban Climate*, *68*, 102988.

16. Willems, P., & Olsson, J. (2012). *Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage systems*. IWA publishing.

17. Xiao, S., Zou, L., Xia, J., Dong, Y., Yang, Z., & Yao, T. (2023). Assessment of the urban waterlogging resilience and identification of its driving factors: A case study of Wuhan City, China. *Science of the total environment*, *866*, 161321.

18. Yuan, Y., Zheng, Y., Zhai, J., Huang, X., Yao, M., & Shi, J. (2025). How does the sponge city pilot policy affect the urban water system climate resilience: Quasi-experimental evidence from China. *Urban Climate*, *64*, 102643.

19. Zevenbergen, C., Fu, D., & Pathirana, A. (2018). Transitioning to sponge cities: Challenges and opportunities to address urban water problems in China. *Water*, *10*(9), 1230.

20. Zou, S., Zheng, Y., Dzakpasu, M., Li, Q., Cao, T., Zhao, L., & Chen, R. (2025). Advancements in urban water management and ecological restoration technologies: Frameworks, challenges, and emerging trends. *Journal of Water Process Engineering*, *80*, 109194.

BÖLÜM 3

TEKSTİL ATIKSULARININ ANAEROBİK ARITIMI: BİYOLOJİK MEKANİZMALAR, REAKTÖR TEKNOLOJİLERİ VE HİBRİT SİSTEMLER

Zeynep Meltem ERSÖZ[1],
Fatma TOSUN[2],
Gül KAYKIOĞLU[3]

Giriş

Tekstil endüstrisi, dünya genelinde ekonomik büyümeye ve istihdama önemli katkılar sağlayan stratejik sektörlerden biri olmasının yanı sıra, yüksek su tüketimi ve kompleks karakterde atıksu oluşumu nedeniyle çevresel etkileri yüksek olan endüstriyel faaliyetler arasında yer almaktadır (Shoukat & ark., 2019: 100804; Bogale & ark., 2024: 100438). Elyaf hazırlama, haşıllama, kasar,

[1]Çevre Mühendisi, Tekirdağ Namık Kemal Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, ORCID: 0009-0003-4558-0782

[2]Çevre Yüksek Mühendisi, Tekirdağ Namık Kemal Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, ORCID: 0000-0001-5371-6094

[3]Prof. Dr., Tekirdağ Namık Kemal Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, ORCID: 0000-0003-3271-211X

merserizasyon, boyama, baskı ve terbiye gibi üretim süreçlerinde yüksek miktarda su kullanılmakta, bu süreçler sonucunda ise yüksek hacimlerde, fiziksel ve kimyasal özellikleri bakımından önemli değişkenlik gösteren atıksular oluşmaktadır (Shoukat & ark., 2019: 100804).

Tekstil atıksuları yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), çözünmüş tuzlar, yüzey aktif maddeler, ağır metaller, çeşitli yardımcı kimyasallar ve sentetik boyar maddeler içeren karmaşık bir yapıya sahiptir (Choerudin & ark., 2021: 105276; Wang & ark., 2023: 118717). Bu bileşenler, yalnızca alıcı ortamların fiziksel ve kimyasal özelliklerini olumsuz yönde etkilemekle kalmamakta, aynı zamanda biyolojik arıtma süreçlerinin verimini de sınırlandırmaktadır. Özellikle yüksek tuzluluk, değişken pH, toksik özellik gösterebilen organik bileşikler ve biyolojik olarak zor parçalanabilen kirleticiler, tekstil atıksularının etkin şekilde arıtılmasını güçleştiren temel faktörler arasında yer almaktadır (Yurtsever & ark., 2020: 101088; Bogale & ark., 2024: 100438).

Tekstil sektöründe yaygın olarak kullanılan sentetik boyar maddelerin büyük bir bölümünü azo boyaları oluşturmaktadır. Boyama işlemleri sırasında kullanılan boyaların yaklaşık %10-20'sinin liflere bağlanamadan atıksuya geçtiği bildirilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438). Alıcı ortamlara ulaşan bu boyar maddeler, su ortamında ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktiviteyi baskılamakta, çözünmüş oksijen seviyesini düşürmekte ve sucul ekosistemlerin doğal dengesini olumsuz etkilemektedir. Ayrıca anaerobik veya çevresel koşullarda gerçekleşen parçalanma reaksiyonları sonucunda oluşabilen aromatik aminler, toksik ve potansiyel olarak kanserojen özellik gösterebildiğinden çevresel riskleri daha da artırmaktadır (Dhaouefi & ark., 2019: 356; Wang & ark., 2023: 118717). Bu nedenle tekstil atıksularının etkin biçimde arıtılması, yalnızca renk giderimi

açısından değil, ekosistem sağlığının korunması ve sürdürülebilir su yönetimi açısından da büyük önem taşımaktadır.

Tekstil atıksularının arıtımında koagülasyon-flokülasyon, adsorpsiyon, membran filtrasyonu, ileri oksidasyon prosesleri ve elektrokimyasal yöntemler gibi çok sayıda fiziksel ve kimyasal teknoloji uygulanmaktadır (Bogale & ark., 2024: 100438). Bununla birlikte, bu yöntemlerin yüksek enerji ve kimyasal tüketimi, önemli miktarda ikincil atık üretimi ve yüksek işletme maliyetleri gibi dezavantajları bulunmaktadır. Buna karşılık biyolojik arıtma yöntemleri, daha düşük enerji gereksinimi, sınırlı fazla çamur oluşumu ve organik kirleticilerin biyolojik olarak parçalanabilmesi nedeniyle daha sürdürülebilir bir alternatif olarak değerlendirilmektedir (Shoukat & ark., 2019: 100804). Özellikle anaerobik biyolojik arıtma prosesleri, azo boyalarının indirgenmesi yoluyla etkili renk giderimi sağlayabilmeleri ve biyogaz üretimi sayesinde enerji geri kazanımına olanak tanımaları nedeniyle son yıllarda giderek daha fazla ilgi görmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Choerudin & ark., 2021: 105276).

Bununla birlikte, anaerobik arıtma sırasında azo bağlarının indirgenmesi sonucunda oluşan aromatik aminlerin çoğu zaman tam olarak mineralize edilememesi, bu prosesin tek başına yeterli olmadığını göstermektedir. Bu nedenle güncel araştırmalar, anaerobik sistemlerin aerobik biyolojik arıtma veya ileri arıtma teknolojileri ile entegre edildiği hibrit yaklaşımlara odaklanmaktadır. Bu sistemler, yalnızca renk ve organik madde giderimini artırmakla kalmayıp toksisitenin azaltılması, suyun yeniden kullanım potansiyelinin yükseltilmesi ve kaynak verimliliğinin geliştirilmesi açısından da önemli avantajlar sunmaktadır (Dhaouefi & ark., 2019: 356; Shoukat & ark., 2019: 100804; Choerudin & ark., 2021: 105276). Son yıllarda geliştirilen anaerobik membran biyoreaktörler (AnMBR), anaerobik hareketli yatak biyofilm reaktörleri (AnMBBR), anaerobik ardışık kesikli

reaktörler (AnSBR) ve farklı hibrit reaktör konfigürasyonları, tekstil atıksularının arıtımında yüksek performans gösteren teknolojiler olarak öne çıkmaktadır (Kozak & ark., 2021a: 105596, 2021b: 62; Yurtsever & ark., 2020: 101088; Wang & ark., 2023: 118717).

Bu çalışmada, tekstil atıksularının anaerobik arıtımı güncel literatür ışığında kapsamlı bir bakış açısıyla ele alınmıştır. İlk olarak tekstil atıksularının karakteristik özellikleri ve çevresel etkileri açıklanmış, ardından anaerobik arıtmanın biyokimyasal mekanizmaları ile azo boyalarının indirgenme süreçleri değerlendirilmiştir. Devamında farklı anaerobik reaktör teknolojileri ve proses performansını etkileyen işletme parametreleri incelenmiş, anaerobik-aerobik hibrit sistemlerin sağladığı avantajlar tartışılmıştır. Son bölümde ise anaerobik arıtmanın üstün yönleri, mevcut sınırlılıkları ve tekstil endüstrisinde sürdürülebilir su yönetimine yönelik gelecekteki araştırma eğilimleri değerlendirilmiştir.

Tekstil Atıksularının Özellikleri

Tekstil endüstrisi, üretim süreçlerinde yüksek miktarda su kullanımı nedeniyle yüksek hacimlerde ve değişken özelliklere sahip atıksular oluşturan endüstriyel sektörlerin başında gelmektedir. Oluşan atıksuyun miktarı ve bileşimi, kullanılan lif türü, boyama yöntemi, yardımcı kimyasallar ve uygulanan terbiye işlemlerine bağlı olarak önemli ölçüde değişiklik göstermektedir. Bununla birlikte tekstil atıksuları genel olarak yüksek organik madde içeriği, yoğun renk, çözünmüş tuzlar ve çeşitli kimyasal kirleticiler nedeniyle karmaşık bir yapıya sahiptir (Shoukat & ark., 2019: 100804; Choerudin & ark., 2021: 105276; Wang & ark., 2023: 118717). Elyaf hazırlama, haşıllama, kasar, merserizasyon, boyama, baskı ve terbiye gibi üretim basamaklarının her biri, atıksuyun fiziksel ve kimyasal özelliklerini etkileyerek farklı kirletici

profillerinin oluşmasına neden olmaktadır (Shoukat & ark., 2019: 100804).

Tekstil atıksuları yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), askıda katı madde (AKM), klorür ve sülfat konsantrasyonlarının yanı sıra yüksek iletkenlik ve alkali pH değerlerine sahip olduğu bilinmektedir. Ayrıca üretim proseslerinden kaynaklanan yüksek sıcaklık ve çözünmüş tuz konsantrasyonları, biyolojik arıtma sistemlerinin performansını olumsuz yönde etkileyen temel özellikler arasında yer almaktadır. Bu değişken karakter, uygulanacak arıtma teknolojisinin seçimi, proses tasarımı ve işletme koşullarının belirlenmesinde dikkate alınması gereken en önemli faktörlerden biridir (Yurtsever & ark., 2020: 101088).

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyar maddeler içerisinde en yaygın gruplardan birini azo boyaları oluşturmaktadır. Boyama işlemleri sırasında kullanılan boyaların yaklaşık %10-20'si liflere bağlanamamakta ve proses sonunda atıksuya geçtiği bildirilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438). Bu durum, tekstil atıksularında yüksek renk oluşumunun temel nedenlerinden biri olup, arıtma süreçlerinde karşılaşılan en önemli çevresel problemlerin başında gelmektedir. Boyar maddelerin yanı sıra atıksular, yüzey aktif maddeler, kompleks oluşturucu ajanlar, ağır metaller ve çeşitli tekstil yardımcı kimyasallarını da içermektedir (Choerudin & ark., 2021: 105276; Wang & ark., 2023: 118717). Bu kirleticilerin birlikte bulunması, atıksuların biyolojik olarak parçalanabilirliğini azaltmakta ve arıtma proseslerinin etkinliğini sınırlandırmaktadır.

Azo boyalarının temel yapısını oluşturan azo bağı (-N=N-), aromatik halkaları birbirine bağlayan kromofor grubu olup boyalara yüksek kimyasal ve fotokimyasal kararlılık kazandırmaktadır. Bu özellik tekstil ürünlerinde renk dayanımını artırırken, aynı zamanda boyaların biyolojik olarak parçalanmasını güçleştirmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438). Bu nedenle azo

boyaları, tekstil atıksularında arıtılması en güç organik kirleticiler arasında değerlendirilmektedir.

Boyar maddeler alıcı ortamlarda ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktivitenin baskılanmasına, çözünmüş oksijen konsantrasyonunun düşmesine ve sucul ekosistemlerin doğal dengesinin bozulmasına neden olmaktadır (Dhaouefi & ark., 2019: 356; Wang & ark., 2023: 118717). Bunun yanında azo boyalarının parçalanması sonucunda oluşabilen aromatik aminler toksik, mutajenik ve potansiyel olarak kanserojen özellik gösterebildiğinden çevresel riskleri daha da artırmaktadır (Yurtsever & ark., 2020: 101088; Azimi & ark., 2021: 228). Bu nedenle tekstil atıksularında renk giderimi hem görsel kalite açısından hem de çevresel güvenlik ve ekosistem sağlığının korunması açısından kritik öneme sahiptir.

Şekil 1. Boya içeren tekstil atıksularının çevresel etkileri



Şekil 1'de özetlenen çevresel etkiler incelendiğinde, tekstil atıksularının yalnızca su kalitesini bozmadığı, aynı zamanda bitkiler,

sucul organizmalar ve dolaylı olarak insan sağlığı üzerinde de olumsuz etkiler oluşturabildiği görülmektedir. Bu nedenle tekstil atıksularının etkin şekilde arıtılması, çevresel sürdürülebilirlik ve su kaynaklarının korunması açısından temel gerekliliklerden biridir (Bogale & ark., 2024: 100438).

Tekstil atıksularının biyolojik arıtımını güçleştiren başlıca faktörler arasında yüksek tuzluluk, değişken pH, yüksek iletkenlik ve biyolojik olarak zor parçalanabilen organik bileşikler yer almaktadır (Yurtsever & ark., 2020: 101088; Wang & ark., 2023: 118717; Bogale & ark., 2024: 100438). Özellikle reaktif boyama proseslerinde kullanılan sodyum klorür ve sodyum sülfat gibi tuzlar, atıksuyun iyonik kuvvetini artırarak mikroorganizmalar üzerinde ozmotik stres oluşturabilmekte ve biyolojik arıtma performansını olumsuz etkileyebilmektedir (Wang & ark., 2023: 118717). Ayrıca yüzey aktif maddeler, kompleks oluşturucular ve diğer tekstil yardımcı kimyasalları biyolojik parçalanabilirliği azaltarak organik kirleticilerin uzaklaştırılmasını güçleştirmektedir (Bogale & ark., 2024: 100438).

Tekstil atıksuları, yüksek organik madde yükü, yoğun renk, yüksek tuzluluk, değişken pH ve toksik özellik gösterebilen kirletici bileşenleri nedeniyle arıtılması zor endüstriyel atıksular arasında yer almaktadır. Bu özellikler, yalnızca renk giderimine odaklanan yaklaşımların yeterli olmadığını, organik madde giderimi, toksisite azaltımı ve suyun yeniden kullanımını birlikte hedefleyen bütünleşik arıtma teknolojilerinin geliştirilmesini gerekli kılmaktadır (Choerudin & ark., 2021: 105276; Wang & ark., 2023: 118717; Bogale & ark., 2024: 100438).

Anaerobik Arıtma Süreçleri ve Mekanizmaları

Anaerobik biyolojik arıtma, organik maddelerin çözünmüş oksijen bulunmayan ortamlarda mikroorganizmalar tarafından biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda daha basit bileşiklere

dönüştürüldüğü biyolojik bir arıtma yöntemidir. Düşük enerji gereksinimi, sınırlı fazla çamur üretimi ve biyogaz oluşumu sayesinde enerji geri kazanımına olanak sağlaması nedeniyle özellikle yüksek organik yüke sahip endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak uygulanmaktadır (Shoukat & ark., 2019: 100804; Choerudin & ark., 2021: 105276; Manzoor & ark., 2024: 105568).

Tekstil atıksularının anaerobik arıtımında bu proses organik maddelerin uzaklaştırılmasının yanında azo boyalarının biyolojik olarak indirgenmesini de sağlamaktadır. Ancak tekstil atıksularının yüksek tuzluluk, değişken pH, kompleks organik bileşikler ve çeşitli inhibitör maddeler içeren yapısı, anaerobik süreçlerin evsel atıksulara kıyasla daha karmaşık şekilde gerçekleşmesine neden olmaktadır. Bu nedenle proses performansı işletme koşulları, boya tipi ve mikrobiyal topluluğun yapısına da bağlı olarak değişmektedir (Azimi & ark., 2021: 228).

Anaerobik arıtma, hidroliz, asidogenez, asetogenez ve metanojenez olmak üzere birbirini izleyen dört temel biyolojik aşamadan oluşmaktadır. Bu aşamalar birbirine bağımlı olarak gerçekleşmekte olup herhangi bir basamaktaki aksama tüm proses performansını doğrudan etkilemektedir (Shahzad & ark., 2021: 108123; Gadow & ark., 2022: 100886).

İlk aşama olan hidrolizde, proteinler, karbonhidratlar ve lipitler gibi kompleks organik bileşikler hidrolitik enzimler aracılığıyla daha küçük ve çözünür moleküllere dönüştürülmektedir. Bu basamak, sonraki biyolojik reaksiyonların gerçekleşebilmesi açısından kritik öneme sahiptir.

İkinci aşama olan asidogenez sürecinde hidroliz ürünleri asidojenik bakteriler tarafından uçucu yağ asitleri, alkoller, hidrojen ve karbondioksite dönüştürülmektedir. Oluşan bu ara ürünler üçüncü

aşama olan asetogenez sırasında asetojenik mikroorganizmalar tarafından asetat, hidrojen ve karbondioksite çevrilmektedir.

Son aşama olan metanojenez basamağında ise metanojenik arkeler asetat ve hidrojeni kullanarak metan ve karbondioksit üretmektedir. Bu aşama yalnızca organik maddelerin son ürünlere dönüştürülmesini sağlamakla kalmamakta, aynı zamanda anaerobik arıtmanın önemli avantajlarından biri olan biyogaz üretiminin de temelini oluşturmaktadır (Shahzad & ark., 2021: 108123; Gadow & ark., 2022: 100886).

Anaerobik sindirimin başarılı şekilde sürdürülebilmesi için bu dört biyolojik aşama arasında metabolik dengenin korunması gerekmektedir. Özellikle uçucu yağ asitlerinin aşırı birikmesi veya metanojenik aktivitenin baskılanması, proses kararlılığının bozulmasına ve arıtma veriminin düşmesine neden olabilmektedir. Bu nedenle anaerobik reaktörlerde mikrobiyal dengenin korunması ve uygun işletme koşullarının sağlanması büyük önem taşımaktadır.

Anaerobik arıtma proseslerinin etkinliği, farklı metabolik işlevlere sahip mikroorganizma grupları arasındaki etkileşimlere bağlıdır. Hidrolitik, asidojenik ve asetojenik bakteriler tarafından gerçekleştirilen organik madde dönüşümleri sonucunda oluşan ara ürünler, metanojenik arkeler tarafından metan üretiminde kullanılmaktadır. Tekstil atıksularında ise bu mikrobiyal etkileşimlere azo boyalarının indirgenmesinde rol alan mikroorganizmalar da katılmaktadır. Boya indirgeme kapasitesine sahip bakteriler ile metanojenik arkeler arasındaki etkileşimler, organik madde giderimi, renk giderimi ve biyogaz üretiminin birlikte sürdürülebilmesi açısından önem taşımaktadır. Literatürde Proteobacteria, Firmicutes, Bacteroidota ve çeşitli metanojenik arke gruplarının tekstil atıksularının anaerobik arıtımında önemli mikrobiyal topluluklar arasında yer aldığı bildirilmektedir (Choerudin & ark., 2021: 105276; Bogale & ark., 2024: 100438).

Azo Bağ Kırılımı ve Ürün Oluşumu

- **Azo Boyalarının Yapısı ve Çevresel Önemi**

Azo boyaları, tekstil endüstrisinde en yaygın kullanılan sentetik boyar madde grubunu oluşturmakta olup, yüksek renk kararlılığı, farklı lif türleriyle uyumluluğu ve geniş renk aralığı nedeniyle yaygın olarak tercih edilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438). Moleküler yapılarında bir veya daha fazla azo bağı (-N=N-) bulunması, bu boyalara yüksek kimyasal ve fotokimyasal kararlılık kazandırırken aynı zamanda biyolojik parçalanabilirliklerini önemli ölçüde sınırlandırmaktadır. Bu nedenle azo boyaları, tekstil atıksularında çevresel açıdan en önemli kirletici gruplarından biri olarak kabul edilmektedir.

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyar maddeler, asit, bazik, dispers, direkt, reaktif, küp ve kükürt boyaları gibi farklı sınıflara ayrılmaktadır. Bu boya grupları kimyasal yapı, uygulama yöntemi ve liflerle etkileşim mekanizmaları bakımından farklılık göstermekle birlikte, birçok boya grubunda temel kromofor yapı olarak azo bağı yer almaktadır. Özellikle reaktif boyalar, liflerle kovalent bağ oluşturabilmeleri nedeniyle tekstil endüstrisinde en yaygın kullanılan boya grupları arasında bulunmaktadır (Bogale & ark., 2024: 100438).

Tekstil atıksularında yüksek renk konsantrasyonunun temel nedeni, boyama işlemleri sırasında kullanılan boyaların belirli bir kısmının liflere bağlanamadan atıksuya geçmesidir. Bu durum yalnızca görsel kirliliğe neden olmamakta, aynı zamanda biyolojik arıtmayı güçleştiren ve alıcı ortamların ekolojik dengesini olumsuz etkileyen önemli bir çevresel sorun oluşturmaktadır (Choerudin & ark., 2021: 105276).

- **Anaerobik Ortamda Azo Bağının İndirgenmesi**

Tekstil atıksularının anaerobik arıtımında, organik maddelerin klasik anaerobik dönüşüm süreçlerine ek olarak azo boyalarının biyolojik indirgenmesi de gerçekleşmektedir. Anaerobik koşullarda renk gideriminin temel mekanizması, azo boyalarının yapısında bulunan azo bağlarının (-N=N-) mikrobiyal faaliyetler sonucunda redüktif olarak parçalanmasına dayanmaktadır. Mikroorganizmaların metabolik faaliyetleri sırasında oluşan elektronlar azo boyalarına aktarılabilmekte ve azo boyaları bu süreçte elektron alıcısı olarak görev yapabilmektedir. Elektron transferi sonucunda azo bağı kırılmakta, boyaya rengini veren kromofor yapı parçalanmakta ve böylece atıksuyun rengi büyük ölçüde giderilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438).

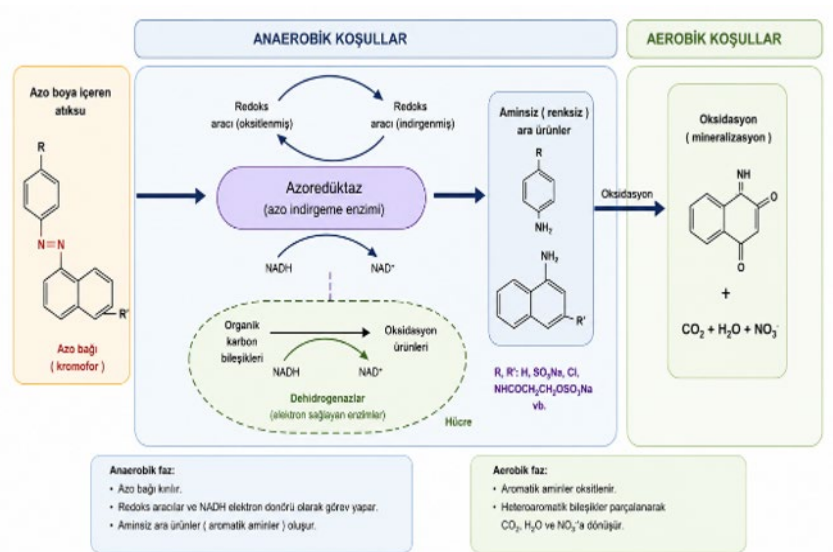
Anaerobik ortamda azo bağlarının indirgenmesinin etkin şekilde gerçekleşmesinde düşük oksidasyon-redüksiyon potansiyeli önemli rol oynamaktadır. Oksijenin bulunmadığı veya çok düşük düzeylerde olduğu koşullarda elektronların azo bağlarına aktarılması kolaylaşmakta ve redüktif renk giderimi desteklenmektedir. Buna karşılık oksijen varlığında elektronlar öncelikli olarak oksijene aktarıldığından azo bağlarının indirgenmesi baskılanabilmekte ve renk giderim verimi azalabilmektedir (Bogale & ark., 2024: 100438; Kozak & ark., 2021a: 105596). Bu nedenle anaerobik faz, azo boya içeren tekstil atıksularının biyolojik arıtımında renk gideriminin gerçekleştirildiği temel aşamalardan biri olarak değerlendirilmektedir.

Azo bağının biyolojik indirgenme mekanizması Şekil 2'de gösterilmektedir. Anaerobik fazda gerçekleşen redüktif parçalanma sonucunda azo bağının kırılmasıyla aromatik aminler oluşmaktadır. Bu nedenle azo boyalarının anaerobik ortamda renklerinin giderilmesi, kirleticilerin tamamen mineralize edildiği anlamına

gelmemektedir. Oluşan aromatik aminlerin önemli bir bölümü anaerobik koşullarda tamamen parçalanamamakta ve çözünmüş organik madde olarak sistem çıkışında kalabilmektedir (Shoukat & ark., 2019: 100804; Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438).

Bu durum, tekstil atıksularının arıtımında yalnızca renk giderim veriminin proses başarısının göstergesi olarak kullanılmasının yeterli olmadığını ortaya koymaktadır. Anaerobik arıtma sonucunda renk büyük ölçüde giderilmiş olsa dahi, oluşan aromatik aminler ve diğer dönüşüm ürünleri nedeniyle çıkış suyunun organik madde içeriği ve çevresel riski devam edebilmektedir. Bu nedenle anaerobik arıtmanın ardından aerobik biyolojik arıtmanın uygulanması, söz konusu ara ürünlerin oksidasyonu ve organik madde gideriminin tamamlanması açısından önem taşımaktadır (Choerudin & ark., 2021: 105276; Dhaouefi & ark., 2019: 356; Bogale & ark., 2024: 100438).

Şekil 2. Azo boyalarının biyolojik parçalanma mekanizması (Bogale & ark., 2024: 100438)



Anaerobik ve aerobik prosesler bu açıdan birbirini tamamlayan farklı işlevler üstlenmektedir. Anaerobik aşama esas olarak azo bağlarının indirgenmesini ve renk giderimini sağlarken, aerobik aşama anaerobik dönüşüm sonucunda oluşan aromatik aminlerin ve diğer biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşiklerin oksidasyonuna katkı sağlamaktadır. Böylece renk gideriminin yanı sıra organik madde ve toksisite açısından daha yüksek kalitede bir çıkış suyu elde edilmesi mümkün olmaktadır. Bu tamamlayıcı mekanizma, tekstil atıksularının arıtımında geliştirilen anaerobik-aerobik hibrit sistemlerin temelini oluşturmaktadır (Choerudin & ark., 2021: 105276; Bogale & ark., 2024: 100438).

- **Aromatik Aminlerin Çevresel Önemi**

Azo boyalarının anaerobik indirgenmesi sonucunda oluşan aromatik aminler, tekstil atıksularının biyolojik arıtımında dikkate alınması gereken önemli dönüşüm ürünleridir. Anaerobik koşullarda bu bileşiklerin çoğu zaman tamamen mineralize edilememesi, renk giderimi yüksek düzeyde gerçekleşse dahi çıkış suyunda çözünmüş organik bileşiklerin bulunmasına neden olabilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228; Bogale & ark., 2024: 100438). Bu durum, tekstil atıksularının arıtma performansının yalnızca renk giderimi üzerinden değerlendirilmesinin yeterli olmadığını göstermektedir.

Aromatik aminlerin çevresel önemi yalnızca çıkış suyunda kalmalarıyla sınırlı değildir. Bazı ara ürünler aerobik koşullarda yeniden renk oluşumuna neden olabilmekte veya biyolojik dönüşümleri sırasında farklı toksik bileşiklerin oluşumuna yol açabilmektedir (Azimi & ark., 2021: 228). Dolayısıyla anaerobik arıtma sonrasında elde edilen renksiz bir çıkış suyu, her zaman çevresel açıdan güvenli bir çıkış suyu anlamına gelmemektedir.

Bu nedenle tekstil atıksularının arıtımında renk gideriminin yanı sıra organik madde giderimi, oluşan dönüşüm ürünleri ve mümkün olduğunda toksisite gibi parametrelerin birlikte

değerlendirilmesi önem taşımaktadır. Anaerobik aşamada oluşan aromatik aminlerin ve diğer ara ürünlerin gideriminin tamamlanması amacıyla aerobik biyolojik arıtma veya gerekli durumlarda ileri arıtma proseslerinin uygulanması gerekebilmektedir (Choerudin & ark., 2021: 105276; Dhaouefi & ark., 2019: 356). Bu gereksinim, anaerobik-aerobik ardışık ve hibrit sistemlerin tekstil atıksularının arıtımındaki önemini artırmaktadır.

Anaerobik Reaktör Teknolojileri

Anaerobik arıtma proseslerinde elde edilen performans reaktör teknolojisine de bağlıdır. Reaktör tasarımı, biyokütlenin sistem içerisinde tutulması, hidrolik bekletme süresinin kontrolü, organik yükleme kapasitesi ve çıkış suyu kalitesi üzerinde doğrudan belirleyici olmaktadır. Son yıllarda tekstil atıksularının yüksek organik madde, yoğun renk ve tuzluluk içeren yapısına uygun olarak farklı anaerobik reaktör konfigürasyonları geliştirilmiş ve bu sistemlerin performansları önemli ölçüde iyileştirilmiştir (Kozak & ark., 2021a: 105596, 2021b: 62); Choerudin & ark., 2021: 105276; Manzoor & ark., 2024: 105568).

- **Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Reaktörler (UASB)**

Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı (UASB) reaktörler, tekstil atıksularının anaerobik arıtımında en yaygın kullanılan sistemlerden biridir. Bu reaktörlerde atıksu tabandan yukarı doğru akarken granüler biyokütle ile temas etmekte ve organik maddelerin biyolojik parçalanması gerçekleşmektedir. Granüler çamurun yüksek biyokütle konsantrasyonu oluşturabilmesi sayesinde UASB reaktörleri, yüksek organik yükleme hızlarında dahi kararlı işletme performansı gösterebilmektedir (Choerudin & ark., 2021: 105276). Bununla birlikte yüksek tuzluluk, biyolojik olarak zor parçalanabilen boyar maddeler ve toksik bileşikler granül yapısının

stabilitesini olumsuz etkileyebilmekte ve uzun süreli işletmede performans kayıplarına neden olabilmektedir.

UASB reaktörlerinin geliştirilmiş bir versiyonu olan Yukarı Akışlı Anaerobik Hibrit Reaktörler (UAHR), granüler çamur ile sabit film sistemlerini aynı reaktörde birleştirmektedir. Reaktörün alt kısmı klasik UASB prensibine göre çalışırken, üst bölümde bulunan dolgu malzemeleri mikroorganizmaların tutunması için ilave yüzey alanı sağlayarak yüksek organik yüklemelerde sistem kararlılığını artırmaktadır (Shahzad & ark., 2021: 108123).

- **Anaerobik Membran Biyoreaktörler (AnMBR)**

Anaerobik membran biyoreaktörler (AnMBR), biyolojik arıtma ile membran filtrasyonunun bir araya getirildiği gelişmiş sistemlerdir. Membran ünitesi sayesinde biyokütle tamamen reaktör içerisinde tutulabilmekte, böylece özellikle yavaş büyüyen metanojenik mikroorganizmaların sistemden uzaklaşması önlenmektedir. Bu durum daha yüksek biyokütle konsantrasyonu, daha uzun çamur yaşı ve daha yüksek organik madde giderim performansı sağlamaktadır (Yurtsever & ark., 2020: 101088; Wang & ark., 2023: 118717).

AnMBR sistemleri özellikle yüksek tuzluluk içeren tekstil atıksularında operasyonel kararlılık sağlaması nedeniyle dikkat çekmektedir. Wang ve arkadaşları (2023: 118717), halofilik mikroorganizmaların gelişmesi sayesinde yüksek tuzluluk koşullarında dahi sistem performansının sürdürülebildiğini bildirmiştir. Ayrıca membran filtrasyonu sayesinde askıda katı maddeler ve biyokütle etkin şekilde tutulduğundan yeniden kullanım potansiyeline sahip daha kaliteli çıkış suyu elde edilebilmektedir.

- **Anaerobik Hareketli Yatak Biyofilm Reaktörleri (AnMBBR)**

Anaerobik hareketli yatak biyofilm reaktörlerinde (AnMBBR), mikroorganizmalar reaktör içerisine yerleştirilen hareketli taşıyıcı malzemeler üzerinde biyofilm oluşturmaktadır. Bu biyofilm yapısı, mikroorganizmaların sistemde daha uzun süre tutulmasını sağlamakta ve toksik bileşiklere karşı dirençlerini artırmaktadır (Kozak & ark., 2021b: 62). Ayrıca taşıyıcı yüzeylerde gelişen biyofilm tabakası, biyokütle kaybını azaltarak yüksek organik yükleme hızlarında daha kararlı işletme performansı sağlamaktadır.

AnMBBR sistemlerinde taşıyıcı malzeme üzerinde gelişen biyofilm, biyokütlenin sistemde tutulmasını desteklemekte ve anaerobik renk gideriminin sürdürülmesine katkı sağlamaktadır (Kozak & ark., 2021a: 105596, 2021b: 62).

- **Anaerobik Ardışık Kesikli Reaktörler (AnSBR)**

Anaerobik ardışık kesikli reaktörler (AnSBR), dolum, reaksiyon, çökelme ve deşarj aşamalarının aynı reaktörde çevrimsel olarak yürütüldüğü sistemlerdir. Çevrim sürelerinin atıksu karakteristiğine göre kolaylıkla ayarlanabilmesi, bu sistemlerin değişken özellik gösteren endüstriyel atıksular için uygun bir seçenek olmasını sağlamaktadır (Yakamercan & Aygün, 2020: 122975).

Azimi ve arkadaşları (2021: 228), sentetik azo boya içeren atıksuların arıtımında AnSBR sistemlerinin askıda büyüyen biyokütle sayesinde kısa sürede yüksek renk giderimi sağlayabildiğini bildirmiştir. Bununla birlikte çevrim esaslı çalışmaları nedeniyle büyük debili tesislerde sürekli akışlı sistemlere kıyasla bazı işletme sınırlılıkları bulunabilmektedir.

Anaerobik Arıtma Performansını Etkileyen İşletme Parametreleri

Anaerobik arıtma sistemlerinde yüksek renk ve organik madde gideriminin sürdürülebilir şekilde sağlanabilmesi, yalnızca uygun reaktör teknolojisinin seçimine değil, aynı zamanda işletme parametrelerinin optimum düzeyde kontrol edilmesine de bağlıdır. Tekstil atıksularının değişken karakteri nedeniyle pH, sıcaklık, hidrolik bekletme süresi (HBS), organik yükleme hızı (OYH), ko-substrat kullanımı, tuzluluk, sülfat konsantrasyonu ve oksidasyon-redüksiyon potansiyeli gibi parametreler mikrobiyal aktiviteyi doğrudan etkilemektedir (Shahzad & ark., 2021: 108123; Gadow & ark., 2022: 100886; Wang & ark., 2023: 118717).

- **pH ve Sıcaklığın Etkisi**

Anaerobik mikroorganizmaların metabolik faaliyetleri, ortamın pH ve sıcaklık koşullarına karşı oldukça duyarlıdır. Özellikle metanojenik mikroorganizmaların optimum aktivite gösterebilmesi için pH'ın genellikle 6,8–7,5 aralığında tutulması önerilmektedir (Shahzad & ark., 2021: 108123). Bu aralığın dışına çıkılması, uçucu yağ asitlerinin (UYA) birikmesine, metan üretiminin azalmasına ve proses kararlılığının bozulmasına neden olabilmektedir. Benzer şekilde sıcaklık da mikrobiyal büyüme hızını ve enzimatik aktiviteleri doğrudan etkilemektedir. Mezofilik işletme koşulları çoğu tekstil atıksuyu uygulamasında kararlı performans sağlarken, termofilik koşullar daha yüksek reaksiyon hızları sunabilmesine rağmen sistem stabilitesinin korunmasını güçleştirebilmektedir (Gadow & ark., 2022: 100886).

- **Hidrolik Bekletme Süresi ve Organik Yükleme Hızı**

Hidrolik bekletme süresi (HBS), atıksuyun reaktör içerisinde biyokütle ile temas ettiği ortalama süreyi ifade etmekte olup anaerobik arıtmanın en önemli tasarım ve işletme parametrelerinden

biridir. Yetersiz HBS, organik maddelerin biyolojik parçalanmasını ve azo bağlarının indirgenmesini sınırlandırırken, uygun HBS değerleri hem renk hem de KOİ giderim performansını artırabilmektedir (Bidu & ark., 2023: 112). Ancak HBS tek başına değerlendirilmemeli, organik yükleme hızı ile birlikte ele alınmalıdır. Organik yükleme hızının aşırı yükselmesi durumunda uçucu yağ asitleri birikmekte, pH düşmekte ve metanojenik aktivite baskılanmaktadır. Bu durum reaktör kararlılığını olumsuz etkileyerek arıtma veriminin azalmasına neden olabilmektedir (Shahzad & ark., 2021: 108123). Bu nedenle HBS ve OYH'nın birlikte optimize edilmesi, yüksek performanslı ve kararlı işletme için temel gerekliliklerden biridir.

- **Ko-substrat Kullanımının Etkisi**

Tekstil atıksularında bulunan azo boyaları çoğu zaman mikroorganizmalar için yeterli miktarda kolay parçalanabilir karbon kaynağı içermemektedir. Bu nedenle glikoz, nişasta, bal işleme atıksuyu veya evsel atıksu gibi ko-substratlar ilave edilerek mikroorganizmaların metabolik aktivitesi desteklenebilmekte ve azo bağlarının indirgenmesi için gerekli elektron donörleri sağlanabilmektedir (Gadow & ark., 2022: 100886; Malik & ark., 2022: 101157). Literatürde, uygun ko-substrat ilavesi ile renk ve KOİ gideriminde önemli iyileşmeler elde edildiği bildirilmektedir. Örneğin, bal işleme atıksuyunun ko-substrat olarak kullanıldığı bir çalışmada %97,37 renk ve %76,69 KOİ giderimi sağlanırken (Malik & ark., 2022: 101157), glikoz kullanılan sistemlerde %98 renk ve %84,32 KOİ giderimi elde edilmiştir (Gadow & ark., 2022: 100886). Literatürde kullanılan başlıca ko-substratlar ve bunlara ilişkin performans örnekleri Tablo 1'de özetlenmiştir.

Tablo 1. Anaerobik arıtımda kullanılan ko-substratlar

Ko-substrat	**Uygulaması ve temel işlevi**	**Temel Bulgu**	**Kaynak**
Evsel atıksu	Biyolojik olarak parçalanabilir organik madde ve besin elementi sağlar.	77/23 tekstil/evsel atıksu oranında %70 renk ve %72 KOİ giderimi elde edilmiştir.	Bidu & ark. (2023: 112)
Şeker ve nişasta	Tam ölçekli anaerobik reaktörde ilave biyolojik olarak parçalanabilir karbon kaynağı olarak kullanılmıştır.	Reaktörün 101 günlük işletiminde %77–90 KOİ giderimi sağlanmıştır.	Vistanty & ark. (2025: 115101)
Bal işleme atıksuyu	Sentetik boya atıksuyunun UASB reaktöründe birlikte arıtımında karbon ve besin kaynağı sağlar.	24 saatlik hidrolik kalış süresinde %97,37 renk ve %76,69 KOİ giderimi elde edilmiştir.	Malik & ark. (2022: 101157)
Glikoz	Acid Red 88 içeren sentetik tekstil atıksuyunun anaerobik arıtımında kolay parçalanabilir karbon ve elektron kaynağı olarak kullanılmıştır.	Uygun C/N oranı ve işletme koşullarında %98 renk ve %84,32 KOİ giderimi elde edilmiştir.	Gadow & ark. (2022: 100886)

Bununla birlikte, ko-substrat dozajının gereğinden fazla artırılması proses performansını olumsuz etkileyebilmektedir. Aşırı organik yükleme sonucunda uçucu yağ asitleri hızla birikmekte, tamponlama kapasitesi azalmakta, pH düşmekte ve metanojenik mikroorganizmaların aktivitesi baskılanmaktadır. Guedes ve arkadaşları (2026), organik yükteki artışın ardından UYA konsantrasyonunun önemli ölçüde yükseldiğini ve reaktör performansının ciddi şekilde bozulduğunu bildirmiştir. Benzer şekilde Li & Shimizu (2023: 4), uzun süreli UYA birikiminin proses dengesizliğine ve sistem başarısızlığına yol açabileceğini

göstermiştir. Bu nedenle ko-substrat türü ve dozajı belirlenirken yalnızca arıtma performansı değil, ekonomik uygulanabilirlik ve işletme kararlılığı da dikkate alınmalıdır.

- **Tuzluluk, Sülfat ve Redoks Koşulları**

Tekstil atıksularında yaygın olarak bulunan yüksek tuzluluk ve sülfat konsantrasyonları, anaerobik biyolojik arıtmayı sınırlandıran önemli çevresel faktörlerdir. Özellikle reaktif boyama proseslerinde kullanılan sodyum klorür ve sodyum sülfat, mikroorganizmalar üzerinde osmotik stres oluşturarak biyolojik aktiviteyi azaltabilmektedir (Wang & ark., 2023: 118717). Bunun yanında yüksek sülfat konsantrasyonları, sülfat indirgeyen bakteriler ile metanojenler arasında elektron donörü rekabetine neden olmakta ve biyogaz üretimini olumsuz etkileyebilmektedir (Gadow & ark., 2022: 100886). Ayrıca uygun oksidasyon-redüksiyon potansiyelinin sağlanması, azo bağlarının indirgenme hızını artırarak renk giderim performansını olumlu yönde etkilemektedir (Wen & ark., 2024: 141471).

İşletme Parametrelerinin Birlikte Değerlendirilmesi

İşletme parametreleri birbirinden bağımsız değişkenler olmayıp, proses performansını birlikte belirleyen etkileşimli faktörlerdir. Örneğin, organik yükleme hızındaki artış HBS ihtiyacını değiştirebilir. pH değişimleri ise metanojenik aktiviteyi etkileyerek UYA birikimine neden olabilir. Benzer şekilde ko-substrat kullanımı, uygun dozlarda renk giderimini artırırken aşırı dozlarda sistem kararlılığını bozabilmektedir. Bu nedenle tekstil atıksularının anaerobik arıtımında yüksek performansın sağlanabilmesi için işletme parametrelerinin tek tek değil, bütüncül bir optimizasyon yaklaşımıyla değerlendirilmesi gerekmektedir (Shahzad & ark., 2021: 108123; Gadow & ark., 2022: 100886; Bidu & ark., 2023: 112).

Anaerobik–Aerobik Hibrit Sistemler ve Güncel Yaklaşımlar

Tekstil atıksularının anaerobik arıtımında yüksek renk giderimi sağlanabilmesine karşın, azo boyalarının indirgenmesi sonucu oluşan aromatik aminlerin tam mineralizasyonu çoğu zaman sınırlı kalmaktadır. Bu nedenle anaerobik ve aerobik proseslerin ardışık veya entegre biçimde uygulanması, renk gideriminin organik madde ve dönüşüm ürünlerinin giderimiyle tamamlanması açısından önemli bir yaklaşım olarak öne çıkmaktadır (Choerudin & ark., 2021: 105276; Dhaouefi & ark., 2019: 356). Tekstil atıksularının anaerobik, aerobik ve ilişkili hibrit sistemlerle arıtımına yönelik farklı reaktör konfigürasyonları, işletme koşulları ve arıtma performansları Tablo 2'de karşılaştırmalı olarak sunulmaktadır.

Literatürde dikkat çeken hibrit uygulamalardan biri, anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR) ile Downflow Hanging Sponge (DHS) reaktörünün birlikte kullanıldığı sistemlerdir. AnMBR ünitesinde membran sayesinde biyokütle reaktör içerisinde tutulurken organik maddeler ve azo boyaları anaerobik koşullarda parçalanmaktadır. Ardından çıkış suyu, sünger taşıyıcılar üzerinde gelişen aerobik biyofilm içeren DHS reaktörüne verilmekte, bu aşamada anaerobik fazda oluşan aromatik aminler ve çözünmüş organik maddeler biyolojik olarak oksitlenerek çıkış suyu kalitesi iyileştirilmektedir (Choerudin & ark., 2021: 105276). Bu nedenle DHS ünitesi yalnızca ikinci bir biyolojik reaktör değil, anaerobik çıkış suyunun tamamlayıcı şekilde iyileştirilmesini sağlayan aerobik bir son arıtma basamağı olarak değerlendirilmektedir.

Tablo 2. Tekstil atıksularının anaerobik/aerobik ve ilişkili hibrit sistemlerle arıtımına ilişkin performans örnekleri

Atıksu tipi	**Sistem / reaktör konfigürasyonu**	**İşletme koşulu**	**Giderim performansı**	**Kaynak**
Sentetik ve gerçek tekstil atıksuyu	Anaerobik SBR + aerobik SBR	Toplam optimum HBS: 54 saat	Yaklaşık %99 KOİ, %96 TKN ve %78 renk giderimi	Shoukat & ark. (2019: 100804)
Sentetik RB5 içeren tekstil atıksuyu	AnMBR + DHS	AnMBR HBS: 12–24 saat; DHS HBS: 1,4–2,8 saat	%96,2–97,3 KOİ ve %94,0–97,5 renk giderimi	Choerudin & ark. (2021: 105276)
Sentetik RB5 içeren tekstil boyama atıksuyu	HF-sAnMBR + DHS	Toplam HBS: 16 saat; DHS'de aralıklı havalandırma	%94,30 toplam KOİ, %95,79 çözünmüş KOİ ve %83,40 renk giderimi	Saquib & ark. (2024: 101869)
Gerçek tekstil atıksuyu	AnMBBR + PAC-AeMBR	Toplam kısa HBS: 18 saat	Yaklaşık %96 DOC ve %90'ın üzerinde renk giderimi	Kozak, Cırık & Başak (2021a: 105596)
Gerçek tekstil atıksuyu	Ardışık AnMBBR + AeMBR	AnMBBR HBS: 6–24 saat; AeMBR HBS: 12–48 saat; PAC: 1 g/L	%92 DOC ve %90 renk giderimi; çıkışta <45 Pt-Co ve <18 mg/L DOC	Kozak, Cırık, Dolaz & ark. (2021b: 62)
Üç reaktif azo boya içeren simüle tekstil boyama atıksuyu	Ardışık anaerobik/aerobik proses; aerobik MBR	Sıcaklık: 30 °C; toplam HBS: 48–72 saat	%77,1 ± 7,9 KOİ, %79,9 ± 1,5 renk giderimi	Azimi & ark. (2021: 228)

Atıksu tipi	Sistem / reaktör konfigürasyonu	İşletme koşulu	Giderim performansı	Kaynak
Gerçek tekstil atıksuyu	SBR ve SBBR'de anaerobik/aerobik çevrim	HBS: 36 saat; çamur bekletme süresi: 15 gün	DEHP giderimi: %72,2; PCP giderimi: %51,1–56,5	Yakamercan & Aygün (2020: 122975)
Sentetik tekstil atıksuyu	Anaerobik reaktör + alg–bakteri fotobiyoreaktörü	HBS: 8 gün	%78 TOK giderimi; iki boya için %99 ± 1 ve %96 ± 3 giderim	Dhaouefi & ark. (2019: 356)
Gerçek tekstil atıksuyu	AnMBR	HBS yaklaşık 2 gün; akı 4,1 ± 0,7 LMH	Permeat KOİ: 70 mg/L; renk: 150 Pt-Co	Yurtsever & ark. (2020: 101088)
Yüksek konsantrasyonlu gerçek tekstil boyama atıksuyu	Anaerobik granüler çamur yatağı + aerobik biyofilm ve aktif çamur reaktörü	Giriş KOİ: 20.862 mg/L	Anaerobik aşamada %97, entegre sistemde %99 KOİ giderimi	Yao & ark. (2023: 129060)
Acid Orange 7 (AO7) içeren sentetik azo boya atıksuyu	Anaerobik biyoelektrokimyasal sistem + aerobik hareketli yataklı biyofilm reaktörü	HBS: 12 sa; pH: 7; 25 ± 4 °C; AO7: 100 mg/L	%96,4 ± 0,6 renk giderimi; %87,7 ± 4,4 KOİ giderimi	Kong & ark. (2022: 127147)
2-Naphthol Red azo boyası içeren endüstriyel atıksu	UASB + aerobik reaktör	HBS: 3–24 sa; en yüksek performans: 6 sa	%98,4 renk ve %92,4'e kadar KOİ giderimi	Gadow & Li (2020: 100388)
Gerçek endüstriyel tekstil atıksuyu	Pilot ölçekli UASB + biyofiltre + aerobik arıtma	Toplam HBS: 52,64 sa; giriş KOİ: 2016 ± 1125 mg/L	%93,05 KOİ ve %86,41 renk giderimi	Miah & ark. (2025: 101075)

Gerçek tekstil atıksularında uygulanan anaerobik SBR–aerobik SBR sistemi de başarılı hibrit uygulamalar arasında yer

almaktadır. Shoukat & ark. (2019: 100804), iki kademeli sistemde toplam KOİ gideriminin %99,5, toplam Kjeldahl azotu (TKN) gideriminin %99,3 ve renk gideriminin %78,4 olduğunu bildirmiştir. Ayrıca anaerobik fazda 3,51 ± 0,30 L/L-gün biyogaz üretimi elde edilmiştir. Bu sonuçlar, hibrit sistemlerin yalnızca yüksek arıtma verimi sağlamadığını, aynı zamanda enerji geri kazanımı açısından da önemli bir potansiyel sunduğunu göstermektedir.

Anaerobik proseslerin algal-bakteriyel fotobiyoreaktörlerle entegre edildiği sistemler de son yıllarda dikkat çekmektedir. Dhaouefi & ark. (2019: 356), Disperse Orange-3 ve Disperse Blue-1 içeren sentetik tekstil atıksuyunun arıtımında anaerobik reaktör ile aerobik alg-bakteri fotobiyoreaktöründen oluşan entegre bir sistemi değerlendirmiştir. Çalışmada, 8 günlük hidrolik bekletme süresinde toplam organik karbon (TOK) gideriminin %78 ± 2, Disperse Orange-3 için %99 ± 1 ve Disperse Blue-1 için %96 ± 3 renk gideriminin sağlandığı, ayrıca arıtılmış atıksuyun fitotoksisitesinin önemli ölçüde azaldığı bildirilmiştir. Çalışmada anaerobik faz sonunda belirgin renk giderimi sağlanırken, aerobik fotobiyoreaktör aşamasında UV-Vis absorbansındaki aromatik aminlere karşılık gelen piklerin önemli ölçüde azaldığı gösterilmiştir. Bu bulgu, anaerobik fazın boya moleküllerini renksiz ara ürünlere dönüştürdüğünü, aerobik algal-bakteriyel fazın ise bu ara ürünlerin parçalanmasına katkı sağladığını ortaya koymaktadır.

Farklı reaktör konfigürasyonlarının kullanıldığı çalışmalar da anaerobik ve aerobik proseslerin entegrasyonunun tekstil ve azo boya içeren atıksuların arıtımındaki etkinliğini ortaya koymaktadır. Gadow & Li (2020: 100388), UASB ve aerobik reaktörden oluşan entegre sistemde 2-Naphthol Red içeren atıksuyun arıtımında %98,4 renk giderimi ve %92,4'e kadar KOİ giderimi elde etmiş, en yüksek performansın 6 saatlik hidrolik bekletme süresinde gerçekleştiğini bildirmiştir. Kong & ark. (2022: 127147) ise anaerobik biyoelektrokimyasal sistem ile aerobik hareketli yataklı biyofilm

reaktörünün entegrasyonunda %96,4 ± 0,6 renk ve %87,7 ± 4,4 KOİ giderimi sağlamıştır. Yüksek konsantrasyonlu gerçek tekstil boyama atıksuyunda Yao & ark. (2023: 129060), anaerobik granüler çamur yatağında %97'ye kadar KOİ giderimi elde ederken, aerobik biyofilm ve aktif çamur aşamalarının eklenmesiyle toplam KOİ gideriminin %99'a kadar yükseldiğini bildirmiştir. Daha yakın tarihli pilot ölçekli bir uygulamada ise Miah & ark. (2025: 101075), gerçek endüstriyel tekstil atıksuyunun UASB, biyofiltre ve aerobik arıtma ünitelerinden oluşan sistemle arıtımında %93,05 KOİ ve %86,41 renk giderimi elde etmiştir. Bu çalışmalar, anaerobik–aerobik entegrasyonunun farklı reaktör konfigürasyonları ve atıksu karakteristikleri altında yüksek organik madde ve renk giderimi sağlayabildiğini ortaya koymaktadır.

Nguyen & ark. (2022: 108350), başlangıç renk değeri 1300 Pt-Co olan sentetik tekstil atıksuyunu Fe3O4 ilaveli anaerobik bölmeli reaktörde arıtmış ve %85 renk giderimi sağlamıştır. Bildirilen giriş değeri ve giderim verimi dikkate alındığında, çıkış renk değerinin yaklaşık 195 Pt-Co olduğu hesaplanmaktadır. Saquib & ark. (2024: 101869), anaerobik membran biyoreaktör ile aşağı akışlı sünger reaktörünü birleştirdikleri sistemde kesikli havalandırma uygulanması sonucunda nihai renk değerini 222,13 ± 44,41 Pt-Co düzeyine düşürmüştür. Manzoor & ark. (2024: 105568) ise anaerobik membran distilasyon biyoreaktöründe yaklaşık %99 renk giderimi sağlayarak 1000 ± 100 Pt-Co düzeyindeki giriş rengini yaklaşık 10 Pt-Co seviyesine indirmiştir.

Çalışmalar birlikte değerlendirildiğinde, sentetik atıksularla yürütülen sistemlerde yüksek renk giderimlerinin daha yaygın olduğu, gerçek tekstil atıksularında ise değişken atıksu bileşimi ve inhibitör bileşikler nedeniyle proses performansının daha geniş bir aralıkta değiştiği görülmektedir. UASB tabanlı sistemler yüksek organik yükleri işleyebilme ve ölçek büyütme açısından avantaj sağlarken, AnMBR ve biyofilm tabanlı sistemler biyokütle tutulumu

ve çıkış suyu kalitesi bakımından öne çıkmaktadır. Bununla birlikte membran içeren sistemlerde kirlenme kontrolü ve enerji gereksinimi, uygulamanın ekonomik sürdürülebilirliği açısından dikkate alınmalıdır.

Anaerobik Arıtmanın Avantajları, Sınırlılıkları ve Gelecek Perspektifi

Tekstil atıksularının anaerobik arıtımı, düşük enerji gereksinimi, sınırlı fazla çamur oluşumu ve organik maddelerin biyogaza dönüştürülmesi yoluyla enerji geri kazanımına olanak sağlaması açısından önemli avantajlar sunmaktadır. Özellikle yüksek organik madde içeriğine sahip atıksularda enerji tüketiminin azaltılması ile eş zamanlı olarak kaynak geri kazanımının sağlanabilmesi, anaerobik prosesleri sürdürülebilir atıksu yönetimi açısından önemli bir seçenek haline getirmektedir (Shoukat & ark., 2019: 100804; Manzoor & ark., 2024: 105568). Bununla birlikte, enerji geri kazanım potansiyeli atıksuyun organik madde içeriği ve biyolojik parçalanabilirliği ile yakından ilişkili olduğundan, tekstil atıksularının değişken bileşimi gerçek uygulamalarda dikkate alınması gereken önemli bir faktördür.

Anaerobik sistemlerin tekstil atıksuları açısından bir diğer önemli üstünlüğü, azo boyalarının indirgenmesine uygun koşullar sağlayarak yüksek renk giderimine ulaşabilmesidir. Bununla birlikte, yüksek renk giderimi tek başına prosesin çevresel başarısını göstermemektedir. Azo bağlarının indirgenmesi sonucunda oluşan aromatik aminlerin anaerobik koşullarda tam olarak mineralize edilememesi, anaerobik proseslerin en önemli sınırlılıklarından biridir (Bogale & ark., 2024: 100438). Bu nedenle arıtma performansının değerlendirilmesinde renk gideriminin yanı sıra organik madde konsantrasyonu, oluşan dönüşüm ürünleri ve mümkün olduğunda çıkış suyunun toksisite özelliklerinin de dikkate alınması gerekmektedir. Anaerobik çıkış suyunun aerobik biyolojik

arıtma veya uygun ileri arıtma prosesleriyle desteklenmesi, bu sınırlılığın giderilmesi açısından önem taşımaktadır (Dhaouefi & ark., 2019: 356; Choerudin & ark., 2021: 105276).

Tekstil atıksularının değişken ve kompleks yapısı, anaerobik proseslerin uzun dönem kararlılığını etkileyen diğer önemli bir faktördür. Özellikle yüksek tuzluluk, sülfat konsantrasyonu ve biyolojik olarak zor parçalanabilen veya inhibitör özellik gösterebilen organik bileşikler mikrobiyal aktiviteyi sınırlandırabilmektedir. Yüksek tuzluluk mikroorganizmalar üzerinde osmotik stres oluştururken, sülfat varlığı sülfat indirgeyen bakteriler ile metanojenik mikroorganizmalar arasında elektron donörü rekabetine yol açabilmektedir. Bu koşullar biyogaz üretimi ve organik madde giderim performansının azalmasına neden olabileceğinden, gerçek tekstil atıksularında mikrobiyal adaptasyonun sağlanması ve işletme koşullarının atıksu karakteristiğine göre optimize edilmesi önem taşımaktadır (Gadow & ark., 2022: 100886; Wang & ark., 2023: 118717).

Reaktör teknolojisindeki gelişmeler, söz konusu sınırlılıkların bir bölümünün azaltılmasına katkı sağlamaktadır. UASB ve biyofilm tabanlı sistemlerde yüksek biyokütle konsantrasyonlarının korunabilmesi, yüksek organik yüklerde proses kararlılığını desteklerken, AnMBR sistemlerinde membran aracılığıyla biyokütlenin reaktörde tutulması, daha uzun çamur yaşı ve daha yüksek çıkış suyu kalitesi sağlayabilmektedir (Yurtsever & ark., 2020: 101088; Wang & ark., 2023: 118717). Membran tabanlı sistemlerde membran kirlenmesi, temizlik gereksinimi ve buna bağlı enerji ve işletme maliyetleri önemli teknik sınırlılıklar oluşturmaktadır (Manzoor & ark., 2024: 105568). Dolayısıyla reaktör seçiminde yalnızca giderim veriminin değil, uzun dönem işletme kararlılığı, enerji gereksinimi, bakım ihtiyacı ve ekonomik uygulanabilirliğin de birlikte değerlendirilmesi gerekmektedir.

Gelecekte anaerobik arıtma teknolojilerinin geliştirilmesinde temel hedefin yalnızca daha yüksek kirletici giderim verimlerine ulaşmak değil, arıtma, enerji geri kazanımı ve suyun yeniden kullanımını aynı proses yaklaşımı içerisinde bütünleştirmek olması beklenmektedir. Bu kapsamda anaerobik proseslerin aerobik biyolojik arıtma, membran teknolojileri ve gerektiğinde ileri oksidasyon prosesleriyle birleştirildiği hibrit sistemler önemli bir gelişme alanı oluşturmaktadır. Özellikle arıtılmış tekstil atıksuyunun proses suyu olarak yeniden kullanılmasını hedefleyen uygulamalarda, renk ve organik madde gideriminin yanı sıra çözünmüş tuzların ve kalıcı organik kirleticilerin kontrolü de dikkate alınmalıdır. Bu nedenle uygulanacak son arıtma teknolojisinin seçimi, hedeflenen yeniden kullanım suyu kalitesine göre yapılmalıdır.

Mevcut çalışmaların önemli bir bölümünün sentetik tekstil atıksuları ve laboratuvar ölçekli sistemler üzerinde gerçekleştirilmiş olması, teknolojilerin endüstriyel ölçekte değerlendirilmesinde önemli bir bilgi boşluğu oluşturmaktadır. Gerçek tekstil atıksularında üretim proseslerine bağlı olarak boya türü, tuzluluk, organik yük ve inhibitör bileşiklerin konsantrasyonları önemli ölçüde değişebilmektedir. Bu nedenle gelecekte uzun süreli pilot ve tam ölçekli çalışmaların artırılması, farklı atıksu karakteristiklerine uyum sağlayabilen mikrobiyal konsorsiyumların geliştirilmesi, membran kirlenmesinin azaltılması ve proseslerin enerji verimliliğinin iyileştirilmesi öncelikli araştırma alanları arasında değerlendirilmelidir. Ayrıca çevrim içi izleme ve proses kontrol yaklaşımlarının anaerobik sistemlere entegrasyonu, değişken tekstil atıksuyu koşullarında proses kararlılığının korunmasına katkı sağlayabilecek önemli bir araştırma alanıdır.

Anaerobik arıtma teknolojilerinin gelecekteki endüstriyel uygulanabilirliği, yüksek giderim verimine sahip arıtma prosesleri olmasının yanı sıra, su ve enerji geri kazanımını destekleyen

bütünleşik kaynak yönetimi sistemleri olarak geliştirilmesine bağlıdır. Gerçek atıksularla gerçekleştirilecek uzun süreli çalışmaların artması ve anaerobik-aerobik-ileri arıtma entegrasyonlarının hedeflenen çıkış suyu kalitesine göre optimize edilmesi, tekstil endüstrisinde daha düşük enerji tüketimine ve daha yüksek su yeniden kullanım potansiyeline sahip sürdürülebilir arıtma sistemlerinin geliştirilmesini destekleyebilir.

Tekstil atıksularının anaerobik arıtımına ilişkin başlıca avantajlar ve mevcut sınırlılıklar Tablo 3'te özetlenmiştir.

Tablo 3. Tekstil atıksularının anaerobik arıtımında başlıca avantajlar ve sınırlılıklar

Avantajlar	**Sınırlılıklar**
Düşük enerji tüketimi	Aromatik amin oluşumu
Biyogaz üretimi	Yüksek tuzluluğa duyarlılık
Düşük fazla çamur oluşumu	Sülfatın olumsuz etkileri
Yüksek renk giderimi	Membran kirlenmesi (AnMBR)
Yüksek biyokütle tutulumu	Uzun adaptasyon süreci
Su geri kazanımı potansiyeli	Çoğu durumda aerobik son arıtma gereksinimi

Sonuç

Tekstil atıksularının yüksek organik madde yükü, yoğun renk, tuzluluk, değişken pH ve biyolojik olarak zor parçalanabilen bileşikleri içeren kompleks yapısı, bu atıksuların etkin biçimde arıtılmasını güçleştirmektedir. Değerlendirilen çalışmalar, anaerobik biyolojik arıtmanın özellikle azo boyalarının indirgenmesi ve renk giderimi açısından etkili bir yaklaşım olduğunu, düşük enerji gereksinimi, sınırlı fazla çamur oluşumu ve biyogaz üretimi yoluyla enerji geri kazanım potansiyeli sayesinde tekstil atıksularının sürdürülebilir yönetiminde önemli avantajlar sunduğunu göstermektedir.

Bununla birlikte, anaerobik arıtmanın başarısının yalnızca renk giderim verimi üzerinden değerlendirilmesi yeterli değildir.

Azo bağlarının anaerobik indirgenmesi sonucunda oluşan aromatik aminlerin tam olarak mineralize edilememesi, renk giderimi yüksek olsa dahi çıkış suyunda çevresel açıdan önemli dönüşüm ürünlerinin bulunabileceğini göstermektedir. Bu nedenle arıtma performansının değerlendirilmesinde renk ve organik madde gideriminin yanı sıra çıkış suyu konsantrasyonlarının, oluşan dönüşüm ürünlerinin ve mümkün olduğunda toksisitenin birlikte dikkate alınması gerekmektedir. Ayrıca giderim yüzdelerinin ilgili deşarj veya yeniden kullanım kriterleriyle birlikte değerlendirilmesi, proses performansının çevresel açıdan daha gerçekçi biçimde ortaya konulmasını sağlayacaktır.

Literatür bulguları, anaerobik ve aerobik proseslerin ardışık veya entegre biçimde uygulanmasının, anaerobik arıtmanın sınırlılıklarının giderilmesinde etkili bir yaklaşım olduğunu ortaya koymaktadır. Anaerobik aşamada sağlanan renk gideriminin aerobik aşamada organik madde ve aromatik aminlerin oksidasyonu ile tamamlanması, daha yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmesine olanak sağlamaktadır. Bununla birlikte, hedeflenen çıkış suyu kalitesine yalnızca biyolojik proseslerle ulaşılamadığı durumlarda membran filtrasyonu, adsorpsiyon veya ileri oksidasyon gibi ileri arıtma uygulamalarının sisteme entegre edilmesi gerekebilmektedir. Bu nedenle uygun arıtma konfigürasyonunun seçimi, yalnızca giderim verimine değil, atıksu karakteristiğine ve hedeflenen deşarj veya yeniden kullanım suyu kalitesine göre yapılmalıdır.

Mevcut literatürün önemli bir bölümünün sentetik atıksular ve laboratuvar ölçekli sistemlere dayanması, anaerobik ve hibrit proseslerin endüstriyel uygulanabilirliğinin değerlendirilmesindeki temel sınırlılıklardan biridir. Gelecekte gerçek tekstil atıksularıyla gerçekleştirilecek uzun süreli pilot ve tam ölçekli çalışmaların artırılması, proses kararlılığı, enerji dengesi, biyogaz geri kazanımı, membran kirlenmesi ve ekonomik uygulanabilirliğin birlikte değerlendirilmesi önem taşımaktadır. Bu doğrultuda anaerobik

arıtmanın, tek başına bir son arıtma çözümünden ziyade aerobik ve gerektiğinde ileri arıtma prosesleriyle bütünleştirilen, kirletici giderimi, enerji geri kazanımı ve suyun yeniden kullanımını birlikte hedefleyen bütünleşik bir arıtma yaklaşımının temel bileşeni olarak değerlendirilmesi daha uygun olacaktır.

Kaynakça

Azimi, B., Abdollahzadeh-Sharghi, E., & Bonakdarpour, B. (2021). Anaerobic–aerobic processes for the treatment of textile dyeing wastewater containing three commercial reactive azo dyes: Effect of number of stages and bioreactor type. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 39, 228–239. https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.10.006

Bidu, J. M., Njau, K. N., Rwiza, M., & Van der Bruggen, B. (2023). Textile wastewater treatment in anaerobic reactor: Influence of domestic wastewater as co-substrate in color and COD removal. *South African Journal of Chemical Engineering*, 43, 112–121. https://doi.org/10.1016/j.sajce.2022.10.007

Bogale, F. M., Teffera, B., & Aragaw, T. A. (2024). Recent developments in integrated anaerobic/aerobic (A/O) process for textile industry wastewater treatment: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 15, 100438. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100438

Choerudin, C., Arrahmah, F. I., Daniel, J. K., Watari, T., Yamaguchi, T., & Setiadi, T. (2021). Evaluation of combined anaerobic membrane bioreactor and downflow hanging sponge reactor for treatment of synthetic textile wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105276. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105276

Dhaouefi, Z., Toledo-Cervantes, A., Ghedira, K., Chekir-Ghedira, L., & Muñoz, R. (2019). Decolorization and phytotoxicity reduction in an innovative anaerobic/aerobic photobioreactor treating textile wastewater. *Chemosphere*, 234, 356–364. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.106

Gadow, S. I., & Li, Y.-Y. (2020). Development of an integrated anaerobic/aerobic bioreactor for biodegradation of recalcitrant azo dye and bioenergy recovery: HRT effects and functional resilience. *Bioresource Technology Reports*, 9, 100388. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100388

Gadow, S. I., Ledezma Estrada, A. & Li, Y.-Y. (2022). Characterization and potential of two different anaerobic mixed microflora for bioenergy recovery and decolorization of textile wastewater: Effect of C/N ratio, dye concentration and pH. *Bioresource Technology Reports*, 17, 100886. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100886

Guedes, M. T. J. C., Ribeiro, M. H. G., Soroka, V. D., Dias, K. K. R., Frazzon, J., et al. (2026). Assessment of methane production and microbial community dynamics in one and two-stage semi-continuous anaerobic systems treating orange peel waste and crude glycerol. *BioEnergy Research*, 19, 48. https://doi.org/10.1007/s12155-026-10977-6

Kong, F., Ren, H.-Y., Liu, D., Wang, Z., Nan, J., Ren, N.-Q., & Fu, Q. (2022). Improved decolorization and mineralization of azo dye in an integrated system of anaerobic bioelectrochemical modules and aerobic moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 353, 127147. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127147

Kozak, M., Cirik, K., & Başak, S. (2021a). Treatment of textile wastewater using combined anaerobic moving bed biofilm reactor and powdered activated carbon-aerobic membrane reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105596. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105596

Kozak, M., Cirik, K., Dolaz, M., & Başak, S. (2021b). Evaluation of textile wastewater treatment in sequential anaerobic moving bed bioreactor–aerobic membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, 105, 62–71. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2021.03.013

Li, X., & Shimizu, N. (2023). Biochar-promoted methane production and mitigation of acidification during thermophilic anaerobic co-digestion of food waste with crude glycerol: Comparison with re-inoculation. *Sustainable Environment Research,* 33, 4. https://doi.org/10.1186/s42834-023-00167-w

Malik, R. A., Vistanty, H. & Suhardi, S. H. (2022). Performance of anaerobic co-digestion with honey processing wastewater as co-substrate for treating synthetic wastewater containing commercial anthraquinone dye Remazol Blue RSP: Effect of C:N ratio and HRT. *Bioresource Technology Reports*, 19, 101157. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101157

Manzoor, K., Khan, S. J., Nawaz, M. S., & Ghaffour, N. (2024). Comparative performance of osmotic and thermal driven anaerobic membrane bioreactors for hazardous textile wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 63, 105568.

Miah, M. S., Hossain, M. S., Ali, M. S., Shahid, S. B., Sharmin, S., & Zakir, H. M. (2025). Textile effluent treatment in a pilot-scale UASB bioreactor followed by biofilter and aerobic processes. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101075. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.101075.

Nguyen, T. H., Watari, T., Vo, T. T., Hatamoto, M., Setiadi, T., & Yamaguchi, T. (2022). Enhancement of azo dye anaerobic bio-treatment performance with ferroferric oxide supplement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108350. https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108350

Saquib, S., Julian, H., Suhardi, S. H., Watari, T., Yamaguchi, T., & Setiadi, T. (2024). Effect of intermittent aeration on textile dyeing wastewater treatment in downflow hanging sponge column integrated with hollow fiber submerged anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology Reports*, 26, 101869. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101869

Shahzad, H. M. A., Khan, S. J., Zeshan, Jamal, Y., & Habib, Z. (2021). Evaluating the performance of anaerobic moving bed bioreactor and upflow anaerobic hybrid reactor for treating textile desizing wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 174, 108123. https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108123

Shoukat, R., Khan, S. J., & Jamal, Y. (2019). Hybrid anaerobic–aerobic biological treatment for real textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 29, 100804. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100804

Vistanty, H., Budiyono, Budihardjo, M. A., Nasuka, Crisnaningtyas, F., & Zen, N. (2025). Full-scale application and performance of circulated biological and constructed wetland system for batik wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(1), 115101. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.115101

Wang, K., Zhang, H., Shen, Y., Li, J., Zhou, W., Song, H., Liu, M., & Wang, H. (2023). Impact of salinity on anaerobic ceramic membrane bioreactor for textile wastewater treatment: Process performance, membrane fouling and machine learning models. *Journal of Environmental Management,* 345, 118717. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118717

Wen, S., Huang, J., Li, W., Wu, M., Steyskal, F., Meng, J., Xu, X., Hou, P., & Tang, J. (2024). Henna plant biomass enhanced azo dye removal: Operating performance, microbial community and machine learning modeling. *Chemosphere*, 352, 141471. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141471

Yakamercan, E., & Aygün, A. (2020). Anaerobic/aerobic cycle effect on di(2-ethylhexyl) phthalate and pentachlorophenol removal from real textile wastewater in sequencing batch biofilm reactor. *Journal of Cleaner Production*, 273, 122975. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122975

Yao, H. Y., Guo, H., Shen, F., Li, T., Show, D. Y., Ling, M., Yan, Y. G., Show, K. Y., & Lee, D. J. (2023). Anaerobic-aerobic treatment of high-strength and recalcitrant textile dyeing effluents. *Bioresource Technology*, 379**,** 129060. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129060

Yurtsever, A., Sahinkaya, E., & Çınar, O. (2020). Performance and foulant characteristics of an anaerobic membrane bioreactor treating real textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101088. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101088

BÖLÜM 4

PFAS VE İNSAN SAĞLIĞI: GÖRÜNMEZ MARUZİYETTEN SİSTEMİK TOKSİSİTEYE

BAHAR İKİZOĞLU[1]

Giriş

Per- ve polifloroalkil maddeler (PFAS), çok çeşitli endüstriyel ve ticari uygulamalarda uzun yıllardır kullanılan geniş bir sentetik kimyasal grubudur. Bu bileşiklerin ayırt edici özelliklerinden biri, moleküler yapılarında bulunan son derece güçlü karbon–flor (C–F) bağlarıdır. PFAS'lara ısıya, suya, yağa ve kimyasal bozunmaya karşı yüksek direnç kazandıran bu yapı, aynı zamanda çevresel ortamlarda uzun süre varlıklarını sürdürebilmelerine neden olmaktadır. Bu nedenle PFAS'lar, çevresel kalıcılıkları nedeniyle sıklıkla "sonsuz kimyasallar" olarak tanımlanmakta ve günümüzde küresel ölçekte önem taşıyan kirletici gruplarından biri olarak değerlendirilmektedir.

PFAS'ların sahip olduğu fizikokimyasal özellikler, yangın söndürme köpükleri, tekstil ürünleri, gıda ambalajları, yapışmaz yüzey kaplamaları ve çeşitli endüstriyel uygulamalarda yaygın biçimde kullanılmalarına olanak sağlamıştır. Bununla birlikte, uzun yıllar boyunca devam eden üretim ve kullanım süreçleri, bu

[1] Doç. Dr. Bahar İKİZOĞLU, Süleyman Demirel Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Orcid: 0000-0002-6654-7303

bileşiklerin çevresel ortamlara yayılmasına ve insan maruziyetinin giderek daha önemli bir araştırma konusu hâline gelmesine yol açmıştır. İnsanlar PFAS'lara başta kontamine içme suyu ve gıdalar olmak üzere ev tozu, tüketici ürünleri ve mesleki ortamlar aracılığıyla maruz kalabilmektedir. Maruziyetin farklı kaynak ve yollar üzerinden gerçekleşebilmesi, PFAS'ların yalnızca belirli meslek grupları veya yüksek düzeyde kirlenmiş bölgeler açısından değil, genel nüfus açısından da değerlendirilmesini gerekli kılmaktadır (İkizoglu, 2024).

PFAS'ların insan sağlığı açısından önemini artıran temel unsurlardan biri, bu bileşiklerin geniş ve yapısal olarak heterojen bir kimyasal sınıf oluşturmasıdır. Karbon zinciri uzunluğu, fonksiyonel grup ve moleküler yapı gibi bileşiğe özgü özellikler, farklı PFAS türlerinin biyolojik davranışlarının ve potansiyel sağlık etkilerinin birbirinden farklılaşmasına neden olabilmektedir. Bu nedenle PFAS'ların tek tip biyolojik davranış ve toksisite profiline sahip homojen bir kimyasal grup olarak değerlendirilmesi mümkün değildir. Ayrıca maruziyet düzeyi ve süresi, yaşam dönemi, cinsiyet, bireysel duyarlılık ve eş zamanlı kimyasal maruziyetler gibi faktörler de gözlenen sağlık sonuçlarının niteliğini ve büyüklüğünü etkileyebilmektedir.

Son yıllarda PFAS maruziyetinin olası sağlık sonuçlarını değerlendiren epidemiyolojik ve deneysel çalışmaların sayısında önemli bir artış meydana gelmiştir. Mevcut bilimsel kanıtlar, belirli PFAS türlerine maruziyetin çeşitli organ ve biyolojik sistemlerin işleyişindeki değişikliklerle ilişkili olabileceğine işaret etmektedir. Bununla birlikte, farklı PFAS bileşikleri, çalışma popülasyonları, maruziyet düzeyleri ve araştırma tasarımları arasında önemli farklılıkların bulunması, elde edilen sonuçların bütüncül biçimde değerlendirilmesini gerekli kılmaktadır. Bazı sağlık sonuçları açısından çalışmalar arasında tutarlı ilişkiler bildirilirken, bazıları için kanıtların sınırlı veya çelişkili olması, PFAS maruziyetinin

insan sağlığı üzerindeki etkilerinin hâlen gelişmekte olan bir araştırma alanı olduğunu göstermektedir.

Bu çerçevede, PFAS maruziyetinin insan sağlığı üzerindeki olası sonuçlarının mevcut bilimsel kanıtlar doğrultusunda değerlendirilmesi önem taşımaktadır. Bu bölümde, PFAS maruziyetiyle ilişkilendirilen sağlık etkileri epidemiyolojik ve deneysel çalışmalar temelinde ele alınmakta; farklı organ ve sistemlere ilişkin mevcut bulgular, çalışmalar arasındaki benzerlikler ve farklılıklar ile devam eden bilgi boşlukları birlikte değerlendirilmektedir. Böylece PFAS maruziyetinin insan sağlığı açısından taşıdığı önemin güncel bilimsel literatür temelinde bütüncül bir çerçevede ortaya konulması amaçlanmaktadır**.**

PFAS Maruziyetinin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri

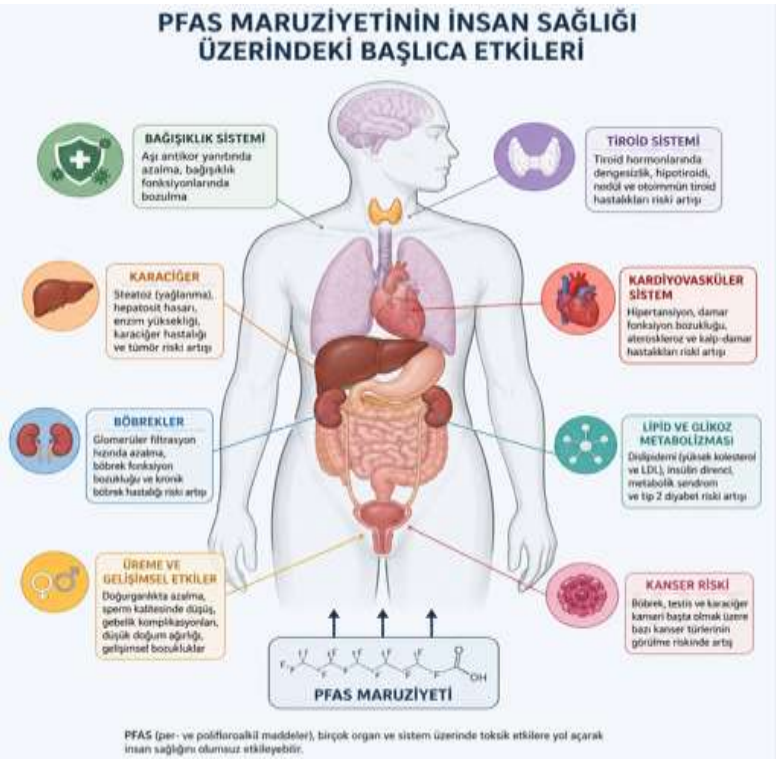
PFAS'ların insan vücudundaki biyolojik davranışları; emilim, dağılım, proteinlere bağlanma, doku tutulumu ve eliminasyon süreçleriyle şekillenmekte ve bu süreçler bileşiğin moleküler yapısına bağlı olarak önemli farklılıklar gösterebilmektedir. Özellikle bazı uzun zincirli PFAS'ların insan vücudunda uzun biyolojik yarı ömürlere sahip olması, tekrarlayan maruziyetler sonucunda vücut yükünün artmasına ve olası kronik sağlık etkilerinin ortaya çıkmasına ilişkin endişeleri güçlendirmektedir.

PFAS maruziyetiyle ilişkilendirilen sağlık etkilerinin ortaya çıkmasında tek bir biyolojik mekanizmadan ziyade, birbiriyle bağlantılı çok sayıda moleküler ve hücresel sürecin rol oynadığı düşünülmektedir. Endokrin sinyal yollarının bozulması, bağışıklık yanıtının baskılanması, lipid ve glikoz homeostazındaki değişiklikler, nükleer reseptörlerin modülasyonu, inflamatuvar süreçler ve hücresel stres yanıtları bu kapsamda öne çıkan mekanizmalar arasındadır. Bu mekanizmaların etkileşimi, PFAS

maruziyetinin farklı organ ve sistemlerde birbirinden farklı sağlık sonuçlarıyla ilişkilendirilmesine katkıda bulunabilmektedir.

Mevcut epidemiyolojik ve deneysel kanıtlar doğrultusunda, izleyen alt bölümlerde PFAS maruziyetinin endokrin sistem ve tiroid fonksiyonu, bağışıklık sistemi ve aşı yanıtı, karaciğer fonksiyonları, lipid ve glikoz metabolizması, kardiyovasküler sistem, böbrekler, üreme ve gelişim süreçleri ile kanser riski üzerindeki olası etkileri ayrı ayrı değerlendirilmektedir.

Şekil 1. PFAS Maruziyetinin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri



Endokrin Sistem ve Tiroid Fonksiyonu

Tiroid hormonları, özellikle büyüme, beyin gelişimi ve enerji düzenlenmesinde hayati rol oynamaktadır. Çok sayıda epidemiyolojik çalışma PFAS maruziyetini tiroid fonksiyonlarındaki bozulmalarla ilişkilendirmiştir. Bazı araştırmalar PFAS'ın tiroid fonksiyonlarını etkileyebileceğini gösterse de tüm çalışmalarda tutarlı sonuçlara ulaşılamamıştır (Ballesteros ve ark. 2017).

C8 Science Paneli tarafından yapılan değerlendirmeler, PFOA adı verilen bir PFAS bileşiğine maruz kalmanın tiroid hastalıklarıyla muhtemel bir bağlantısı olduğunu ortaya koymuştur. Bu bağlantının kadınlar ve erkeklerde farklı şekilde görüldüğü bildirilmiştir: kadınlarda tiroid bezinin aşırı çalışmasına yol açan hipertiroidi, erkeklerde ise tiroid bezinin yetersiz çalışmasıyla ortaya çıkan hipotiroidi şeklinde etkiler saptanmıştır (Nicole, 2013). Daha sonraki çalışmalar, özellikle kadınlar ve çocuklarda hipotiroidi riskinin öne çıktığını göstermiştir. Çocukluk çağı hastalıklarını inceleyen geniş kapsamlı bir çalışma, PFAS'ın çocuklarda hipotiroide yol açabileceğine dair bazı kanıtlar bulunduğunu bildirmiş, ancak bu yaş grubuna yönelik araştırmaların sınırlı sayıda olduğunu da belirtmiştir (Rappazzo ve ark. 2017). Bunun yanında, kanda halihazırda antitiroid peroksidaz (anti-TPO) antikorları bulunan kişilerde, yani bağışıklık sistemi tiroid dokusuna karşı önceden tepki geliştirmiş bireylerde, PFAS maruziyetinin daha ciddi risk oluşturabileceği belirtilmiştir (Coperchini ve ark. 2017). Bununla birlikte, çocuklar ve yetişkinleri kapsayan 12 çalışmanın birleştirilmesiyle yapılan bir meta-analiz, yüksek maruziyetli grupları dışarıda bırakarak PFAS maruziyetinin serumdaki toplam tiroksin (T4) hormonunu azalttığını ortaya koymuştur. Bu sonuç, PFAS'ın tiroid fonksiyon bozukluklarına ve tiroid hastalıklarına neden olabileceğini desteklemektedir (Lee ve Choi 2017).

İnsanlarda görülen tiroid hastalıklarının büyük bir kısmı bağışıklık sisteminin tiroid dokusuna saldırmasıyla gelişen otoimmün hastalıklardır ve bu hastalıkların kadınlarda görülme sıklığı erkeklerden 5 ila 10 kat daha fazladır (Tadic ve ark. 2018). PFAS maruziyeti ile doğrudan ilişkili klinik tiroid bozukluklarını inceleyen çalışmalardan biri, PFOA düzeyi en yüksek çeyrekte yer alan kadınların (>5.7 ng/mL) klinik hipotiroidi geliştirme riskinin yaklaşık iki kat arttığını göstermiştir. C8 Science Paneli'nin yürüttüğü çalışmalarda (ortanca serum PFOA düzeyi 26.1 ng/mL), kadınlarda kümülatif PFOA maruziyetine göre tiroid hastalığı risk oranları sırasıyla 1.00, 1.24, 1.27, 1.36 ve 1.37 olarak hesaplanmış, bu artış log-lineer eğilim analizinde istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($p = 0.03$) (Winquist ve ark. 2014). Bu bulgular, 1999–2006 yılları arasında gerçekleştirilen Ulusal Sağlık ve Beslenme İnceleme Araştırması (NHANES) kapsamında, 3974 yetişkin üzerinde yapılan üç ayrı değerlendirmede elde edilmiştir ve erkeklerde de benzer sonuçlar bulunmuştur (Melzer ve ark. 2010). Çocuklarda da 1–17 yaş grubunda hipotiroid bulguları rapor edilmiştir. İsveç'in Ronneby bölgesinde yürütülen bir araştırmada ise, kadınlarda 1984–2005 yılları arasındaki belirli bir zaman diliminde tiroid hastalığı riskinin arttığı fakat bu artışın zamanla kaybolduğu görülmüştür. Araştırmacılar, yüksek kümülatif PFAS maruziyetine rağmen hipotiroidle doğrudan bir ilişki kuramamış ve sonuçların doğrusal olmayan (nonmonotonik) doz-yanıt ilişkisi olabileceğini öne sürmüştür (Andersson ve ark. 2019).

İnsanlarda yapılan gözlemsel araştırmalar, deneysel bulguları destekler nitelikte olup PFAS'ın tiroid hormonu bağlayıcı proteinlerle etkileşime girdiğini göstermektedir. Ayrıca laboratuvar ortamında yapılan çalışmalar, PFAS'ın tiroid hormonlarının üretiminde önemli bir rol oynayan tiroid peroksidaz (TPO) enzimini baskıladığını göstermiştir (Song ve ark. 2012). Bu etkileşim, tiroid hormonları ile hipotalamus-hipofiz-tiroid (HPT) ekseni arasındaki

hassas geri bildirim dengesini bozabilmektedir. Bu nedenle çeşitli çalışmalar, özellikle anne ve yeni doğanlarda tiroid hormonu bozukluklarının, kanında normalden yüksek anti-TPO antikorları bulunan kişilerde daha belirgin olduğunu ortaya koymuştur (Webster ve ark. 2016). Konjenital hipotiroidiyi inceleyen bir vaka-kontrol çalışmasında, tanı alan yenidoğanların serum PFOA, PFNA, PFDA ve PFUnDA düzeylerinin kontrol grubuna göre anlamlı ölçüde yüksek olduğu belirlenmiştir (Fenton ve ark. 2021).

Tiroid hastalıklarının yanı sıra, doktorlar özellikle gebeliğin erken döneminde subklinik düzeyde artmış tiroid uyarıcı hormon (TSH) seviyelerinden kaygı duymaktadır. Bu sebeple, PFAS maruziyetinin TSH üzerindeki etkileri hem anne kanında hem de göbek kordonu kanında ve yeni doğanlarda incelenmiştir. Çünkü bu durum, anne ve bebek için olumsuz sonuçlar doğurabilmektedir (Forhead ve Fowden 2014). Anne ve çocuk biyobelirteçlerini değerlendiren bir çalışma, ikinci trimesterde yapılmış dört çalışmada TSH seviyelerinin daha yüksek bulunduğu belirtilmiştir (Ballesteros ve ark. 2017). Ancak bu alanda çelişkili sonuçlar da vardır. Özellikle birinci trimesterde yapılan bazı çalışmalarda PFAS maruziyeti ile yeni doğanlarda TSH seviyeleri arasında değişimler gözlenmiş, bu değişimlerin de nonmonotonik (düzensiz) yani doğrusal olmayan bir doz-yanıt ilişkisine uyduğu görülmüştür. Bu durum, gebelik boyunca tiroid hormonlarında doğal olarak meydana gelen dalgalanmalarla paralellik göstermektedir (Inoue ve ark. 2019).

Deneysel hayvan çalışmalarında, PFAS maruziyetiyle tiroid hormonlarında azalma ve tiroid dokusunda histopatolojik değişiklikler bildirilmiştir. Mevcut bulgular, PFAS maruziyetinin tiroid hormonlarındaki değişiklikler ve bazı tiroid hastalıklarıyla ilişkili olabileceğini düşündürmektedir. Ancak sonuçların PFAS türüne, maruziyet düzeyine, cinsiyete ve çalışma tasarımına göre farklılık göstermesi nedeniyle nedensel ilişkinin açıklığa kavuşturulması için ek çalışmalara ihtiyaç vardır (Barry ve ark.

2013; Vieira ve ark. 2013). PFAS bileşikleri, tiroid hormonlarının düzenlenmesinde rol oynayan endokrin sistemle etkileşime girmektedir. PFAS'ların tiroid bezinin işleyişini etkileyerek hipotiroidi ve diğer tiroid fonksiyon bozukluklarına katkıda bulunabileceği düşünülmektedir. Bu etkiler, metabolik dengeyi ve enerji üretimini doğrudan etkileyebilir (Kurwadkar ve ark., 2022).

Bağışıklık Sistemi ve Aşı Yanıtı

PFAS'ın toksisitesi üzerine ilk araştırmalar 20. yüzyılın ikinci yarısında başlamış ve çoğu kimya endüstrisi tarafından yürütülmüştür (Kurwadkar ve ark., 2022). Epidemiyolojik çalışmalar, yani toplum üzerinde yapılan geniş ölçekli sağlık araştırmaları, PFAS maruziyetinin bağışıklık sistemi üzerindeki etkilerini incelemek amacıyla çeşitli laboratuvar ölçümlerinden yararlanmıştır. Örneğin DuPont firması, 2005–2013 yılları arasında 30.000'den fazla fabrika işçisi ve bölge sakini üzerinde yürütülen büyük bir epidemiyolojik çalışmayı finanse etmiştir (Nicole, 2013). Araştırmalar PFOA maruziyetinin yüksek kolesterol, ülseratif kolit, tiroit bozuklukları, testis ve böbrek kanseri ile gebelik hipertansiyonu gibi sağlık sorunlarıyla bağlantılı olduğunu göstermiştir (Kurwadkar ve ark., 2022).

Annelerin kanındaki perflorooktan sülfonat (PFOS) düzeylerinin iki katına çıkmasının, çocuklarda difteri aşısına karşı gelişen antikor düzeylerinde %39 oranında azalma ile ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Antikor düzeylerindeki bu azalma, çocukların 7 yaşına geldiklerinde difteri ve tetanoz gibi hastalıklara karşı koruyucu antikor düzeyinin altında kalma riskini artırmaktadır. Bu bulgu, PFAS maruziyetinin çocuklarda aşılarla sağlanan bağışıklık yanıtını zayıflatabileceğini göstermektedir. Bununla birlikte, araştırmacılar çocukların kanındaki başlıca perflorlanmış bileşiklerin (PFC'ler) düzeylerinin iki katına çıkmasının, toplam antikor konsantrasyonunda %49'luk bir düşüşle ilişkili olduğunu

göstermiştir (Grandjean ve ark. 2012). Daha da dikkat çekici olan bulgu bu bağışıklık yanıtındaki zayıflamanın çocuklar 13 yaşına geldiğinde de devam ettiğinin gözlenmesidir. Bu durum, PFAS maruziyetinin bağışıklık sistemi üzerindeki etkilerinin uzun süreli olabileceğini düşündürmektedir (Kurwadkar ve ark., 2021). Benzer bağışıklık yanıtı değişiklikleri kızamıkçık, kabakulak ve Haemophilus influenzae gibi çocukluk çağı aşıları açısından da gözlenmiştir. Sadece çocuklarda değil, yetişkinlerde de farklı aşılara karşı bağışıklık yanıtında azalma tespit edilmiştir (Abraham ve ark. 2020).

Bunlara ek olarak, bir çalışmada bağışıklık sisteminin inflamatuvar yanıtını yansıtan C-reaktif protein (CRP) düzeylerinde hafif bir baskılanma olduğu ortaya konmuştur. Bu baskılanmanın kandaki perfluorooktanoik asit (PFOA) düzeyleriyle ilişkili olduğu bildirilmiştir (Genser ve ark. 2015).

PFAS maruziyeti, immün sistemi baskılayarak vücudun savunma mekanizmasını zayıflatabilmektedir. Bunun en somut göstergelerinden biri, aşı sonrası bağışıklık yanıtının azalmasıdır. PFAS'a maruz kalan bireylerde aşılama sonrası oluşan antikor yanıtının daha düşük düzeyde kaldığı bildirilmiştir (Grandjean ve ark., 2012). Bu durum, aşılarla sağlanan bağışıklık düzeyinin azalmasına yol açabilmektedir (Kurwadkar ve ark., 2022).

Çalışmalar, PFOA ve PFOS'a prenatal ve erken yaşam dönemindeki maruziyetin çocuklarda daha düşük aşı antikor yanıtlarıyla ilişkili olduğunu bildirmektedir. Diğer bir ifadeyle, anne karnında veya erken çocukluk döneminde PFAS'a maruz kalan çocuklarda aşılara karşı gelişen bağışıklık yanıtı daha düşük olabilmektedir. Ayrıca PFAS maruziyetinin enfeksiyonlara duyarlılığı artırabileceği ve astım veya alerji riskini yükseltebileceği bildirilmektedir. Hayvan deneyleri de bu bulgularla tutarlı olarak PFAS maruziyetinin antikor üretimini ve bağışıklık hücrelerinin

fonksiyonlarını baskılayabileceğini göstermektedir (Fenton ve ark., 2021). Bu bulgular bir araya getirildiğinde, PFAS maruziyetinin bağışıklık sisteminin normal işleyişini bozarak hem çocuklarda hem de yetişkinlerde aşılara karşı gelişen bağışıklık yanıtını zayıflatabileceği ve inflamatuvar yanıtı etkileyebileceği anlaşılmaktadır (Genser ve ark. 2015).

Bağışıklık sistemi baskılandığında vücudun mikroorganizmalara karşı savunma kapasitesi zayıflamakta ve özellikle çocukluk döneminde enfeksiyonlara duyarlılık artabilmektedir. Araştırmalara göre, çocukluk çağında klinisyenler tarafından kaydedilen enfeksiyon tanıları, gebelik sırasında PFOS ve PFHxS maruziyetiyle ilişkili bulunmuştur (Goudarzi ve ark. 2017). Bu bulgular, gebelik dönemindeki PFAS maruziyetinin çocukların bağışıklık sistemi üzerinde etkili olabileceğini ve enfeksiyonlara duyarlılığı artırabileceğini düşündürmektedir.

Gebelik döneminde başlatılan bir kohort çalışmasında çocuklar 10 yaşına kadar izlenmiştir. Bu çalışmada, göbek kordonu kanında ölçülen PFAS düzeyleri ile çocuklarda solunum yolu enfeksiyonları ve ishal görülme sıklığındaki artış arasında ilişki tespit edilmiştir (Impinen ve ark. 2018; Impinen ve ark. 2019). Bu bulgular, doğum öncesi dönemde gerçekleşen PFAS maruziyetinin bağışıklık sistemi üzerinde uzun süreli etkiler oluşturabileceğini düşündürmektedir.

Bebeklik ve çocukluk dönemindeki PFAS maruziyetinin bağışıklık sistemini baskılayabileceği ve atopik dermatit ile alt solunum yolu enfeksiyonlarının görülme sıklığındaki artışla ilişkili olabileceği bildirilmiştir (Kvalem ve ark. 2020). Bu bulgular, PFAS maruziyetinin yalnızca enfeksiyonlara duyarlılıkla değil, alerjik hastalıklarla da ilişkili olabileceğini göstermektedir.

Bazı bağışıklık sistemi etkilerinin cinsiyete özgü olabileceği ve erkek ve kız çocuklarında farklı şekilde ortaya çıkabileceği de

belirtilmiştir. Bununla birlikte, farklı çalışmalar arasında bazı tutarsızlıklar bulunduğu vurgulanmaktadır (Kvalem ve ark. 2020). Dolayısıyla mevcut bulguların tamamı aynı yönde olmamakla birlikte, genel olarak PFAS maruziyetinin bağışıklık sisteminin normal işleyişini etkileyebileceğine ilişkin önemli kanıtlar bulunmaktadır. Bu etkiler, özellikle çocuklarda enfeksiyonlara duyarlılığın artması, alerjik hastalıklarla ilişkili değişiklikler ve aşı sonrası bağışıklık yanıtının azalması şeklinde ortaya çıkabilmektedir.

Karaciğer Fonksiyonu ve Hastalıkları

Karaciğer, PFAS maruziyetinden en belirgin şekilde etkilenen organlardan biridir. İnsan çalışmalarında, PFAS maruziyeti ile serum alanin aminotransferaz (ALT) düzeylerinde artış, karaciğer enzimlerinde bozulma ve karaciğer hastalığı riski arasında ilişki bildirilmiş olup, PFAS'a maruz kalan kişilerde karaciğer fonksiyon testlerinde bozulma ve hastalık riski artışı görülmüştür (Lin ve ark. 2010; Bassler ve ark. 2019).

Karaciğer, uzun zincirli PFAS'ların (özellikle 6'dan fazla flor atomu içeren bileşikler) vücutta depolandığı en önemli organlardan biridir. Deneysel çalışmalar, bu maddelerin karaciğerde ciddi toksik etkilere yol açabileceğini göstermiştir. Karaciğer hücrelerinde (hepatositlerde) yağ birikimi (steatoz) oluşabilmekte ve ilaçlar ile kimyasal maddelerin metabolizmasında görevli sitokrom P450 ve CYP450 enzimleriyle ilişkili belirli yolaklar aktive olabilmektedir. Bunun yanı sıra, programlı hücre ölümü artabilmekte ve hepatoselüler adenomlar ile hepatoselüler karsinomlar gelişebilmektedir. PFAS maruziyeti ayrıca yağ asidi taşınımını bozabilmektedir. Bu etkiler, peroksizom proliferatörü ile aktive edilen reseptör alfa (PPARα) aracılığıyla veya bu reseptörden bağımsız mekanizmalar üzerinden gelişebilmektedir. Ayrıca söz konusu etkiler farklı türlerde de gözlemlenmiştir (Hui ve ark. 2017).

İnsanlarda yapılan popülasyon temelli çalışmalarda, uzun zincirli PFAS maruziyeti ile karaciğer enzimlerinin artışı arasında güçlü bir ilişki tespit edilmiştir. Özellikle alanin aminotransferaz (ALT) düzeylerinin hem yetişkinlerde hem de ergenlerde PFAS maruziyeti ile arttığı bildirilmiştir. Bu artış uzunlamasına izlem çalışmalarıyla da desteklenmiştir. Düşük maruziyet düzeylerinde dahi bu etkilerin özellikle obez bireylerde daha belirgin olabileceği bildirilmiştir. Deneysel veriler, PFAS maruziyeti ile alkole bağlı olmayan yağlı karaciğer hastalığı (NAFLD) arasında bağlantı olduğunu düşündürmektedir. Bu hastalık, karaciğerde yağ birikimi ile başlamakta ve ilerleyen aşamalarda karaciğer inflamasyonu, siroz ve karaciğer kanseri gibi ciddi sağlık sorunlarına ilerleyebilmektedir. Çalışmalarda, PFAS maruziyetine bağlı olarak karaciğer enzimlerindeki değişiklikler ile NAFLD'nin biyobelirteçleri arasında tutarlı sonuçlar elde edilmiştir. Özellikle sitokeratin-18 biyobelirteci üzerinden PFAS maruziyeti ile steatoz arasındaki ilişki ortaya konmuştur. Ayrıca metabolomik çalışmalar, PFAS maruziyetinin insanlarda gliserofosfokolin ve yağ asidi profillerini değiştirdiğini ortaya koymuştur. Bu değişiklikler, karaciğer yağlanmasının gelişiminde rol oynayan mekanizmaların anlaşılmasına katkı sağlamaktadır (Fenton ve ark., 2021).

PFAS maruziyetinin ileri evre karaciğer hastalıkları ve karaciğer kanseri ile ilişkisi üzerine çeşitli çalışmalar yürütülmüş olmakla birlikte, bu alandaki araştırmalar bazı teknik zorluklar içermektedir. Hastalığın ölümcül seyri, karşılaştırma için uygun popülasyon seçimi ve hastalığın kendisinin PFAS'ın vücuttan atılımını değiştirmesi çalışmaları güçleştirmektedir. Klinik bir çalışmada, çoğu obez olan (yaklaşık %85) ve biyopsi ile NAFLD tanısı doğrulanmış 7–19 yaş arasındaki çocuklarda, PFOS ve PFHxS maruziyetinin hastalığın daha ileri evreleri ile ilişkili olduğu görülmüştür. Ayrıca bu durumun, NAFLD'nin gelişiminde önemli olan lipid ve amino asit metabolik yolaklarıyla bağlantılı olduğu

gösterilmiştir (Jin ve ark. 2020). Buna karşılık, yetişkinlerde yapılan başka bir çalışmada PFHxS düzeylerinin, obezite nedeniyle bariatrik cerrahi geçiren hastalarda karaciğerdeki lobüler inflamasyonla ters ilişki gösterdiği bildirilmiştir (Rantakokko ve ark. 2015).

Lipid ve Glikoz Metabolizması

PFAS maruziyetinin lipid metabolizmasını olumsuz etkilediğine dair çalışmalar mevcuttur. Yapılan çalışmalar PFOA ve PFOS maruziyetinin, serum toplam kolesterol ve düşük yoğunluklu lipoprotein (LDL) kolesterol düzeylerinde artış ve PFAS'ın lipid metabolizmasıyla ilgili genleri ve nükleer reseptörleri etkileyerek kolesterol homeostazını bozabileceği ile ilişkilendirilmiştir (Nelson ve ark. 2010; Steenland ve ark. 2009; Sun ve ark. 2018; Liu ve ark. 2018). Bu artış, klinik olarak tanımlanan yüksek kolesterol vakalarında da doğrulanmıştır (Lin ve ark. 2019). Bu etkiler sadece yetişkinlerde değil, çocuklarda da görülmüştür (Fenton ve ark., 2021).

Hem kesitsel hem de uzunlamasına izlem çalışmaları, PFAS maruziyetinin hem yetişkinlerde hem de çocuklarda serum toplam kolesterol ve düşük yoğunluklu lipoprotein (LDL) kolesterol düzeylerindeki artışla ilişkili olduğunu göstermektedir. Geniş popülasyon çalışmalarında, düşük düzeylerde bile (arka plan maruziyeti 1–10 ng/mL) serum lipidlerinin hızla arttığı, ancak maruziyet arttıkça bu etkinin belirli bir noktadan sonra plato çizdiği gözlemlenmiştir. Bu durum, kolesterol artışının kısmen doyurulabilir mekanizmalarla ilişkili olabileceğini düşündürmektedir. (Steenland ve ark. 2009; Frisbee ve ark. 2010; Li ve ark. 2020).

Düşük düzeylerdeki PFAS maruziyeti özellikle obez bireylerde daha belirgin bir etki yaratabilmektedir (Timmermann ve ark. 2014; Jain ve Ducatman 2019). Bu durum, -Batı tipi-, yani yüksek yağlı diyetle beslenen kemirgenlerde yapılan deneylerde de

doğrulanmıştır (Quist ve ark. 2015; Rebholz ve ark. 2016). İnsanlarda yapılan gen ekspresyonu çalışmaları, PFAS maruziyeti ile obezite arasında bir etkileşim olduğunu ve bunun ayrıca cinsiyete bağlı farklılıklar gösterebileceğini desteklemektedir (Fletcher ve ark. 2013). Bir farmakokinetik model ise, PFOS'a maruz kalan bireylerin yaklaşık yarısında %20'den fazla serum kolesterol artışı olacağını bildirmiştir (Chou ve Lin 2020). Bu nedenle, düşük doz PFAS maruziyetinin bile kolesterol düzeyleri üzerinde önemli bir risk oluşturduğu vurgulanmaktadır (New Jersey Drinking Water Quality Institute Health Effects Subcommittee 2017; Li ve ark. 2020). Yapılan kapsamlı incelemeler, PFAS maruziyetinin en güçlü metabolik sonucunun dislipidemi (kan lipid düzeylerindeki bozulma) olduğunu ortaya koymuştur (Sunderland ve ark. 2019).

PFAS'ın insanlarda kolesterol artışı ile ilişkili bulunmasının altında yatan mekanizmalar, deneysel çalışmalarda daha ayrıntılı olarak araştırılmıştır. PFAS maruziyetinin yağ hücrelerinin oluşumunu (adipogenez) artırdığı, safra asidi metabolizmasını ve sentezini bozduğu, CYP7A1 enziminin aktivitesini önemli ölçüde azalttığı, yağ asidi taşınımını değiştirdiği ve hücrelerde yağ birikimine (steatoz) yol açtığı bildirilmiştir. Bu etkiler, PPARα reseptörünün bulunmadığı hayvan modellerinde de gözlemlenmiştir (Behr ve ark. 2020; Liu ve ark. 2020; Schlezinger ve ark. 2020). Bu bulgular, PFAS maruziyetinin yağ metabolizması üzerinde kalıcı etkiler oluşturabileceğini göstermektedir. Benzer metabolik değişiklikler, PFAS maruziyeti olmasa bile, yağ asidi parçalanmasının (β-oksidasyon) bozulması ve serbest kolesterol artışı ile ilişkili olarak toksikoloji çalışmalarında da görülmüştür (Perla ve ark. 2017).

PFAS'ın sadece kolesterol değil, aynı zamanda glikoz metabolizması üzerinde de etkileri olduğu tespit edilmiştir. Kesitsel diyabet çalışmalarında bazı çelişkili sonuçlar elde edilmiş olsa da, giderek artan uzunlamasına izlem verileri ve diyabete ilişkin klinik

araştırmalar, PFAS maruziyetinin insanlarda insülin direncini artırabileceğini ve bunun da lipogenezin düzensizleşmesi ile ilişkili olabileceğini göstermektedir (Alderete ve ark. 2020; Lin ve ark. 2019).

PFAS maruziyeti, bazı çalışmalarda diyabet tanısı veya kan glikozu göstergelerindeki değişikliklerle bağlantılı bulunmuştur (Sun ve ark. 2018; Cardenas ve ark. 2017). Ancak bu bulgular her zaman tutarlı değildir; bazı araştırmalar ilişki bulamamıştır (Cardenas ve ark. 2017; Donat-Vargas ve ark. 2019). Gelecekte yapılacak çalışmalarda, PFAS'ın otoimmün diyabeti (bağışıklık sisteminin pankreastaki insülin üreten hücrelere zarar vermesiyle gelişen diyabet türü) tetikleyip tetiklemediğinin araştırılması gerekmektedir. Deneysel çalışmalar, böyle bir etkinin ortaya çıkabileceğine işaret etmektedir (Bodin ve ark. 2016). Ayrıca, deneysel veriler PFAS'ın serbest yağ asitleri tarafından düzenlenen bir membran reseptörü olan G proteinine bağlı reseptör 40'ı (GPR40) aktive ettiğini ve pankreasın β hücrelerinde insülin salgısını uyardığını ortaya koymuştur (Qin ve ark. 2020; Zhang ve ark. 2020). Bu bulgular, PFAS'ın glikoz metabolizmasını doğrudan etkileyebilecek biyolojik mekanizmalara sahip olduğunu göstermektedir.

Epidemiyolojik ve toksikolojik çalışmalar, PFAS maruziyetinin insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerini açıkça ortaya koymaktadır. Özellikle PFOA ve PFOS, en çok araştırılan ve en toksik türler arasında yer almaktadır (Winquist ve ark., 2014; Grandjean ve ark., 2012). Bu bileşiklere maruz kalan bireylerde yüksek kolesterol düzeyleri tespit edilmiştir (Nelson ve ark., 2010; Steenland ve ark., 2009). Kolesterol yüksekliği, kardiyovasküler hastalıklar için temel bir risk faktörüdür. Ayrıca PFAS maruziyeti, obezite, metabolik sendrom, hipertansiyon ve insülin direnci risklerindeki artışla ilişkilendirilmiştir (Kurwadkar ve ark., 2022).

Tablo 1. PFAS maruziyetinin başlıca organ ve sistemler üzerindeki sağlık etkileri

Organ/Sistem	**PFAS maruziyeti ile ilişkilendirilen başlıca etkiler**	**Kaynaklar**
Endokrin sistem ve tiroid	Tiroid hormonlarında değişiklikler, hipotiroidi ve hipertiroidi ile ilişkiler	Ballesteros ve ark. 2017; Coperchini ve ark. 2017; Fenton ve ark. 2021
Bağışıklık sistemi	Aşı sonrası antikor yanıtında azalma, enfeksiyonlara duyarlılık ve inflamatuvar yanıt değişiklikleri	Grandjean ve ark. 2012; Genser ve ark. 2015; Kvalem ve ark. 2020
Karaciğer	Karaciğer enzimlerinde artış, steatoz, hepatotoksisite ve NAFLD ile ilişki	Lin ve ark. 2010; Bassler ve ark. 2019; Fenton ve ark. 2021
Lipid ve glikoz metabolizması	Dislipidemi, kolesterol artışı, insülin direnci ve glikoz metabolizmasında değişiklikler	Nelson ve ark. 2010; Steenland ve ark. 2009; Sunderland ve ark. 2019
Kardiyovasküler ve metabolik sistem	Yüksek kolesterol, hipertansiyon, obezite ve metabolik sendrom ile ilişkiler	Winquist ve ark. 2014; Kurwadkar ve ark. 2022
Böbrek	eGFR'de azalma, böbrek fonksiyon bozukluğu ve kronik böbrek hastalığı ile ilişki	Shankar ve ark. 2011; Lau ve ark. 2007
Üreme ve gelişim	Fertilitede azalma, düşük doğum ağırlığı, erken doğum ve gelişimsel etkiler	Joensen ve ark. 2009; Bach ve ark. 2015; Fenton ve ark. 2021
Kanser	Özellikle böbrek ve testis kanseri riskindeki artışla ilişki	Barry ve ark. 2013; Vieira ve ark. 2013

Böbrek Üzerindeki Etkiler

Epidemiyolojik kanıtlar, PFAS maruziyetini böbrek fonksiyon bozukluğu ve böbrek hastalığıyla ilişkilendirmiştir.

Çalışmalarda, serum PFAS düzeyleri ile tahmini glomerüler filtrasyon hızı (eGFR) arasında ters ilişki bildirilmiştir. Bu bulgu, serum PFAS düzeylerindeki artışın böbreklerin filtrasyon kapasitesindeki azalma ile ilişkili olduğunu göstermektedir (Shankar ve ark. 2011). Hem çocuklarda hem de yetişkinlerde PFAS maruziyeti, kronik böbrek hastalığı riskindeki artışla ilişkilendirilmiştir.

Hayvan çalışmalarında da böbrek dokusunda histopatolojik değişiklikler ve böbrek fonksiyonlarında bozulma bildirilmiştir (Lau ve ark. 2007). Bununla birlikte, PFAS'ların böbrek hasarına yol açan mekanizmaları henüz tam olarak açıklığa kavuşturulamamıştır.

Üreme ve Gelişimsel Etkiler

PFAS maruziyeti, ergenlik döneminin gecikmesine, doğurganlığın azalmasına ve sperm kalitesinin düşmesine neden olabilmektedir (Joensen ve ark. 2009). Gebelik döneminde maruziyet ise düşük doğum ağırlığı, erken doğum, gebeliğe bağlı hipertansiyon ve preeklampsi ile ilişkilendirilmiştir (Stein ve ark., 2016; Bach ve ark., 2015). Bu bulgular, PFAS'ın üreme sağlığı ve fetal gelişim üzerinde toksik etkilere sahip olduğunu göstermektedir (Kurwadkar ve ark., 2022).

İnsan çalışmalarında, maternal PFAS maruziyetinin düşük doğum ağırlığı, gebelik süresinin kısalması ve fertilite sorunlarıyla ilişkili olabileceği bildirilmiştir (Bach ve ark. 2015).

Hayvan deneylerinde PFAS maruziyeti; embriyo veya fetüs kaybı, iskelet malformasyonları, gözlerin açılmasında gecikme ve pubertenin gecikmesi gibi gelişimsel toksisite belirtileriyle ilişkilendirilmiştir (Fenton ve ark., 2021).

Kanser Riski

PFAS maruziyeti, kanser riski açısından da ciddi bir endişe kaynağıdır (Kurwadkar ve ark., 2022). Özellikle PFOA, böbrek ve testis kanseri riskindeki artışla ilişkilendirilmiştir (Barry ve ark., 2013; Vieira ve ark., 2013). PFAS maruziyetinin karaciğer ve böbrekler üzerindeki toksik etkileri de kanser dışı sağlık sonuçları açısından önem taşımaktadır. Karaciğer enzimlerinde artış, alkole bağlı olmayan yağlı karaciğer hastalığı (NAFLD) ve böbrek fonksiyon bozuklukları PFAS maruziyetiyle ilişkilendirilen başlıca etkiler arasındadır (Gleason ve ark., 2015). Bu bulgular, PFAS bileşiklerinin hem hepatotoksik hem de nefrotoksik özellik taşıdığını ortaya koymaktadır (Kurwadkar ve ark., 2022).

Çok yüksek düzeyde PFAS'a maruz kalan işçiler üzerinde yapılan bir çalışmada (n = 462; ortalama serum PFOA düzeyi: 4048 ng/mL), sirozdan ölüm riskinin 3,87 kat, karaciğer kanserinden ölüm riskinin ise 6,69 kat arttığı tespit edilmiştir. Bu artışların bölgesel popülasyonla karşılaştırıldığında anlamlı olduğu bildirilmiştir (Girardi ve Merler 2019).

Sonuç

PFAS'ların çevresel kalıcılıkları, biyobirikim potansiyelleri ve biyolojik örneklerde yüksek sıklıkta tespit edilmeleri, bu bileşiklere maruziyetin küresel ölçekte süreklilik gösteren önemli bir halk sağlığı sorunu olduğunu ortaya koymaktadır. Literatürde yer alan epidemiyolojik ve deneysel çalışmalar, PFAS maruziyetinin endokrin ve bağışıklık sistemi fonksiyonlarında bozulma, karaciğer toksisitesi, lipid ve glikoz metabolizmasında değişiklikler, kardiyovasküler etkiler, böbrek fonksiyon bozuklukları, üreme ve gelişimsel etkiler ile çeşitli kanser türleriyle ilişkili olabileceğini göstermektedir. Bununla birlikte, bu ilişkilerin gücü ve niteliği PFAS türüne, maruziyet düzeyi ve süresine ve bireysel duyarlılığa bağlı olarak değişebilmektedir. Ayrıca, farklı PFAS türlerinin

toksikokinetik ve toksikolojik özelliklerinin farklılık göstermesi ve özellikle yeni nesil ve kısa zincirli PFAS bileşiklerine ilişkin verilerin sınırlı olması, bu bileşiklerin insan sağlığı üzerindeki uzun dönemli etkilerine ilişkin önemli bilgi boşluklarının sürdüğünü göstermektedir.

PFAS maruziyetinin insan sağlığı üzerindeki olası etkilerinin azaltılması, yalnızca sağlık sonuçlarının ortaya konulmasını değil, aynı zamanda maruziyet kaynaklarının kontrol altına alınmasını da gerektirmektedir. Son yıllarda birçok ülkede PFAS kullanımına yönelik yasal düzenlemeler giderek sıkılaştırılmış olsa da, binlerce farklı PFAS bileşiğinin çevrede bulunması, öncül bileşiklerin dönüşüm süreçleri ve yeni geliştirilen alternatif PFAS türlerinin çevresel ve toksikolojik özelliklerinin yeterince bilinmemesi, mevcut düzenlemelerin etkinliğini sınırlandırmaktadır. Bu nedenle PFAS'ların tek tek bileşikler yerine bir kimyasal sınıf olarak ele alınması, maruziyetin azaltılması ve insan sağlığının korunması açısından daha bütüncül bir yaklaşım olarak öne çıkmaktadır.

Gelecekte yapılacak araştırmaların, yeni nesil PFAS bileşiklerinin toksikokinetik ve toksikolojik özelliklerinin belirlenmesine, PFAS öncüllerinin insan maruziyetine katkılarının ve biyolojik dönüşüm süreçlerinin aydınlatılmasına, farklı PFAS türlerinin birlikte oluşturduğu karışım etkilerinin değerlendirilmesine ve uzun dönemli, geniş ölçekli epidemiyolojik çalışmaların yürütülmesine odaklanması gerekmektedir. Özellikle hassas yaşam dönemleri ve duyarlı popülasyon gruplarının dikkate alındığı çalışmaların artırılması, PFAS maruziyeti ile sağlık sonuçları arasındaki ilişkilerin daha açık biçimde ortaya konulması ve etkili risk yönetimi stratejilerinin geliştirilmesi açısından önem taşımaktadır.

Kaynakça

Abraham, K., Mielke, H., Fromme, H., Volkel, W., Menzel, J., Peiser, M., Zepp, F., Willich, S.N., Weikert, C. 2020. Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological markers in 101 healthy 1-year-old children: Associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response. *Archives of Toxicology,* 94:2131–2147.

Alderete, T.L., Jin, R., Walker, D.I., Valvi, D., Chen, Z., Jones, D.P., Peng, C., Gilliland, F.D., Berhane, K., Conti, D.V., Goran, M.I., Chatzi, L. 2020. Perfluoroalkyl substances, metabolomic profiling, and alterations in glucose homeostasis among overweight and obese Hispanic children: A proof-of-concept analysis. *Environmental International*, 126:445–453.

Andersson, E.M., Scott, K., Xu, Y., Li, Y., Olsson, D.S., Fletcher, T., Jakobsson, K. 2019. High exposure to perfluorinated compounds in drinking water and thyroid disease. A cohort study from Ronneby, Sweden. *Environmental. Research,* 176:108540.

Bach, C.C., Liew, Z., Bech, B.H., Nohr, E.A., Fei, C., Bonefeld-Jorgensen, E.C., Henriksen TB, Olsen J. 2015. Perfluoroalkyl acids and time to pregnancy revisited: An update from the Danish National Birth Cohort. *Environmental Health,* 14:22-59.

Ballesteros, V., Costa, O., Iniguez, C., Fletcher, T., Ballester, F., Lopez-Espinosa, M.J. 2017. Exposure to perfluoroalkyl substances and thyroid function in pregnant women and children: A systematic review of epidemiologic studies. *Environment International,* 99:15–28.

Barry, V., Winquist, A., Steenland, K. 2013. Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environmental Health Perspectives.* 121:1313–1318.

Bassler, J., Ducatman, A., Elliott, M., Wen, S., Wahlang, B., Barnett, J., Cave, M.C. 2019. Environmental perfluoroalkyl acid exposures are associated with liver disease characterized by apoptosis and altered serum adipocytokines. *Environmental Pollution,.* 247:1055–1063.

Behr, A. C., Kwiatkowski, A., Ståhlman, M., Schmidt, F. F., Luckert, C., Braeuning, A., & Buhrke, T. 2020. Impairment of bile acid metabolism by perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)

in human HepaRG hepatoma cells. *Archives of Toxicology,* 94(5), 1673–1686. https://doi.org/10.1007/s00204-020-02732-3. [PubMed: 32253466]

Bodin, J., Groeng, E.C., Andreassen, M., Dirven, H., Nygaard, U.C. 2016. Exposure to perfluoroundecanoic acid (PFUnDA) accelerates insulitis development in a mouse model of type 1 diabetes. *Toxicology. Reports.* 3:664–672.

Cardenas, A., Gold, D.R., Hauser, R., Kleinman, K.P., Hivert, M.F., Calafat, A.M., Ye, X., Webster, T.F., Horton, E.S., Oken, E. 2017. Plasma concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances at baseline and associations with glycemic indicators and diabetes incidence among high-risk adults in the Diabetes Prevention Program Trial. *Environment Health Perspectives.* 125: 107001.

Chou, W.C., & Lin, Z. 2020. Probabilistic human health risk assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by integrating in vitro, in vivo toxicity, and human epidemiological studies using a Bayesian-based dose-response assessment coupled with physiologically based pharmacokinetic (PBPK) modeling approach. *Environment international,* 137, 105581. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105581

Coperchini, F., Awwad, O., Rotondi, M., Santini, F., Imbriani, M., Chiovato, L. 2017. Thyroid disruption by perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA). *Journal of Endocrinological Investigation* 40:105 121.

Donat-Vargas, C., Bergdahl, I.A., Tornevi, A., Wennberg, M., Sommar, J., Kiviranta, H., Koponen, J., Rolandsson, O., Akesson, A. 2019. Perfluoroalkyl substances and risk of type II diabetes: A prospective nested case-control study. *Environment International,* 123:390–398. [PubMed: 30622063]

Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 606–630. https://doi.org/10.1002/etc.4890

Fletcher, T., Galloway, T. S., Melzer, D., Holcroft, P., Cipelli, R., Pilling, L. C., Mondal, D., Luster, M., & Harries, L. W. 2013. Associations between PFOA, PFOS and changes in the expression of genes involved in

cholesterol metabolism in humans. *Environment International,* 57-58, 2–10. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.03.008

Forhead, A. J., & Fowden, A. L. 2014. Thyroid hormones in fetal growth and prepartum maturation. *The Journal of Endocrinology*, 221(3), R87–R103. https://doi.org/10.1530/JOE-14-0025

Frisbee, S.J., Shankar, A., Knox, S.S., Steenland, K., Savitz, D.A., Fletcher, T., Ducatman, A.M. 2010. Perfluorooctanoic acid, perfluorooctanesulfonate, and serum lipids in children and adolescents: Results from the C8 Health Project. *Archives of Pediatrics & Adolescent Medicine,* 164:860–869. [PubMed: 20819969]

Genser, B., Teles, C.A., Barreto, M.L., Fischer, J.E. 2015. Within- and between-group regression for improving the robustness of causal claims in cross-sectional analysis. *Environmental Health, 14*:60. [PubMed: 26159541]

Girardi, P., & Merler, E. 2019. A mortality study on male subjects exposed to polyfluoroalkyl acids with high internal dose of perfluorooctanoic acid. *Environmental Research,* 179, 108743.

Gleason, J.A., Post, G.B., Fagliano, J.A. 2015. Associations of perfluorinated chemical serum concentrations and biomarkers of liver function and uric acid in the US population (NHANES), 2007–2010. *Environtal. Res*earch, 136:8–14.

Goudarzi, H., Miyashita, C., Okada, E., Kashino, I., Chen, C.J., Ito, S., Araki, A., Kobayashi, S., Matsuura, H., Kishi, R. 2017. Prenatal exposure to perfluoroalkyl acids and prevalence of infectious diseases up to 4 years of age. *Environment International,* 104:132–138. [PubMed: 28392064]

Grandjean, P., Andersen, E.W., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Mølbak, K., Weihe, P., Heilmann, C. 2012. Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *JAMA* 307, 391–397. 10.1001/JAMA.2011.2034. [PubMed: 22274686]

Hui, Z., Li, R., & Chen, L. 2017. The impact of exposure to environmental contaminant on hepatocellular lipid metabolism. *Gene,* 622, 67–71. https://doi.org/10.1016/j.gene.2017.04.024 [PubMed: 28431976]

Ikizoğlu, B., 2024. PFOA and PFOS Pollution in Surface Waters and Surface Water Fish. *Water*, 16(16), 2342.

Impinen, A., Longnecker, M.P., Nygaard, U.C., London, S.J., Ferguson, K.K., Haug, L.S., Granum, B. 2019. Maternal levels of perfluoroalkyl substances (PFASs) during pregnancy and childhood allergy and asthma related outcomes and infections in the Norwegian Mother and Child (MoBa) cohort. *Environment International,* 124:462–472. [PubMed: 30684804]

Impinen, A., Nygaard, U.C., Lodrup-Carlsen, K.C., Mowinckel, P., Carlsen, K.H., Haug, L.S., Granum, B. 2018. Prenatal exposure to perfluoralkyl substances (PFASs) associated with respiratory tract infections but not allergy- and asthma-related health outcomes in childhood. *Environmental. Research*, 160: 518–523.

Inoue, K., Ritz, B., Andersen, S.L., Ramlau-Hansen, C.H., Hoyer, B.B., Bech, B.H., Henriksen, T.B., Bonefeld-Jorgensen, E.C., Olsen, J., Liew, Z. 2019. Perfluoroalkyl substances and maternal thyroid hormones in early pregnancy; findings in the Danish National Birth Cohort. *Environment Health Perspectives,* 127:117002. [PubMed: 31714155]

Jain, R. B., & Ducatman, A. 2019. Roles of gender and obesity in defining correlations between perfluoroalkyl substances and lipid/lipoproteins. *The Science of the Total Environment, 653, 74–8*1. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.362 [PubMed: 30408670]

Jin, R., McConnell, R., Catherine, C., Xu, S., Walker, D. I., Stratakis, N., Jones, D. P., Miller, G. W., Peng, C., Conti, D. V., Vos, M. B., & Chatzi, L. 2020. Perfluoroalkyl substances and severity of nonalcoholic fatty liver in Children: An untargeted metabolomics approach. *Environment international,* 134, 105220. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105220 [PubMed: 31744629]

Joensen, U.N., Bossi, R., Leffers, H., Jensen, A.A., Skakkebaek, N.E., Jorgensen, N. 2009. Do perfluoroalkyl compounds impair human semen quality? *Environment Health Perspecives,* 117:923–927. [PubMed: 19590684]

Kurwadkar, S., Dane, J., Kanel, S. R., Nadagouda, M. N., Cawdrey, R. W., Ambade, B., Struckhoff, G. C., & Wilkin, R. 2022. Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *The Science of the Total Environment, 809*, 151003.

Kvalem, H. E., Nygaard, U. C., Lødrup Carlsen, K. C., Carlsen, K. H., Haug, L. S., & Granum, B. 2020. Perfluoroalkyl substances, airways infections,

allergy and asthma related health outcomes: Implications of gender, exposure period and study design. *Environment International, 134*, 105259.

Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A., Seed, J. 2007. Perfluoroalkyl acids: A review of monitoring and toxicological findings. *Toxicological Sciences*, 99:366–394.

Lin, C.Y., Lin, L.Y., Chiang, C.K., Wang, W.J., Su Y.N., Hung, K.Y., Chen, P.C. 2010. Investigation of the associations between low-dose serum perfluorinated chemicals and liver enzymes in US adults. *The American Journal of Gastroenterology 105*: 1354–1363. [PubMed: 20010922]

Lin, C. Y., Lee, H. L., Hwang, Y. T., & Su, T. C. 2020. The association between total serum isomers of per- and polyfluoroalkyl substances, lipid profiles, and the DNA oxidative/nitrative stress biomarkers in middle-aged Taiwanese adults. *Environmental Research,* 182, 109064.

Liu, Y., Bao, J., Hu, X.M., Lu, G.L., Yu, W.J., Meng, Z.H., 2020. Optimization of ex- traction methods for the analysis of PFOA and PFOS in the salty matrices dur- ing the wastewater treatment. *Microchemical Journal,* 155, 104673. doi: 10.1016/j.microc. 2020.104673.

Melzer, D., Rice, N., Depledge, M.H., Henley, W.E., Galloway, T.S. 2010. Association between serum perfluorooctanoic acid (PFOA) and thyroid disease in the U.S. National Health and Nutrition Examination Survey. *Environtal Health Perspectives,* 118:686–692. [PubMed: 20089479]

Nelson, J. W., Hatch, E. E., & Webster, T. F. 2010. Exposure to polyfluoroalkyl chemicals and cholesterol, body weight, and insulin resistance in the general U.S. population. *Environmental Health Perspectives*, 118(2), 197–202.

New Jersey Drinking Water Quality Institute Health Effects Subcommittee. 2017. Health-based maximum contaminant level support document: Perfluorooctanoic acid (PFOA). Trenton, NJ, USA. [cited 2025 July 13]. Available from: https://www.state.nj.us/dep/watersupply/pdf/pfoa appendixa.pdf

Nicole, W. 2013. PFOA and Cancer in a Highly Exposed Community: New Findings from the C8 Science Panel. *Environmental Health Perspectives,* 121(11–12). https://doi.org/10.1289/ehp.121-a340

Perla, F.M., Prelati, M., Lavorato, M., Visicchio, D., Anania C. 2017. The role of lipid and lipoprotein metabolism in non-alcoholic fatty liver disease. *Children,* (Basel) 4:46.

Qin, W.P., Cao, L.Y., Li, C.H., Guo, L.H., Colbourne, J, Ren, X.M. 2020. Perfluoroalkyl substances stimulate insulin secretion by islet beta cells via G protein-coupled receptor 40. *Environmental Science & Technology,* 54:3428–3436.

Quist, E.M., Filgo, A.J., Cummings, C.A., Kissling, G.E., Hoenerhoff, M.J., Fenton, S.E. 2015. Hepatic mitochondrial alteration in CD-1 mice associated with prenatal exposures to low doses of perfluorooctanoic acid (PFOA). *Toxicologic Pathology,* 43:546–557. [PubMed: 25326589]

Rantakokko, P., Männistö, V., Airaksinen, R., Koponen, J., Viluksela, M., Kiviranta, H., & Pihlajamäki, J. 2015. Persistent organic pollutants and non-alcoholic fatty liver disease in morbidly obese patients: a cohort study. *Environmental Health: a Global Access Science Source,* 14, 79. https://doi.org/10.1186/s12940-015-0066-z [PubMed: 26420011]

Rappazzo, K.M., Coffman, E., Hines, E.P. 2017. Exposure to perfluorinated alkyl substances and health outcomes in children: A systematic review of the epidemiologic literature. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 14:691.

Rebholz, S. L., Jones, T., Herrick, R. L., Xie, C., Calafat, A. M., Pinney, S. M., & Woollett, L. A. 2016. Hypercholesterolemia with consumption of PFOA-laced Western diets is dependent on strain and sex of mice. *Toxicology Reports,* 3:46–54. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2015.11.004

Schlezinger, J., Puckett, H., Oliver, J., Nielsen, G., Heiger-Bernays, W., Webster T. 2020. Perfluorooctanoic acid activates multiple nuclear receptor pathways and skews expression of genes regulating cholesterol homeostasis in liver of humanized PPARα mice fed an American diet. *Toxicology and Applied Pharmacology,* 405:115204. [PubMed: 32822737]

Shankar, A., Xiao, J., Ducatman, A. 2011. Perfluoroalkyl chemicals and chronic kidney disease in US adults. *American Journal of Epidemiology,* 174:893–900.

Song, M., Kim, Y.J., Park, Y.K., Ryu, J.C. 2012. Changes in thyroid peroxidase activity in response to various chemicals. *Journal of Environmental Monit*oring, 14:2121–2126.

Steenland, K., Tinker, S., Frisbee, S., Ducatman, A., & Vaccarino, V. 2009. Association of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate with serum lipids among adults living near a chemical plant. *American Journal of Epidemiology,* 170(10), 1268–1278 https://doi.org/10.1093/aje/kwp279

Stein, C.R., McGovern, K.J., Pajak, A.M., Maglione, P.J., Wolff, M.S. 2016. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances and indicators of immune function in children aged 12–19 y: National Health and Nutrition Examination Survey. *Pediatri Research,* 79:348–357. [PubMed: 26492286]

Sun, Q., Zong, G., Valvi, D., Nielsen, F., Coull, B., Grandjean, P. 2018. Plasma Concentrations of Perfluoroalkyl Substances and Risk of Type 2 Diabetes: A Prospective Investigation among U.S. Women. *Environmental Health Perspectives*, 126(3), 037001. https://doi.org/10.1289/EHP2619

Sunderland, E.M., Hu, X.C., Dassuncao, C., Tokranov, A.K., Wagner, C.C., Allen J.G. 2019. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology,* 29:131–147.

Tadic, M., Cuspidi, C., Vasic, D., Kerkhof, P.L.M. 2018. Cardiovascular implications of diabetes, metabolic syndrome, thyroid disease, and cardiooncology in women. In Kerkhof PLM, Miller VM, eds, *Sex-Specific Analysis of Cardiovascular Function*, Springer International, Cham, Switzerland, pp 471–488.

Timmermann, C.A., Rossing, L.I., Grontved, A., Ried-Larsen, M., Dalgard, C., Andersen, L.B., Grandjean, P., Nielsen, F., Svendsen, K.D., Scheike, T., Jensen, T.K. 2014. Adiposity and glycemic control in children exposed to perfluorinated compounds. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism,* 99:608–614.

Vieira, V.M., Hoffman, K., Shin, H.M., Weinberg, J.M., Webster, T.F., Fletcher, T. 2013. Perfluorooctanoic acid exposure and cancer outcomes in a contaminated community: A geographic analysis. *Environmental. Health Perspect*ives, 121:318–323.

Webster, G.M., Rauch, S.A., Marie, N.S., Mattman, A., Lanphear, B.P., Venners, S.A. 2016. Cross-sectional associations of serum perfluoroalkyl acids and thyroid hormones in U.S. adults: Variation according to TPOAb and iodine status (NHANES 2007–2008). *Environmental. Health Perspectives*,124:935–942.

Winquist, A., Steenland, K. 2014. Modeled PFOA exposure and coronary artery disease, hypertension, and high cholesterol in community and worker cohorts. *Environmental. Health Perspectives,* 122:1299–1305.

Zhang, L., Duan, X., Sun, W., Sun, H. 2020. Perfluorooctane sulfonate acute exposure stimulates insulin secretion via GPR40 pathway. *Science of. Total Environment, .*726:13849

BÖLÜM 5

DÖNGÜSEL EKONOMİ YAKLAŞIMIYLA MALZEME VE ÜRÜN BAZLI ATIKLARIN SÜRDÜRÜLEBİLİR GERİ KAZANIM UYGULAMALARI

Tülay YILMAZ[1]
Seren ACARER ARAT[2]

Giriş

Küresel ölçekte kentleşme, ekonomik büyüme ve yaşam standartlarındaki iyileşme gibi faktörler, tüketici talebini önemli ölçüde artırmakta (Minghua & ark., 2009: 1227) ve bu da katı atık üretiminde büyük bir artışa neden olmaktadır (Voukkali & ark., 2024: 17678). Dünya Bankası'na göre, yılda 2,01 milyar ton kentsel katı atık üretilmekte ve bu rakamın 2050 yılına kadar 3,40 milyar tona ulaşması beklenmektedir. Dahası, veriler üretilen atığın %33'ünün güvenli bir şekilde bertaraf edilmediğini, dünya nüfusunun %16'sını oluşturan yüksek gelirli ülkelerin ise küresel atığın yaklaşık %34'ünü ürettiğini göstermektedir (Kaza & ark.,

[1] Dr. Öğr. Üyesi, Balıkesir Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 0000-0003-2416-9890
[2] Dr. Öğr. Üyesi, Sakarya Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 0000-0001-6733-2067

2018: 1). Bu atıkların kontrolsüz bir şekilde çevreye salınması ise, iklim, hava, toprak ve su gibi hayati çevresel bileşenleri etkileyerek ciddi sorunlar yaratmakta olup, (Tian & ark., 2022: 132401) ve ayrıca toplama, taşıma ve bertaraf süreçleri yoluyla canlı hayatını tehdit etmektedir (Xiao & ark., 2007: 21).

Katı atık yönetimi, (1) oluşum, (2) yerinde depolama, (3) toplama, (4) transfer, (5) taşıma, (6) karakterizasyon ve işleme, (7) kaynak geri kazanımı ve (8) nihai bertarafı kapsayan bütünsel bir sistem yaklaşımı gerektiren çok aşamalı bir süreçten oluşmaktadır (Singh & ark., 2014: 347). Doğal kaynak tüketimini azaltmak ve çevre üzerindeki zararlı etkileri en aza indirmek için her aşamanın tutarlı bir şekilde uygulanması gerekmektedir. Ancak, özellikle gelişmekte olan ülkelerde katı atık yönetimi, çevre ve halk sağlığını doğrudan etkileyen (Kasem & ark., 2025: 100447), sosyo-ekonomik ve kültürel gerçeklerle birlikte (Bezabih & ark., 2026: 256) önemli bir maaliyet ve teknik altyapı gerektiren (Costa & ark., 2026: 115609) ciddi bir sorun olarak öne çıkmaktadır. Dünya Bankası raporuna göre, kentsel katı atık yönetimi gelişmekte olan ülkelere yılda yaklaşık 46 milyar dolara mal olmaktadır (Bezabih & ark., 2026: 256). Bununla birlikte, bu artan tüketici talebini karşılamak, büyük miktarda doğal kaynak kullanımını da gerektirmektedir; literatür, her yıl küresel olarak 120-130 milyar ton doğal kaynak tüketildiğini göstermektedir (Song & ark., 2015: 199).

Bu bağlamda, Birleşmiş Milletler 2015 yılında, kaynakların verimli kullanımı ve korunmasını sağlamak ve özellikle sera gazı emisyonları olmak üzere çevre kirliliğini azaltmak amacıyla (UN, 2015), koruma, azaltma, geri dönüşüm ve yeniden kullanım uygulamalarına (Reis & ark., 2023: 15715) dayalı hedefler belirlemiştir. Özellikle, 12. Hedef: Sorumlu Üretim ve Tüketim kapsamında, bu uygulamalar temelinde 2030 yılına kadar küresel atık üretimini azaltmak amaçlanmaktadır (Reis & ark., 2023: 15715). Ayrıca bu hedeflerin, maliyet tasarrufu ve yeşil büyümeyi

teşvik eden döngüsel bir ekonominin kurulması ve geliştirilmesi için zemin hazırlayacağına da inanılmaktadır (Abubakar & ark., 2022: 12717). Çünkü döngüsel ekonomi yaklaşımı, geleneksel "al-üret-at" modelinin aksine, "yeniden kullanım, yenileme ve geri dönüşüm" yoluyla ürünlerin sürekli kullanımını sağlayarak kaynakların korunmasına/tasarrufuna olanak tanımaktadır. Ayrıca, atıkları ortadan kaldırılması gereken bir kirletici madde olarak değil, yeni bir kaynak/enerji kaynağı için hammadde olarak ele alarak ekonomik kazanç için yeni yollar açmaktadır (Munir & ark., 2024: 117786).

Bu doğrultuda, sürdürülebilir atık yönetimi stratejileri, doğrusal ekonomi modelinden döngüsel ekonomi modeline geçişin temel unsurlarından biri olarak kabul edilmektedir. Atığın türüne ve özelliklerine bağlı olarak, malzeme geri kazanımı, yeniden kullanım, geri dönüşüm ve enerji geri kazanımı gibi uygulamalar yoluyla ekonomik değeri korumak ve kaynak verimliliğini artırmak mümkündür (Malinauskaite & ark., 2017: 2013). Bu bölümde, sürdürülebilir atık yönetimi ve döngüsel ekonomi yaklaşımı çerçevesinde, farklı atık türlerinden kaynak ve enerji geri kazanımına yönelik uygulamalar ele alınmış; bu uygulamaların çevre mühendisliği perspektifinden sağladığı avantajlar ve karşılaşılan kısıtlamalar değerlendirilmiştir.

Döngüsel Ekonomi ve Sürdürülebilir Atık Yönetiminin Kavramsal Çerçevesi

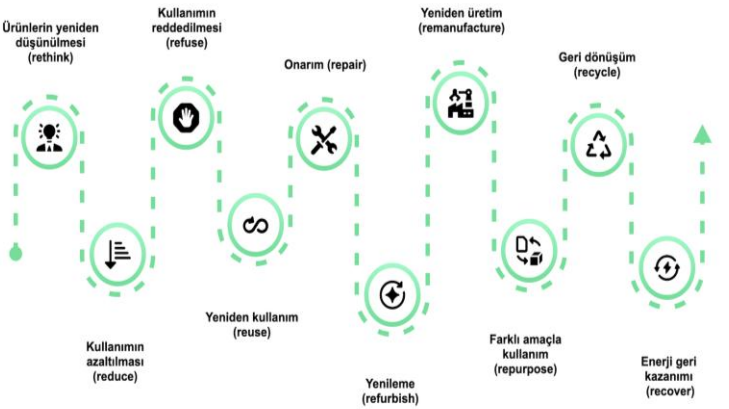
Küresel ölçekte, geleneksel katı atık yönetimi, doğal kaynakları kullanarak talep edilen ürünlerin üretimi, tüketimi ve nihai bertarafını içeren doğrusal bir ekonomik modeli kapsar ve birçok ülke bugün hala bu modeli kullanmaktadır (Rashid & Shahzad, 2021: 128467). Bununla birlikte, doğrusal ekonominin getirdiği bu "al, üret, at" yaklaşımı (Haase & ark., 2024: 461), doğal kaynakların hızlı ve kontrolsüz kullanımına yol açtığı ve kaynak çıkarımından ürün kullanımına kadar tüm süreç boyunca atık üretimine neden olduğu (Ezeudu & Ezeudu, 2019: 42) için tartışmalı hale gelmiştir. Bu nedenle, kaynakların daha verimli kullanılmasını,

atık oluşumunun en aza indirilmesini ve ürünlerin kullanım ömrü sonunda yeniden ekonomik döngüye kazandırılmasını hedefleyen döngüsel ekonomi yaklaşımı, son yıllarda sürdürülebilir kalkınmanın temel araçlarından biri olarak öne çıkmıştır (Geisendorf & Pietrulla, 2018: 771). Döngüsel ekonomi, ürünü veya katı atığı hemen bertaraf edilmesi gereken değersiz bir malzeme olarak görmez; bunun yerine, ürünlerin ve üretimlerinde kullanılan doğal kaynakların değerini koruyarak ekonomik sistem içerisinde mümkün olduğunca uzun süre kullanılmasını sağlayacak uygun yöntemlerin seçilmesine odaklanmaktadır (Payne & ark., 2019: 170).

Döngüsel ekonominin hedeflerine ulaşılabilmesi için ürünlerin tasarımından kullanım ömrü sonrasındaki geri kazanım süreçlerine kadar uzanan çeşitli stratejiler uygulanmaktadır. Bu stratejiler temelde 3R prensipleri (azaltma/reduce, yeniden kullanma/reuse ve geri dönüşüm/recycle) ile ilişkilidir (Romero-Hernández & Romero, 2018: 757) ve günümüzde ise 10R gibi kapsamlı bir çerçeveye genişletilmiştir (Morseletto, 2020: 1; (Sharma & ark., 2021: 149605). Literatürde kullanılan 10R yaklaşımı; ürünlerin yeniden düşünülmesi (rethink), kullanımın azaltılması (reduce), kullanımın reddedilmesi (refuse), yeniden kullanım (reuse), onarım (repair), yenileme (refurbish), yeniden üretim (remanufacture), farklı amaçla kullanım (repurpose), geri dönüşüm (recycle) ve enerji geri kazanımı (recover) gibi stratejileri içermektedir. Bununla birlikte, bu stratejilerin adlandırılması ve sıralaması kullanılan kavramsal çerçeveye göre değişebilmektedir (Morseletto, 2020: 1). Ayrıca, literatürde bu 10R yöntemleri, döngüselliğe katkı düzeylerine ve amaçlarına göre üç farklı kategoriye ayrılmıştır. Birinci grup, ürünlerin yeniden düşünülmesi, kullanımın azaltılması ve kullanımın reddedilmesini içerir; bunlar, tüketim alışkanlıklarının ve ürün tercihlerinin yeniden değerlendirilmesi yoluyla doğrudan müşteri tüketim

alışkanlıklarıyla ilgili olarak atık oluşumunu kaynağında önlemeyi veya azaltmayı amaçlayan uygulamalardır. İkinci grup ise, ürünlerin ve içerdikleri kaynakların değerini ve kullanım ömrünü uzatmayı amaçlayan yeniden kullanım, onarım, yenileme, yeniden üretim ve farklı amaçlarla yeniden kullanım gibi uygulamaları içermektedir. Son aşama, ürünlerin kullanım ömrünün sonuna ulaştığı ve kaynakların mevcut kullanım biçiminde değerlendirilemediği durumlarda tercih edilen yöntemler olan geri dönüşüm ve geri kazanım uygulamalarını kapsamaktadır (Morseletto, 2020: 1).

Şekil 1 Ürün Yaşam döngüsünde 10R stratejileri



Ayrıca, döngüsel ekonomi stratejisi, Avrupa Birliği tarafından benimsenen atık hiyerarşisi yaklaşımıyla yakından ilişkilidir. Atık hiyerarşisi; sırasıyla önleme, yeniden kullanıma hazırlama, geri dönüşüm, diğer geri kazanım yöntemleri ve bertaraf aşamalarını içermektedir (Pires & Martinho, 2019: 298). Bu durum, atık hiyerarşisinin atık oluşumunu önleme ve kaynak verimliliğini artırma ilkelerinin, döngüsel ekonominin kaynakları sistem içerisinde daha uzun süre tutma ve değer kaybını en aza indirme hedefleriyle örtüşmesinden kaynaklanmaktadır (Awino & Apitz, 2024: 9). Bu hiyerarşi, atık yönetimi seçeneklerinin yalnızca atığın ortadan kaldırılması açısından değil, kaynakların korunması ve

ekonomik değerlerinin sürdürülmesi açısından da değerlendirilmesine olanak sağlamaktadır.

Bu bağlamda, atıklardan kaynak ve enerji geri kazanımı, doğal kaynakların korunması ve atıkların ekonomik değer kazanması açısından önem taşımaktadır. Farklı atık türlerinden elde edilen ürünlerin ve kullanım alanlarının incelenmesi, bu uygulamaların döngüsel ekonomi ve sürdürülebilirliğe katkısının anlaşılmasını sağlamaktadır.

Malzeme ve Ürün Bazlı Atıklardan Kaynak ve Enerji Geri Uygulamaları : Literatür İncelemesi

Atıkların sürdürülebilir geri kazanımı, doğal kaynakların korunması, çevresel etkilerin azaltılması ve kaynak verimliliğinin artırılması açısından önem taşımaktadır (T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2025). Avrupa Birliği'nin Döngüsel Ekonomi Eylem Planları ve Türkiye'nin 2025–2028 Ulusal Döngüsel Ekonomi Stratejisi ve Eylem Planı doğrultusunda, ham madde kullanımı ve çevresel etkileri yüksek olan yedi öncelikli sektör belirlenmiştir. Bunlar ambalaj, batarya ve araçlar, inşaat ve binalar, elektronik ve bilgi-iletişim teknolojileri (BİT), gıda ve biyokütle, plastik ve tekstil sektörleridir (T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2025). Avrupa Parlamentosu'nun (2015) *Understanding Waste Streams: Treatment of Specific Waste* başlıklı bilgilendirme notunda atıklar, malzeme bazlı ve ürün bazlı olmak üzere iki ana grupta ele alınmaktadır (Bourguignon, 2015). Bu sınıflandırmadan hareketle, bu bölümde plastik, cam, metal, inşaat, elektrikli ve elektronik eşya ile batarya atıklarına yönelik literatürde yer alan geri dönüşüm ve geri kazanım uygulamaları incelenmiş; farklı atık türleri için kullanılan yöntemler ve bu yöntemlerden elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir.

Plastik Atıklar

Düşük maliyetleri, hafif yapıları, dayanıklılıkları ve çok yönlülükleri sayesinde plastikler, günümüzde en yaygın kullanılan mühendislik malzemeleri arasındadır (Haba & ark., 2025: 881). Çok yönlülükleri sayesinde plastikler; ambalaj, inşaat, sağlık ve otomotivden elektrik ve elektronik endüstrilerine kadar pek çok sektörde yaygın olarak kullanılmaktadır (Leal Filho & ark., 2025: 1). Düşük yoğunluklu polietilen (LDPE), yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), polipropilen (PP), polistiren (PS), polietilen tereftalat (PET), polivinil klorür (PVC) ve poliüretan (PU) gibi polimerler plastik üretiminde sıkça tercih edilmektedir. Plastics Europe (2025) verilerine göre, küresel plastik üretimi 2024 yılında 430,9 milyon tona ulaşmıştır (Plastics Europe, 2025). 2024 yılında plastik üretiminde en büyük payı Polietilen (PE) türleri oluştururken, bunları PP (%19,0) ve PVC (%12,8) takip etmektedir (Plastics Europe, 2025). Özellikle tek kullanımlık plastiklerin yaygınlaşması ve plastik atıkların etkin bir şekilde yönetilememesi nedeniyle, plastik atık kirliliği ciddi bir küresel probleme dönüşmüştür. Küresel ölçekte plastik atıkların yalnızca %9'u geri dönüştürülürken, önemli bir kısmı düzenli depolama sahalarında bertaraf edilmektedir (Organisation for Economic Co-operation and Development [OECD], 2022). Yaygın olarak kullanılan plastikler, öncelikle fosil hidrokarbon kökenli monomerlerden elde edilir ve biyolojik olarak bozunmaya karşı oldukça dirençlidir (Goh & ark., 2021: 782). Bundan dolayı, plastik atıklar katı atık depolama sahalarında bozunmadan uzun süre varlığını sürdürebilmekte ve kayda değer bir alan kaplamaktadır. Dahası, bu sahalarda söz konusu atıklar fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik süreçler sonucunda daha küçük plastik parçacıklara —yani mikroplastiklere ve nanoplastiklere— ayrışarak çevre ve insan sağlığı açısından daha büyük bir tehdit oluşturmaktadır (Lalrinfela & ark., 2024: 248). Çünkü oluşan ikincil mikroplastikler ve nanoplastikler, topraktan yeraltı sularına daha

kolay taşınabilmekte (Jin & ark., 2025: 126899) ve bu yolla içme suyu kaynaklarının kirlenmesi açısından risk oluşturmaktadır (Arat, 2024: 100445).

Katı atık bertaraf sahalarının yetersizliği, plastik atıkların daha küçük parçalara ayrılması sonucu mikroplastik ve nanoplastiklerin oluşumu ve bunlarla ilişkili sosyoekonomik yükler nedeniyle, sürdürülebilir atık yönetimi çerçevesinde plastiklere yönelik daha etkili yönetim stratejilerine ihtiyaç duyulmaktadır (Haba & ark., 2025: 881). Plastik atık yönetiminde geri dönüşüm, malzemenin yeniden işlenme yöntemine bağlı olarak farklı düzeylerde ele alınmaktadır. Bu bağlamda, plastik atıkların geri dönüşümü; birincil, ikincil, üçüncül ve dördüncül geri dönüşüm olmak üzere dört temel kategoride sınıflandırılmaktadır. Birincil mekanik geri dönüşüm, plastik atıkların mekanik yöntemlerle, orijinal malzemeyle aynı veya ona çok benzer özelliklere sahip yeni ürünlere dönüştürülmesi sürecini ifade etmektedir. Yeni PET şişeler üretmek amacıyla PET şişelerin kullanılması, bu yönteme örnek olarak verilebilir. Öte yandan ikincil mekanik geri dönüşümde, elde edilen ürün orijinal plastik malzemeye kıyasla daha düşük kalitededir. PET şişelerden sentetik elyaf üretimi, ikincil mekanik geri dönüşüme örnek teşkil etmektedir (Morel & ark., 2024: 110).

Mekanik geri dönüşüm, plastiklerin geri dönüştürülmesinde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir ve toplama, eleme, ayırma, yıkama, parçalama, ekstrüzyon ve granülasyon gibi bir dizi aşamayı kapsayan bir süreçten oluşmaktadır (Beghetto & ark., 2021: 4782). Karışık, çok katmanlı, kompozit yapılı ve kirlenmiş plastik atıkların mekanik geri dönüşümü oldukça güçtür. Bu tür atıkların geri dönüştürülebilmesi, maliyetleri artıran karmaşık ayırma ve temizleme işlemlerini gerektirmektedir (Udourioh & ark., 2026: 154). Plastiklerin mekanik geri dönüşümünün bir diğer dezavantajı da, tekrarlanan geri dönüşümün polimer yapısında bozulmaya yol açarak mekanik özelliklerin zayıflamasına neden olmasıdır

(Udourioh & ark., 2026: 154). Mekanik geri dönüşüm sürecinde, polimer zincirlerinde meydana gelen kopmalar zincir uzunluğunun azalmasına ve dolayısıyla malzemenin mekanik özelliklerinin zayıflamasına neden olabilmektedir. Ayrıca, geri dönüştürülmüş plastiklerde bulunan safsızlıklar, elde edilen ürünlerin mekanik özelliklerini olumsuz yönde etkileyerek malzeme performansında ilave bir düşüşe yol açabilmektedir (Beghetto & ark., 2021: 4782).

Plastik atıkların üçüncül geri dönüşümü, polimerlerin monomerlere veya diğer temel kimyasal bileşenlere ayrıştırılmasını amaçlamaktadır. Bu süreçte depolimerizasyon ve solvoliz gibi çeşitli yöntemlerden yararlanılarak plastik atıkların kimyasal yapı taşlarına dönüştürülmesi sağlanmaktadır (Meneses & ark., 2022: e09028). Kimyasal geri dönüşüm yoluyla elde edilen ürünler, yeni polimerlerin sentezinde ve çeşitli ölçeklerde yüksek katma değerli üretimde hammadde olarak kullanılabilmektedir (Meneses & ark., 2022: e09028). Üçüncül geri dönüşüm yoluyla elde edilen ürünler ayrıca yakıt kaynağı olarak da kullanılabilmektedir (Meneses & ark., 2022: e09028).

Plastik atıkların dördüncül geri dönüşümü, bu atıkların yakma yoluyla enerji üretiminde kullanılmasını ifade etmektedir (Morel & ark., 2024: 110). Plastik atıkların yakılması, atık hacmini azaltmada etkili bir yöntem olmakla birlikte, dioksin ve furan gibi toksik bileşiklerin yanı sıra CO_2 gibi sera gazlarının atmosfere salınmasına neden olarak çevre ve insan sağlığı açısından önemli riskler oluşturmaktadır (Udourioh & ark., 2026: 154). Bununla birlikte, plastik atıklardan enerji elde edilmesinde piroliz ve gazlaştırma gibi ısıl dönüşüm tekniklerinden yararlanılmaktadır. Piroliz sırasında plastiklerin oksijensiz koşullarda parçalanmasıyla sıvı hidrokarbonlar, gazlar ve katı kalıntılar oluşmaktadır. Bu ürünlerden özellikle sıvı ve gaz fraksiyonları, uygun koşullarda enerji üretimi amacıyla değerlendirilebilmektedir (Shah & ark., 2023: 960894). Ürünlerin türü ve verimi ise kullanılan plastiğin

kimyasal yapısına ve piroliz koşullarına bağlı olarak değişmektedir (Hasan & ark., 2025: 119511). Yapılan bir çalışmada, karışık plastik atıkların 900–1000 °C'de piroliziyle hidrojen üretiminin arttığı, özellikle PS'nin yüksek hidrojen verimi sağladığı belirlenmiştir (Kim & ark., 2025: 106934). Ancak yüksek sıcaklıkların gerektirdiği enerji, yöntemin ekonomik uygulanabilirliği açısından önemli bir faktördür (Kim & ark., 2025: 106934). Gazlaştırma işleminde ise plastik atıklar, yüksek sıcaklıkta ve gazlaştırıcı maddelerin varlığında işlenerek hidrojen (H_2) ve karbon monoksit (CO) içeren sentez gazına dönüştürülmektedir ve oluşan gaz enerji üretiminde kullanılabilmektedir (Shah & ark., 2023: 960894). Gazlaştırma sonucunda elde edilen sentez gazının enerji üretimindeki potansiyeli, enerji içeriği bakımından da ortaya konulmaktadır. Antelava ve ark. (2021) tarafından gerçekleştirilen derleme çalışmasında, plastik atıkların pirolizi sonucunda elde edilen yağların ısıl değerinin 41,10–46,16 MJ/kg aralığında değiştiği ve bu ürünlerin geleneksel yakıtlara alternatif olabileceği belirtilmiştir. Gazlaştırma yöntemiyle elde edilen sentez gazının enerji içeriğinin ise işletme koşullarına bağlı olarak 20 MJ/kg'dan 40 MJ/kg'ın üzerine çıkabildiği ifade edilmiştir (Antelava & ark., 2021: 3558).

Önceki paragraflarda da ele alındığı üzere, plastik atıkların geri dönüşüm süreçleri malzeme özelliklerinin bozulması, yüksek enerji tüketimi ve çevresel emisyonlar gibi çeşitli dezavantajlar içerebilmektedir. Bu nedenle, plastik atıkların yüksek katma değerli ürünlere dönüştürülmesini amaçlayan ileri dönüşüm (upcycling) yaklaşımı, döngüsel ekonomiyi destekleyen tamamlayıcı bir strateji olarak öne çıkmaktadır (Meneses & ark., 2022: e09028).

Plastik atıkların ileri dönüşüm uygulamaları kapsamında, su ve hava kirliliğinin çevresel etkilerini hafifletmek amacıyla ihtiyaç duyulan ileri malzemelerin üretiminde de plastik atıklardan yararlanılabilmektedir. Örneğin, polimerler kullanılarak üretilen membranlar; polimerlerin düşük maliyeti, işlenme kolaylığı ve

yeterli mukavemeti nedeniyle içme suyu ve atık su arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır (Shukla & ark., 2025: 69). Ticari muadilleriyle aynı üretim prosedürleri uygulanarak plastik atıklar membranlara kolaylıkla dönüştürülebilir (Goh & ark., 2021: 782). Çeşitli çalışmalar; atık PET, PS, PVC ve CA gibi malzemelerden üretilen mikrofiltrasyon ve/veya ultrafiltrasyon membranları kullanılarak su ve atık sudan organik madde, bulanıklık, askıdaki katı maddeler, toplam çözünmüş katı maddeler ve ağır metallerin etkili bir şekilde giderildiğini bildirmiştir (Aji & ark., 2020: 103650; Ali & ark., 2023: 8985; Chemrak & ark., 2024: 151; Khaled & ark., 2023: 93; Torkashvand & ark., 2022: 20336). Plastik atıklardan polimerik membran üretim yaklaşımının yanı sıra, plastik atıkların yüksek katma değerli adsorbentlere dönüştürülmesi de sürdürülebilir su arıtımına katkı sağlamaktadır. Geri dönüşüm tesislerinden elde edilen HDPE, LDPE ve PP gibi plastik granüller, sudan ağır metallerin giderilmesinde düşük maliyetli adsorbentler olarak kullanılabilmektedir (Lombana & ark., 2025: 121784). Bunun yanı sıra, PE ve PP gibi plastik atıkların pirolizi sonucu elde edilen plastik çar, hem organik hem de inorganik kirleticilerin adsorpsiyon yoluyla gideriminde etkili bir malzeme olarak öne çıkmaktadır (Dutta & Gupta, 2022). Ayrıca, plastik atıkların karbonizasyon ve kimyasal aktivasyon işlemlerine tabi tutulmasıyla üretilen aktif karbonlar sudan boya gideriminde etkili malzemelerdir (Eldomiaty & ark., 2026: 1008).

Atık plastiklerin geri kazanım yoluyla değerlendirilebileceği alanlardan biri de hava filtrelerinin üretimidir. Plastik atıklardan elektroeğirme (elektrospinning) yöntemiyle elde edilen nanolif membranlar, partikül maddelerin tutulmasında yüksek filtrasyon verimliliği sunabilmeleri nedeniyle hava filtrasyon sistemlerinde kullanılabilecek umut vadeden malzemeler arasında yer almaktadır (Amalia & ark., 2024: e00928). Ayrıca, elektroeğirme yöntemiyle üretilen plastik atık bazlı membran filtreler nanopartikülleri ve

biyolojik aerosolleri yakalamada etkili olduklarından; hastaneler, ilaç ve gıda endüstrileri ile hava taşıtları gibi temiz hava gerektiren ortamlarda iç mekân hava filtresi olarak kullanılma potansiyeline sahiptir (Bonfim & ark., 2021: 1166). Bunun yanı sıra, plastik atıklar yüz maskelerinde kullanılan hava filtrelerinin üretiminde de değerlendirilebilmektedir (Munir & ark., 2022: 117357).

Plastik atıklar, çevresel uygulamaların yanı sıra çeşitli mühendislik alanlarında da yeniden değerlendirilebilmektedir. Bu kapsamda, inşaat ve yapı sektöründe plastik atıklar, hafif beton üretiminde agrega olarak kullanılabilmekte ve betonun mekanik özelliklerinin iyileştirilmesine katkı sağlayabilmektedir (Panda & ark., 2024: 121705). HDPE, PP, PS, PVC ve PET gibi farklı polimer türlerinden oluşan plastik atıklar, çimento esaslı karışımlara dâhil edilerek beton üretiminde agrega ikamesi veya katkı malzemesi olarak değerlendirilebilmektedir (Kamaruddin & ark., 2017: 012011).

Genel olarak, plastik atıkların geri kazanımında uygulanacak yöntemin seçimi, atığın türüne ve özelliklerine bağlıdır. Mekanik ve kimyasal geri dönüşüm yöntemlerinin yanı sıra, plastik atıkların membran (Aji & ark., 2020: 103650; Ali & ark., 2023: 8985; Chemrak & ark., 2024: 151; Khaled & ark., 2023: 93; Torkashvand & ark., 2022: 20336), adsorbent (Dutta & Gupta, 2022) ve filtre (Bonfim & ark., 2021: 1166) gibi katma değeri yüksek ürünlere dönüştürülmesi de önemli fırsatlar sunmaktadır. Bu nedenle, plastik atıkların geri kazanımında uygun yöntemin seçilmesine, kaynak tüketiminin azaltılmasına ve çevresel etkilerin en aza indirilmesine öncelik verilmesi önerilmektedir.

Cam Atıklar

Cam; camın temel yapısal iskeletini oluşturan SiO_2 ile kalsiyum, sodyum, potasyum, alüminyum ve bor oksitlerinden meydana gelir (Hamed & ark., 2023: 194). Camın bileşimi, kullanım

amacına ve sahip olması istenen fiziksel ve kimyasal özelliklere göre değişebilmektedir. Günlük yaşamda kullanılan birçok ürün, kullanım ömrünü tamamladıktan sonra cam atığı hâline gelmektedir. Bu atıklar arasında sirke, zeytinyağı, su ve meşrubat şişeleri; bal, reçel, turşu ve salça kavanozları; bardak, tabak, kâse ve sürahi gibi mutfak gereçleri ile pencere camları yer almaktadır. Camın çevresel açıdan önemli bir özelliği, biyolojik yollarla kolayca parçalanmaması ve doğada uzun süre kalabilmesidir. Camın geri dönüştürülebilir olması ise bu atıkların yeniden değerlendirilmesine, doğal kaynakların korunmasına ve hammadde ihtiyacının azaltılmasına olanak (Mohajerani & ark., 2017: 443). Geri kazanılmayan cam atıklar katı atık depolama sahalarında birikerek arazi kullanımını artırmakta ve depolama sahası kapasitesi üzerinde baskı oluşturmaktadır; ayrıca, yeni hammadde talebini yükselterek dolaylı yoldan doğal kaynak tüketiminin artmasına ve çevresel yüklerin büyümesine yol açmaktadır (Mohajerani & ark., 2017: 443). Cam atıklarının cam üretimine yeniden dahil edilmesi, işlenmemiş silis kumuna olan talebi azaltmakta olup ve böylece nehir yataklarından, kıyı bölgelerinden ve deniz tabanından kum eldesi ihtiyacını azaltmaktadır. Bu durum, kıyı ve nehir ekosistemlerinde erozyonu, sel risklerini ve doğal tortu dengelerinin bozulmasını önlemeye yardımcı olmaktadır (Kumari & ark., 2022: 100063). Cam kırığı (cullet), cam üretiminde kullanılan diğer hammaddelerle birlikte eritilerek geri dönüştürülebilmektedir. Cam kırığının, kum, kireç taşı ve soda külü gibi hammaddelere kıyasla daha düşük sıcaklıklarda eridiği bilinmektedir. Bu nedenle, yeni cam ürünlerinin üretiminde atık cam kırığının kullanılması, enerji tüketiminin ve soda külü ihtiyacının azaltılmasına katkı sağlayabilmektedir (Salgın & ark., 2021: 526).

Cam atıkları, yanıcı özellik göstermemeleri nedeniyle doğrudan enerji geri kazanımı amacıyla değerlendirilememektedir (Delbari & Hof, 2024: 142629). Bu nedenle, cam atıklarının geri

dönüştürülerek yeniden üretim süreçlerinde kullanılması önem taşımaktadır. Cam atıklarının geri dönüşümü, kapalı ve açık döngü olmak üzere iki farklı yaklaşımla gerçekleştirilmektedir. Kapalı döngü yöntemi, camın yeniden üretimde kullanılmasını sağlayarak ham madde ve enerji tasarrufu sunarken kirleticilerin ayrıştırılmasını gerektirmesi nedeniyle bazı zorluklar içermektedir (Silva & ark., 2017: 346). Cam atıkları, açık döngülü geri dönüşüm kapsamında inşaat, yalıtım, peyzaj ve mühendislik gibi farklı alanlarda değerlendirilebilmektedir. Kırılmış atık camlar, açık döngülü geri dönüşüm kapsamında beton ve asfalt karışımları, yol temel tabakaları ve hafif yapı malzemeleri gibi farklı inşaat uygulamalarında değerlendirilebilmektedir. Bu yaklaşım, doğal agrega tüketiminin ve cam atıklarının depolama ihtiyacının azaltılmasına katkı sağlamaktadır (Mohajerani & ark., 2017: 443). Köpük cam ise düşük ısı iletkenliği, yüksek basma dayanımı ve yanmazlık özellikleriyle öne çıkan gözenekli bir malzemedir. Atık camın çeşitli işlemlerden geçirilmesiyle elde edilen köpük cam, yüksek gözenekliliğe sahip bir malzeme haline gelmektedir (Vancea & Lazău, 2014: 804; Yao & ark., 2018: 595). Cam elyafı, erimiş camın ince lifler hâline getirilmesiyle üretilen ve düşük ağırlığı ile yüksek sıcaklıklara karşı dayanıklılığı sayesinde çeşitli alanlarda kullanılan bir malzemedir. Isı ve ses yalıtımında yararlanılan bu malzeme, yapıların duvar ve çatı bölümlerinin yanı sıra farklı yalıtım uygulamalarında da tercih edilmektedir. Ayrıca sahip olduğu özellikler sayesinde otomotiv ve havacılık endüstrilerinde, özellikle kompozit malzemelerin üretiminde önemli bir kullanım alanına sahiptir (Wu & ark., 2023: 2466). Cam elyafı, betonun mekanik özelliklerinin geliştirilmesinde de kullanılmakta olup uygun kullanım oranlarında basınç dayanımının artırılmasına katkı sağlayabilmektedir (Yıldız & ark., 2010: 239). Cam elyafının asfalt karışımlarında takviye malzemesi olarak kullanılması, çatlak oluşumuna ve çatlakların ilerlemesine karşı direncin artırılmasına ve tekerlek izi oluşumunun sınırlandırılmasına katkı

sağlayabilmektedir (Eisa & ark., 2021: 403). Bunun yanı sıra, geri dönüştürülmüş cam boncuklar, yol işaretlemelerinde gece görünürlüğünü artırmak ve işaretleme tabakasının dayanıklılığını desteklemek amacıyla kullanılabilmektedir (Burghardt & ark., 2022: e01213). Atık camlar, geri kazanım yoluyla yapı ve dekorasyon sektöründe kullanılabilecek farklı ürünlere dönüştürülebilmektedir. Bu kapsamda seramik tuğla, fayans ve dekoratif kaplama malzemelerinin üretiminde değerlendirilebilen cam kırıkları, çeşitli mühendislik ve tasarım uygulamaları için de alternatif bir ham madde kaynağı oluşturmaktadır (Silva & ark., 2017: 346). Silika kumuna alternatif olan geri dönüştürülmüş cam filtre malzemeleri, su ve atıksu arıtımında uygun maliyetli ve çevre dostu filtre malzemeleri olarak da kullanılabilmektedir (Ahmad & ark., 2025: 780; Gill & ark., 2009: 198; Shishkin & ark., 2021: 124546).

Cam atıklarının geri dönüşümünde bazı teknik ve uygulamaya yönelik zorluklar bulunmaktadır. Özellikle cam atıklarının toplanması ve ayrıştırılması, farklı cam türlerinin bileşimleri ve yabancı maddelerin varlığı geri dönüşüm sürecini etkileyebilmektedir (Bristogianni & Oikonomopoulou, 2023: 255). Cam atıklarında bulunan kirleticiler, geri dönüştürülmüş cam ürünlerinde kusurların oluşmasına ve ürünlerin dayanımının etkilenmesine neden olabilmektedir (Bristogianni & Oikonomopoulou, 2023: 255). Ayrıca, camın beton üretiminde kullanılması doğal agregalara alternatif oluşturmasına rağmen, uygun koşullar sağlanmadığında alkali-silika reaksiyonu nedeniyle betonda genleşme meydana gelebilmektedir (Ahmed & Rana, 2023: 106327). Bu nedenle, cam atıklarının geri kazanımında atığın özelliklerinin ve hedeflenen kullanım alanının dikkate alınması önem taşımaktadır

Metal Atıklar

Metaller, özellikleri ve kullanım alanlarına göre demir içeren metaller, demir dışı metaller, değerli metaller ve özel metaller olarak sınıflandırılmaktadır. Demir ilk gruba; alüminyum, bakır ve çinko ikinci gruba örnek verilebilmektedir. Altın, gümüş ve platin değerli metaller arasında yer alırken lityum ve indiyum gibi metaller elektronik ve batarya teknolojilerinde kullanılmaktadır (UNEP, 2011). Metallerin sanayi ve teknoloji alanlarında yaygın olarak kullanılması, kritik metallere olan talebi artırmaktadır. Bu durum, metal kaynaklarının verimli kullanılmasını ve çevresel etkilerin azaltılmasını sağlayan sürdürülebilir üretim yöntemlerinin geliştirilmesini gerekli kılmaktadır (Kalupahana & ark., 2025: 3322).

Metal atıkları, üretim süreçlerinde ortaya çıkan hurdaların yanı sıra kullanım ömrünü tamamlamış araçlar, elektronik ekipmanlar ve diğer metal içeren ürünlerden kaynaklanabilmektedir. Bu atıkların etkin biçimde toplanması ve işlenmesi, içerdikleri metallerin yeniden kazanılması açısından önem taşımaktadır (UNEP, 2013). Bununla birlikte, metal atıklarının düzenli depolama alanlarına gönderilmesi, bu atıkların ekonomik değerinin kaybolmasına ve yerel yönetimlerin atık toplama, taşıma ve bertaraf süreçlerine ilişkin maliyetlerinin artmasına neden olmaktadır (Zhang & ark., 2025: 4575). Metal atıklarının geri kazanımı, doğal cevher kaynakları sınırlı olan ülkelerde ham madde ihtiyacının karşılanmasına katkı sağlamakta; metallerin yeniden işlenebilirliği ve ekonomik değeri ise bu atıkları önemli bir ikincil ham madde kaynağı hâline getirmektedir (Feil & ark., 2019: 211).

Metal atıklarının geri kazanımının çevresel açıdan da önemli faydaları bulunmaktadır. Örneğin, Broadbent (2016), demir-çelik geri dönüşümünün çevresel faydalarını incelemiş ve çelik hurdasının geri dönüştürülerek yeniden çelik üretiminde kullanılmasının, birincil üretime kıyasla sera gazı emisyonlarında %73, birincil enerji

tüketiminde %64 ve demir cevheri kullanımında %90 tasarruf sağlayabildiğini ortaya koymuştur (Broadbent, 2016: 1658). Ayrıca, alüminyumun geri dönüştürülmesinin, birincil üretime kıyasla enerji tüketimini önemli ölçüde azalttığı bilinmektedir. Bunun yanı sıra, geri dönüştürülmüş alüminyum üretimi, boksit cevheri ve fosil yakıt kaynaklarının korunmasına katkı sağlamakta, düzenli depolama sahalarında atıkların kapladığı alanı azaltmakta ve sera gazı emisyonlarının düşürülmesine yardımcı olmaktadır (Capuzzi & Timelli, 2018: 249). Çin'de gerçekleştirilen kurumsal düzeydeki bir yaşam döngüsü değerlendirmesinde, ikincil bakır üretiminin toplam çevresel etkisinin birincil bakır üretiminin %7,7–14,3'ü düzeyinde olduğu belirlenmiştir (Zhang & ark., 2022: 106855). Farklı bir yaşam döngüsü değerlendirmesinde ise, ikincil kurşun üretiminin karbon ayak izi ton başına 0,51 ton CO_2 eşdeğeri olarak hesaplanırken, birincil üretimde bu değer 1,84 ton CO_2 eşdeğeri olarak (Wang & ark., 2026: 148926). Bu bulgular, metal geri dönüşümünün enerji ve doğal kaynak kullanımını azaltmanın yanı sıra üretim süreçlerinden kaynaklanan çevresel etkilerin sınırlandırılmasına da katkı sağlayabildiğini göstermektedir.

Metal atıklarının geri dönüşümünde, metallerin farklı boyut, şekil ve bileşimlerde bulunması, ayrıştırma ve işleme aşamalarını zorlaştırabilmektedir. Bu nedenle, geri kazanım verimliliğinin artırılmasında uygun ayırma teknolojilerinin ve işleme yöntemlerinin kullanılması önem taşımaktadır (Brooks & ark., 2019: 519). Metal atıklarının geri kazanım sürecinde ilk olarak boyut küçültme işlemleri uygulanarak malzemeler daha kolay ayrıştırılabilir hâle getirilmektedir. Ardından, metallerin fiziksel özelliklerinden yararlanılarak farklı bileşenler birbirinden ayrılmaktadır (Smith, Nagel & Rajamani, 2019: 149). Bu kapsamda, demir ve çelik gibi demir içeren metallerin ayrılmasında manyetik ayırma yöntemleri kullanılırken, alüminyum ve bakır gibi demir dışı metallerin geri kazanımında girdap akımlı ayırma teknolojisinden

yararlanılabilmektedir. Ayrıca, yoğunluk farklılıklarına dayalı ayırma yöntemleri, metal ve metal dışı bileşenlerin ayrıştırılmasını sağlayarak geri kazanılan malzemenin saflığının artırılmasına katkıda bulunmaktadır (Smith, Nagel & Rajamani, 2019: 149). Ayırma yöntemlerinin etkinliği ve uygulanan işlem koşulları, metal atıklarından elde edilen malzemelerin geri kazanım verimliliğini etkileyebilmektedir (Gulliani & ark., 2023: 1085). Özellikle metal hurdalarında bulunan bakır ve kalay gibi istenmeyen elementler, geri dönüştürülmüş çeliğin kalitesini olumsuz etkileyebilmekte ve bazı kullanım alanlarında ek işlemleri gerekli kılabilmektedir (Gao & ark., 2021: 732). Bu nedenle, uygun ayırma yönteminin seçilmesi kadar, elde edilen metal fraksiyonlarının kalite gerekliliklerini karşılaması da önem taşımaktadır.

Geri kazanım işlemleri sonucunda elde edilen metaller, döngüsel ekonomi yaklaşımı çerçevesinde yeniden üretim süreçlerine dâhil edilebilmekte ve farklı kullanım alanlarında değerlendirilebilmektedir. Bununla birlikte, geri kazanılan metallerin hangi alanlarda kullanılabileceği; malzemenin saflığı, kalitesi ve alaşım bileşimi gibi özelliklere bağlı olarak değişebilmektedir (de Sa & Korinek, 2021: 245). Örneğin, çelik, yapı sektöründe hem geri dönüştürülebilen hem de doğrudan yeniden kullanılabilen bir malzemedir. Geri dönüşüm sürecinde hurda çelik eritilerek yeni yapı malzemelerinin üretiminde değerlendirilirken, doğrudan yeniden kullanım yönteminde mevcut yapılardan sökülen çelik kiriş ve kolonlar gerekli dayanım ve uygunluk kontrollerinin ardından yeni yapılarda kullanılabilmektedir (Selvaraj & Chan, 2024: 108439). Geri kazanılan bakır ise saflığına ve özelliklerine bağlı olarak bağlı olarak yeni elektrik kablolarının, bakır çubukların ve şeritlerin üretiminde yeniden kullanılabilmektedir. Ayrıca elektronik atıklardan ve kullanım ömrünü tamamlamış araçlardan elde edilen bakır, saflaştırma işlemlerinin ardından yeniden üretim sürecine

kazandırılmaktadır (Zhan & ark., 2025: e70005). Alüminyum, geri dönüşüm sonrasında yeniden işlenerek otomotiv sektöründe araç iç parçalarında ve uygun mekanik özellikler sağlandığında araç gövdesinde kullanılabilmektedir (Krall, Weißensteiner & Pogatscher, 2024: 107370).

Bununla birlikte, metal atıklarının farklı bileşim ve özelliklere sahip olması, kirletici bileşenlerin varlığı ve bazı alaşım elementlerinin ayrıştırılmasındaki güçlükler, geri kazanım süreçlerini karmaşıklaştırarak elde edilen metallerin saflığını ve geri kazanım verimliliğini olumsuz etkileyebilmektedir (Gao & ark., 2021: 732). Bu nedenle, uygun ayırma ve işleme yöntemlerinin belirlenmesi (Brooks & ark., 2019: 519–528), metal kayıplarının azaltılması ve geri kazanılan malzemelerin kalite gerekliliklerini karşılaması açısından önem taşımaktadır. Böylece, metal atıklarının daha verimli değerlendirilmesi ve ikincil ham madde olarak yeniden üretim süreçlerine kazandırılması mümkün olmaktadır.

İnşaat ve Yıkım Atıkları

İnşaat sektörü, yoğun hammadde ve enerji tüketimi nedeniyle doğal kaynaklar üzerinde önemli bir baskı oluşturmaktadır. Büyük miktarlarda ahşap, taş, kum ve çakıl gibi yapı malzemelerinin kullanımı ile binaların inşası, yenilenmesi ve yıkılması sonucunda önemli miktarda atık ortaya çıkmaktadır (Fadiya, Georgakis & Chinyio, 2014: 651060). Örneğin İsrail'de beton, tuğla, ahşap, plastik, metal ve kazı gibi çeşitli inşaat atıkları, ülkedeki toplam katı atık miktarının yaklaşık %60'ını oluşturmaktadır (Katz & Baum, 2011: 353). İnşaat ve yıkım atıklarının çevresel etkilerinin azaltılması ve bu atıkların ikincil hammadde olarak değerlendirilmesi, kaynak verimliliğinin artırılması ve döngüsel ekonomiye geçiş açısından önem taşımaktadır. Bu doğrultuda Avrupa Komisyonu, inşaat ve yıkım

atıklarının geri kazanımını desteklemek amacıyla çeşitli araştırma projelerini desteklemiştir.

Tablo 1 İnşaat ve yıkım atıklarının geri kazanımına yönelik araştırma projeleri (Ghaffar, Burman & Braimah, 2020: 118710)

Proje adı (Türkçe)	Projenin amacı	Kaynak
VEEP – Ekonomik atık geri dönüşümüyle enerji verimli prefabrik beton elemanları geliştirilmesi	İnşaat ve yıkım atıklarından elde edilen agregalar ve ince çimentolu malzemelerle yüksek katma değerli prefabrik beton elemanları üretmek.	(*European Commission (HORIZON 2020), n.d.-a)*
InnoWEE – Atık yapı malzemeleri içeren yenilikçi prefabrik elemanlar	Tuğla, beton, cam ve ahşap atıklarını kullanarak enerji verimli yalıtım panelleri geliştirmek.	(*European Commission (HORIZON 2020), n.d.-b*)
RE4 – İnşaat atıklarının yeniden kullanımı ve geri dönüşümü	Geri dönüştürülmüş malzemeler içeren, kolayca sökülüp yeniden kullanılabilen prefabrik yapı elemanları geliştirmek.	(*European Commission (HORIZON 2020)*, n.d.-c)
HISER – Değerli hammaddelerin etkin geri kazanımı	Karmaşık inşaat ve yıkım atıklarından, özellikle beton agregalarından, değerli hammaddeleri geri kazanmak.	(*European Commission (HORIZON 2020),* n.d.-d)
IRCOW – Yüksek kaliteli malzeme kazanımına yönelik yenilikçi stratejiler	Geri dönüştürülmüş hücresel beton kullanarak yalıtım özellikli beton geliştirmek.	(*European Commission,* n.d.-e)
C2CA – Çimento ve temiz agrega üretimine yönelik ileri teknolojiler	Beton yıkım atıklarından agrega elde edilmesini sağlayan geri kazanım teknolojileri geliştirmek.	(*European Commission,* n.d.-f)

VEEP: Cost-effective recycling of C&DW in high added-value, energy-efficient prefabricated concrete components for the massive retrofitting of our built environment; InnoWEE: Innovative pre-fabricated components including different waste construction materials reducing building energy and minimising environmental impacts; RE4: REuse and REcycling of C&DW materials and structures in energy efficient pREfabricated elements for building REfurbishment and construction; HISER: Holistic Innovative Solutions for an Efficient Recycling and Recovery of Valuable Raw Materials from Complex Construction and Demolition Waste; IRCOW: Innovative Strategies for High-Grade Material Recovery from Construction and Demolition Waste; C2CA: Advanced Technologies for the Production of Cement and Clean Aggregates from Construction and Demolition Waste.

Ghaffar ve arkadaşları (2020), çalışmalarında inşaat ve yıkım atıklarının yönetimi ve geri kazanımına yönelik döngüsel ekonomi

odaklı araştırma projelerini ele almış ve bu projelerin temel amaçlarına yer vermiştir (Ghaffar, Burman & Braimah, 2020: 118710). Söz konusu projeler Tablo 1'de sunulmuş olup projelerde, özellikle inşaat ve yıkım atıklarının geri kazanılması, ikincil hammadde olarak değerlendirilmesi ve geri dönüştürülmüş malzemelerle enerji verimli, sürdürülebilir yapı elemanlarının geliştirilmesine odaklanılmıştır (Ghaffar, Burman & Braimah, 2020: 118710).

İnşaat ve yıkım atıklarının geri dönüşümünde kapalı döngü, malzemelerin aynı üretim sürecinde yeniden kullanılmasını; açık döngü ise farklı ürünlerin üretiminde değerlendirilmesini ifade etmektedir. Hangi yöntemin tercih edileceği, malzemenin özelliklerine ve kullanım amacına bağlıdır (Hossain & Ng, 2019: 10).

Ayrıca, bu atıkların geri dönüşümünde ise ekonomik koşullar, malzemelerin birbiriyle uyumu ve teknik özellikleri önemli rol oynamaktadır. Bu kapsamda genellikle asfalt, tuğla, beton, metal, cam, kâğıt-karton, plastik ve ahşap gibi farklı atık türleri, yeniden kullanılabilirlik ve geri kazanım potansiyelleri açısından değerlendirilmektedir (Tam & Tam, 2006: 209). Örneğin, doğal agregaların farklı oranlarda yıkılmış beton yapılardan elde edilen geri agregalarla değiştirilmesi sonucunda, yol alt temel tabakası için %50 geri dönüştürülmüş agrega ve %50 doğal agrega karışımının uygun olduğu literatürde bildirilmiştir (Mazhar & ark., 2023: 1060878). Termoset plastik atıkları, yeniden eritilip şekillendirilemeseler de öğütülerek yeni reçine esaslı yapı malzemelerinin üretiminde dolgu malzemesi olarak değerlendirilebilmektedir (Dolan, Lampo & Dearborn, 1999).

Polimer esaslı kompozit malzemelerin üretiminde, inşaat ve yıkım atıkları, öğütülerek toz hâline getirildikten sonra dolgu malzemesi olarak yeniden kullanılmaktadır (Bogiatzidis & Zoumpoulakis, 2021: 737). Ahşap, mineral yün, alçı levha ve taş

kesim tozları gibi inşaat atıkları ise ayrıca geri dönüştürülmüş yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) içerisine dolgu malzemesi olarak eklenerek termoplastik kompozit üretiminde tercih edilmektedir. Ayrıca bu malzemelerin üretim maliyetleri ve çevresel etkileri literatürde değerlendirilmiş; özellikle ahşap atıklarının malzeme özelliklerini iyileştirme ve maliyeti düşürme açısından avantaj sağlayabildiği, atıkların yeniden kullanımının ise plastik tüketimini ve sera gazı emisyonlarını azaltma potansiyeli taşıdığı belirtilmiştir (Sormunen & ark., 2021: 125198). Termoset plastik atıklar, çimento harçlarında kumun %5–15'i yerine kullanılarak yeniden değerlendirilmektedir (Chen & ark., 2023: 104922). Alçı levha atıkları ise içerdikleri alçı ve kâğıt tabakaları ayrı ayrı geri dönüştürülerek tamamen geri dönüştürülmüş yeni alçı levhaların üretiminde yeniden kullanılmaktadır (Erbs & ark., 2021: 102524). Seramik, beton ve genleştirilmiş polistiren (EPS) atıkları, alçı esaslı yapı malzemelerinin üretiminde dolgu malzemesi olarak yeniden kullanılmakta; bu sayede daha hafif, farklı mekanik ve ısıl özelliklere sahip ve daha az birincil ham madde gerektiren yapı elemanları elde edilmektedir (Villoria Sáez & ark., 2020: 193). Seramik, harç ve alçı levha parçaları, sodyum silikat kullanılarak düşük sıcaklıkta seramik benzeri yapı malzemelerinin üretiminde yeniden kullanılmaktadır (Marín-Cortés & ark., 2024: 138917). İnşaat ve yıkım atıkları, öğütme, bileşim ayarlama ve vitrifikasyon işlemleriyle yeniden işlenerek ticari ürünlerle benzer özelliklere sahip sırlı seramik karoların üretiminde kullanılmakta; ayrıca ısı ve ses yalıtımı amacıyla hücresel cam üretiminde de değerlendirilmektedir (Domínguez & ark., 2016: 15217). Seramik karo yıkım atıkları, Portland çimentosunun ağırlıkça %0–30'u yerine kullanılarak çimento esaslı malzemelerin üretiminde yeniden değerlendirilmektedir (de Matos & ark., 2021: 102187).

İnşaat ve yıkım atıkları, yalnızca yeni yapı malzemelerinin üretiminde değil, farklı sektörlerde de değerlendirilebilmektedir.

Örneğin, uygun nitelikteki ahşap atıkları enerji üretiminde yakıt olarak kullanılabilirken (Nasrullah & ark., 2014: 1398), alçı atıkları gerekli işlemlerden geçirildikten sonra tarımsal uygulamalarda toprak iyileştirici (Townsend & ark., 2019: 302) olarak değerlendirilebilmektedir. Cam atıkları yeni cam ürünlerinin, metal atıkları ise yeni metal ürünlerinin üretiminde hammadde olarak kullanılabilmektedir (Caro & ark., 2024: 168295). Benzer şekilde, beton ve tuğla gibi mineral atıklar, uygun özelliklere sahip olmaları durumunda çimento üretiminde ikincil hammadde olarak değerlendirilebilir (Caro & ark., 2024: 168295). Bu tür uygulamalar, atık miktarının azaltılmasına ve doğal hammaddelere duyulan ihtiyacın düşürülmesine katkı sağlamaktadır. Bununla birlikte, atıkların farklı sektörlerde kullanılabilmesi için bileşimlerinin, kirletici içeriklerinin ve teknik özelliklerinin ilgili kullanım alanının gerekliliklerini karşılamasına ihtiyaç duyulabilmektedir.

İnşaat ve yıkım atıklarının geri kazanımında malzeme kalitesi, geri dönüşüm maliyetleri ve geri dönüştürülmüş ürünlere yönelik pazar talebi önemli rol oynamaktadır. Ayrıca, atıkların karışmasını ve kirlenmesini önlemek için kaynağında ayrıştırılması, uygun yöntemlerle işlenmesi ve kalite kontrolünün sağlanması gerekmektedir. Bu koşulların sağlanması, geri kazanım uygulamalarının yaygınlaşmasına ve doğal kaynak tüketiminin azaltılmasına katkıda bulunabilir (Caldera, Ryley & Zatyko, 2020: 9931)

Batarya Atıkları

Bataryalar, içerdikleri kimyasal maddeler arasındaki reaksiyonlar sayesinde elektrik enerjisi üretmektedir. Bu süreçte oluşan elektron hareketi, bir devre üzerinden elektrik akımının geçmesini sağlamaktadır. Herhangi bir hareketli parçaya ihtiyaç duymadan enerji dönüşümü gerçekleştirmeleri, bataryaları farklı enerji kaynaklarından ayıran temel özelliklerden biridir (Kuchhal &

Sharma, 2017: 141). Bataryalar, kullanım alanlarına ve kimyasal bileşimlerine göre birincil ve ikincil bataryalar olarak sınıflandırılmaktadır (Melchor-Martínez & ark., 2021: 100104). Alkalin ve mangan-çinko bataryalar genellikle tek kullanımlık ev aletlerinde tercih edilirken, lityum bazlı bataryalar elektronik cihazlarda ve elektrikli araçlarda yaygın olarak tercih edilmektedir. Nikel bazlı bataryalar çeşitli elektronik ekipmanlarda, kurşun-asit bataryalar otomobillerde ve iletişim sistemlerinde, gümüş-çinko bataryalar ise işitme cihazları ve kol saatlerinde kullanılmaktadır (Melchor-Martínez & ark., 2021: 100104). Batarya kullanımına olan ihtiyacın artması ile, küresel batarya pazarının 2030 yılına kadar 2,6 TWh büyüklüğüne ulaşacağı tahmin edilmektedir (Fleischmann & ark., 2023).

Bataryaların farklı sektörlerde kullanımının yaygınlaşması, kullanım ömrünü tamamlayan atık batarya miktarının da artmasına neden olmaktadır (Kityk, Pavlik & Hnatko, 2024: 112990). Fakat, bataryalarda bulunan kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), nikel (Ni), kobalt (Co), bakır (Cu) ve lityum (Li) gibi kirleticiler, çevreye yayıldıklarında toprak ve su ekosistemleri üzerinde olumsuz etkilere neden olabilmektedir. Bu maddeler bitki gelişimini baskılayabilmekte, toprak mikroorganizmalarının faaliyetlerini değiştirebilmekte ve sucul canlılarda toksik etkilere yol açabilmektedir. Ayrıca karbon bazlı nanomalzemeler, iyonik sıvılar ve metal oksit nanomalzemeler de canlılarda oksidatif strese, hücresel hasara ve gelişim bozukluklarına neden olabilmektedir (Bin Abu Sofian & ark., 2025: 101478). Kullanılmış bataryaların geri kazanımı, çevrenin korunmasının (Meng & ark., 2023: 166983) yanı sıra Li, Co ve nikel Ni gibi değerli metallerin yeniden elde edilerek ham madde ihtiyacının ve atık miktarının azaltılması açısından da önem taşımaktadır (Kityk, Pavlik & Hnatko, 2024: 112990). Rarotra ve arkadaşları (2020) tarafından yayımlanan derleme çalışmasında, atık pillerin yönetimi, geri dönüşümü ve geri kazanımında kullanılan

başlıca yöntemler ele alınmıştır (Rarotra & ark., 2020: 6182). Çalışmada özetlenen yöntemlere ilişkin temel bilgiler Tablo 2'de sunulmuştur.

Batarya atıklarının bertarafında düzenli depolama hâlen kullanılmaktadır. Ancak bu yöntem, bataryaların içerdiği ağır metaller ve hidroflorik asit gibi zararlı maddelerin çevreye yayılmasına neden olabilmekte; toprak ve su kaynaklarının kirlenmesi ile insan sağlığı üzerinde olumsuz etkiler oluşması riskini beraberinde getirebilmektedir (Mrozik & ark., 2021: 6099). Doğrudan geri dönüşümde, bataryalardaki aktif malzemeler tamamen çözündürülmeden yenilenerek tekrar kullanılabilir. Bu durum kimyasal tüketimini ve maliyetleri azaltabilir; ancak malzemenin eski özelliklerine kavuşturulması ek işlem basamakları gerektirebilir (Larouche & ark., 2020: 801). Yakma ve piroliz gibi ısıl işlemler, organik bileşenlerin uzaklaştırılmasını ve aktif malzemelerin ayrıştırılmasını kolaylaştırabilmektedir. Ancak yüksek sıcaklıklar, alüminyum folyoların erimesine ve metal geri kazanımının zorlaşmasına neden olabilmektedir. Ayrıca bu yöntemlerde oluşan gazların kontrol edilmesi ve enerji tüketimi önemli hususlar arasında yer almaktadır (Al-Asheh & ark., 2024: 76). Lityum iyon bataryaların üzerinden değerlendirildiğinde ise manuel söküm, bileşenlerin yüksek saflıkta ayrılmasını sağlarken düşük işlem kapasitesi ve güvenlik riskleri nedeniyle sınırlamalara sahiptir. Mekanik yöntemler ise daha yüksek işlem kapasitesi sunmakla birlikte parçalama sırasında yangın ve patlama riski oluşturabilmekte ve bazı durumlarda malzemelerdeki safsızlıkları artırabilmektedir (Yan & ark., 2024: 915).

Batarya atıklarının değerlendirilmesinde yüksek sıcaklıkta işlem yapılan pirometalurji ve kimyasal çözeltilerden yararlanılan hidrometalurji yöntemleri öne çıkmaktadır (Meng & ark., 2023: 166983). Pirometalurji, yüksek işlem kapasitesi, farklı bileşimlerdeki batarya atıklarına uygulanabilmesi ve endüstriyel

ölçekte yaygın kullanımıyla öne çıkan bir geri dönüşüm yöntemidir. Bununla birlikte, işlem sırasında oluşabilecek zararlı gaz emisyonları önemli bir çevresel dezavantaj oluşturmaktadır (Makuza & ark., 2021: 229622).

Tablo 2 Atık bataryaların işlenmesi, geri dönüşümü ve bertarafında kullanılan yöntemler (Rarotra & ark., 2020: 6182)

Yöntem		Alt işlem / teknik	Açıklama
Düzenli depolama		—	Atıkların kontrollü depolama alanlarında bertaraf edilmesi
Isıl işlem		—	Atıkların ısıl işlemler kullanılarak işlenmesi
Atık oluşumunun azaltılması	Manuel ön işlem	Elle sökme ve bileşenleri ayırma	Pilin bileşenlerinin manuel olarak ayrılması; özellikle laboratuvar ölçeğinde uygulanabilir
	Mekanik ön işlem	Sökme ve sınıflandırma	Batarya bileşenlerinin ayrılması ve özelliklerine göre sınıflandırılması
		Kırma	Batarya bileşenlerinin fiziksel olarak küçültülmesi
		Eleme	Kırılmış malzemelerin tane boyutlarına göre ayrılması
		Ayırma	Malzeme bileşenlerinin fiziksel özelliklerinden yararlanılarak birbirinden ayrılması
	Geri dönüşüm/Geri kazanım	Pirometalurji	Yüksek sıcaklıkta gerçekleştirilen metalürjik işlemlerle metallerin geri kazanılması
		Hidrometalurji	Kimyasal çözeltiler kullanılarak metallerin çözündürülmesi ve geri kazanılması

Tablo 3 Farklı batarya türlerinde uygulanan geri kazanım yöntemleri ve temel bulgular

Batarya türü	Uygulanan işlem/yöntem	Elde edilen bulgular	Kaynak
Atık lityum iyon batarya	Alüminyum ve bakır akım toplayıcıların basit kimyasal işlemlerle geri kazanılarak doğrudan yeniden kullanılması	Düşük akım hızlarında yeni malzemelere benzer elektrokimyasal performans elde edilmiştir.	(Zhu & ark., 2023: 3503)
Atık nikel-metal hidrit (NiMH) batarya	Mekanik öğütme ve eleme ile boyuta göre sınıflandırma	Mekanik işlem sonrasında bataryaların ağırlıkça yaklaşık %87'si ileri geri dönüşüm işlemlerine uygun bulunmuştur. Demir iri fraksiyonlarda (0,25 mm üzeri), nikel ve nadir toprak elementleri ise daha ince fraksiyonlarda yoğunlaşmıştır.	(Ebin, Petranikova & Ekberg, 2018: 2018)
Atık lityum iyon batarya	Amonyum sülfat destekli kavurma ile geri kazanım ve katot malzemesinin yeniden sentezi	Lityum ve kobalt yüksek verimle geri kazanılmış, katot malzemesi yeniden üretilmiştir.	(Tang & ark., 2020: 228596)
Atık lityum iyon batarya	Mikrodalga destekli ısıl işlem ve ardından su ve L-malik asit ile liç işlemi	Mikrodalga destekli işlemle metal geri kazanımı sağlanırken enerji tüketimi önemli ölçüde azaltılmıştır.	(Fahimi & ark., 2023: 106989)
Atık nikel-metal hidrit (NiMH) batarya	Asitle kavurma ve iki aşamalı liç işlemi	Nikel (%98,2), kobalt (%91,4), çinko (%98), mangan (%97,8) ve nadir toprak elementleri (%96) için yüksek toplam geri kazanım oranları elde edilmiş; doğrudan sülfürik asit liçine kıyasla asit tüketimi azaltılmıştır.	(Meshram & ark., 2017: 322)

Hidrometalurji, batarya atıklarındaki değerli metallerin kimyasal çözeltiler kullanılarak geri kazanılmasını sağlayan bir yöntemdir. Yüksek metal geri kazanım potansiyeli ve zararlı gaz emisyonlarını azaltabilmesiyle öne çıkmaktadır. Bununla birlikte, yüksek miktarda kimyasal madde ve su tüketimi önemli dezavantajlar oluşturmaktadır (Larouche & ark., 2020: 801). Bu yöntemlerin enerji ve kimyasal madde tüketimi ile işlem maliyetleri açısından bazı sınırlamaları bulunması, daha verimli ve çevre dostu geri dönüşüm süreçlerinin geliştirilmesini önemli hâle getirmektedir (Meng & ark., 2023: 166983).

Batarya türüne bağlı olarak uygulanan geri dönüşüm yöntemleri ve bu yöntemlerin temel sonuçları farklılık göstermektedir. Literatürde yer alan çalışmalardan elde edilen bilgiler Tablo 3'te karşılaştırmalı olarak sunulmuştur.

Tablo 3'te de görüldüğü üzere, batarya atıklarının geri kazanımında farklı yöntemler kullanılmakta ve bu yöntemler batarya türüne göre farklı sonuçlar vermektedir. Ancak her yöntemin kendine özgü avantajları ve sınırlamaları bulunmaktadır. Bu nedenle, batarya türüne uygun, kaynak tüketimini azaltan ve çevresel etkileri en aza indiren geri dönüşüm yöntemlerinin tercih edilmesi gerekmektedir.

Elektrikli ve Elektronik Atıklar

Elektrikli ve elektronik cihazların kullanım alanlarının genişlemesi ve üretim hacimlerinin küresel ölçekte büyümesi, kullanım ömrünü tamamlayan bu ürünlerden kaynaklanan atıkların giderek daha fazla ortaya çıkmasına yol açmaktadır (Babu, Parande & Basha, 2007: 307). Elektronik atıklar; bilgisayarlar, monitörler, yazıcılar, klavyeler, cep telefonları, şarj cihazları, televizyonlar, buzdolapları, çamaşır makineleri, klimalar, piller ve çeşitli küçük ev aletleri gibi kullanım ömrünü tamamlamış elektrikli ve elektronik cihazlardan oluşmaktadır (Awasthi & Li, 2017: 434). Elektronik

atıklar, içerdikleri malzemelerin çeşitliliğine bağlı olarak demirli metaller, demir dışı metaller, plastikler, cam ve diğer bileşenler şeklinde gruplandırılmaktadır. Bu atıkların ağırlık bakımından büyük bölümünü demir ve çelik oluştururken plastikler ve demir dışı metaller de önemli bir paya sahiptir. Demir dışı metaller arasında bakır ve değerli metaller bulunmaktadır (Ongondo & ark., 2011: 714).

Elektronik atıklar; cıva, kadmiyum ve kurşun gibi ağır metallerin yanı sıra pentabromofenol, polibromlu difenil eterler (PBDE'ler) ve tetrabromobisfenol-A (TBBPA) gibi alev geciktirici kimyasal maddeler içerebilmektedir (Tsydenova & Bengtsson, 2011: 45). Bu maddelerin kontrolsüz biçimde çevreye yayılması, insan sağlığı ve ekosistemler üzerinde olumsuz etkilere yol açabilmektedir (Morf & ark., 2007: 1306). Elektronik atıkların düzenli depolama sahalarına gönderilmesi, geri kazanılabilir kaynakların kaybına ve depolama alanlarının kapasitesinin azalmasına neden olduğundan, geri dönüşüm ve yeniden kullanım önem taşımaktadır (Barba-Gutiérrez & ark., 2008: 481). Elektronik atıklardaki değerli metallerin geri kazanılması ayrıca doğal kaynakların korunmasını açısından önemli bir potansiyel sağlamaktadır (Abdelbasir & ark., 2018: 16533). Örneğin, cep telefonlarının baskılı devre kartlarından metallerin geri kazanımını inceleyen bir çalışmada, bir ton atık devre kartından kral suyu kullanılarak ortalama 880 g altın ve 376 kg bakır elde edilebildiği, nitrik asitle ise yaklaşık 3,494 g gümüş geri kazanıldığı belirtilmiştir. Bu sonuçlar, elektronik atıkların ekonomik değeri yüksek metaller açısından önemli bir ikincil hammadde kaynağı olduğunu göstermektedir (Petter, Veit & Bernardes, 2014: 475). Bununla birlikte, elektronik atıkların uygun şekilde toplanması ve geri dönüştürülmesi dünya genelinde yetersiz düzeyde kalmaktadır (Kulenova & ark., 2026: 27).

Tsydenova ve Bengtsson (2011) yaptıkları derleme çalışmasında, gelişmiş ülkelerde elektronik atıkların geri

dönüşümünde elle söküm, yarı otomatik ayrıştırma ve izabe tesisleri ile rafinerilerde metal geri kazanımı uygulanırken, bertaraf için yakma ve düzenli depolama yöntemlerinin kullanıldığı belirtilmiştir. Gelişmekte olan ülkelerde ise elle söküm ve ayrıştırmanın yanı sıra küçük atölyelerde ısıtma, yakma ve asitle liç yoluyla metal geri kazanımı, açıkta yakma ve kontrolsüz döküm yöntemleri öne çıkmaktadır (Tsydenova & Bengtsson, 2011: 45). Bununla birlikte, elektronik atıkların geri kazanımına yönelik literatürde farklı atık türlerini ve malzeme gruplarını ele alan, mekanik (Veit & ark., 2006: 1704), kimyasal ve hidrometalurjik (Birloaga & ark., 2013: 935), elektrokimyasal (Illés, Nagy & Kékesi, 2022: 105945) yöntemlerin yanı sıra yeniden kullanım ve piroliz (Muhammad, Onwudili & Williams, 2015: 332) gibi alternatif yaklaşımları inceleyen çok sayıda ayrıntılı çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmalar, atık türüne bağlı olarak uygulanan yöntemleri, elde edilen geri kazanım verimlerini ve süreçlerin teknik performanslarını ortaya koymaktadır. Elektronik atıklardan değerli malzemelerin geri kazanımına yönelik seçilmiş çalışmalar ve bu çalışmalarda kullanılan yöntemler Tablo 4'te özetlenmiştir. Elektronik atıklardan değerli metallerin ve diğer malzemelerin geri kazanılmasına yönelik farklı yöntemler geliştirilmiş olsa da bu yöntemlerin uygulanmasında bazı teknik, ekonomik ve çevresel sorunlarla karşılaşılmaktadır. Örneğin, hidrometalurjik yöntemlerde yüksek geri kazanım veriminin düşük maliyetle sağlanması ve çevresel etkilerin azaltılması her zaman mümkün olmayabilmektedir.

Ayrıca, işlem sırasında oluşan atıksuların ve zararlı atıkların çevreye zarar vermemesi için uygun şekilde arıtılması gerekmektedir (Lee, Choi & Kim, 2024: 152917). Pirometalurjik yöntemlerin ise başlıca sınırlılıkları, yüksek enerji tüketimi, zararlı gaz emisyonları ve geri kazanılan metallerin ek saflaştırma işlemlerine ihtiyaç duyması olarak bilinmektedir (Lee, Choi & Kim, 2024: 152917).

Tablo 4 Elektronik atıklardan malzeme geri kazanımına ilişkin literatür çalışmaları

Atık Türü	Uygulanan işlem/yöntem	Elde edilen bulgular	Kaynak
Atık baskılı devre kartları (WPCB)	$FeCl_3$–HCl ile kimyasal liç ve elektrokazanım	Elektronik bileşenler devre kartlarından etkili biçimde ayrılmış ve bakır geri kazanılmıştır. Enerji tüketimi 0,48 kWh/kg olarak hesaplanmış ve çevresel etkinin düşük olduğu belirlenmiştir.	(Fogarasi & ark., 2021: 5186)
Atık baskılı devre kartları (PCB)	Sıcak hava tabancasıyla bileşenlerin sökülmesi; boyuta göre ayırma, manyetik ayırma ve CNN tabanlı optik sınıflandırma	Bileşenlerin sınıflandırılmasında %99'un üzerinde doğruluk elde edilmiş, elektriksel testlerde %98'inin yeniden kullanılabilir olduğu belirlenmiştir.	(Das & ark., 2026: 405)
Atık bilgisayar devre kartları (PCB)	Kırma, boyuta göre sınıflandırma, manyetik ve elektrostatik ayırma; ardından asit liçi ve elektrokazanım	Metalce zengin fraksiyon elde edilmiş, bakır geri kazanımı sağlanmıştır. Elektrokazanım sonucunda elde edilen bakırın saflığı çoğu deneyde %98'in üzerinde bulunmuştur.	(Veit & ark., 2006: 1704)
Atık baskılı devre kartları (WPCB) ve işlemci pinleri	Oksidatif asit liçi ile bakırın uzaklaştırılması, ardından tiyoüre liçiyle altın geri kazanımı	İki aşamalı liç işlemiyle bakırın yaklaşık %75'i uzaklaştırılmış ve altın geri kazanım verimi %69'a ulaşmıştır.	(Birloaga & ark., 2013: 935)
Atık koaksiyel ve internet kabloları	Öğütme, eleme ve püskürtmeli yatakta elütriasyon ile ayırma	Koaksiyel kablolardan çelik kaplı bakırın geri kazanım verimi yaklaşık %90, internet kablolarından bakırın geri kazanım verimi ise %87 olarak belirlenmiştir	(Tanabe & ark., 2019: 74)

Tablo 4 Elektronik atıklardan malzeme geri kazanımına ilişkin literatür çalışmaları (devamı)

Atık Türü	Uygulanan işlem/yöntem	Elde edilen bulgular	Kaynak
Elektronik atıklardan elde edilen plastikler (TV, bilgisayar, yazıcı vb.)	FTIR ve XRF analizleri, Soxhlet ekstraksiyonu ve termal piroliz	Numunelerin %41'inde brom tespit edilmiş, ekstraksiyonla brom miktarı %35'e kadar azaltılmıştır. Piroliz sonucunda stiren gibi monomerler ve çeşitli değerli kimyasal ürünler elde edilmiştir.	(Charitopoulou & ark., 2023: 101210)
Atık silikon güneş panelleri	Bazla aktive edilmiş persülfat-amonyak sistemiyle liç ve elektrodepozisyon-redoks yer değiştirme yöntemi	Gümüş, %98,7 ± %1,4 oranında geri kazanılmış ve elektrot yüzeyinde gümüş birikimi doğrulanmıştır.	(Russo & ark., 2024: 103803)
Atık LCD ekran panelleri	Kırma, sülfürik asitle liç, alüminyumla sementasyon ve elektrokimyasal rafinasyon	İndiyumun %99'dan fazlası çözeltiye alınmış, elektrokimyasal işlemler öncesinde %99,9'un üzerinde saflıkta indiyum elde edilmiştir.	(Illés, Nagy & Kékesi, 2022: 105945)
Katot ışınlı tüp (CRT) ve soğutucu cihazlardan elde edilen atık plastikle	Y ve ZSM-5 zeolit katalizörleri kullanılarak piroliz	Katalizörsüz işlemde %80'in üzerinde yağ elde edilmiş; katalizör kullanımıyla benzen, toluen ve etilbenzen miktarı artmıştır.	(Muhammad, Onwudili & Williams, 2015: 332)

Elektronik atıkların geri kazanımında kullanılan söküm ve ayırma yöntemleri, geri dönüşüm sürecinin etkinliğini etkileyebilmektedir. Özellikle uygun olmayan uygulamalar çevresel ve güvenlik açısından çeşitli riskler oluşturabilir (Smith & Behdad, 2025: 114863). Piroliz sırasında elektronik atıklarda bulunan bromlu alev geciktiriciler gibi zararlı maddelerin ayrışması, ikincil kirleticilerin oluşmasına ve çevresel risklerin ortaya çıkmasına

neden olabilmektedir (Andooz & ark., 2022: 130191). Bu nedenle, elektronik atıkların geri kazanımında uygun yöntemin belirlenmesi, yalnızca yüksek geri kazanım verimine ulaşılmasına değil, aynı zamanda sürecin ekonomik açıdan uygulanabilir ve çevresel açıdan sürdürülebilir olmasına da bağlıdır.

Sonuç ve Öneriler

Bu çalışmada, plastik, cam, metal, inşaat ve yıkım, batarya ile elektrikli ve elektronik atıklardan kaynak ve enerji geri kazanımına yönelik yöntemler incelenmiştir. İncelenen çalışmalar, atıkların uygun yöntemlerle değerlendirilerek yeniden hammadde veya enerji kaynağı olarak kullanılabileceğini göstermektedir. Bu uygulamalar, doğal kaynak tüketiminin ve atık miktarının azaltılmasına, aynı zamanda döngüsel ekonominin desteklenmesine katkı sağlamaktadır.

Her atık türünün özellikleri farklı olduğundan, geri kazanım yöntemlerinin sağladığı faydalar ve karşılaşılan sorunlar da değişmektedir. Bazı yöntemler yüksek geri kazanım verimi sağlarken enerji ve kimyasal madde tüketimine, zararlı emisyonlara veya malzeme kalitesinin düşmesine neden olabilmektedir. Bu nedenle, geri kazanım süreçlerinde yalnızca elde edilen ürün miktarı değil, çevresel etkiler ve ekonomik uygulanabilirlik de dikkate alınmalıdır.

Bu doğrultuda aşağıdaki öneriler öne çıkmaktadır:

Atıkların kaynağında ayrıştırılması: Farklı atık türlerinin birbirine karışması ve kirlenmesi önlenerek geri kazanım verimliliği artırılmalıdır.

Uygun yöntemin seçilmesi: Geri kazanım teknolojileri, atığın bileşimine, özelliklerine ve hedeflenen kullanım alanına göre belirlenmelidir.

Çevresel etkilerin azaltılması: İşlemler sırasında oluşabilecek zararlı emisyonlar ve atıksular kontrol altına alınmalı; enerji ve kimyasal madde tüketimi mümkün olduğunca azaltılmalıdır.

Geri kazanılmış malzemelerin yeniden kullanılması: Elde edilen ürünlerin kalite gerekliliklerini karşılaması sağlanarak üretim süreçlerine yeniden kazandırılması desteklenmelidir.

Kaynak verimliliğinin artırılması: Atıkların ekonomik değerinden yararlanılırken doğal hammadde ihtiyacının azaltılmasına öncelik verilmelidir.

Sonuç olarak, sürdürülebilir atık yönetiminde tek bir yöntemin tüm atık türleri için uygun olması beklenmemelidir. Atığın özelliklerine uygun teknolojilerin seçilmesi ve çevresel risklerin kontrol edilmesi, geri kazanım süreçlerinin daha verimli ve sürdürülebilir olmasını sağlayacaktır. Böylece atıklar, yalnızca bertaraf edilmesi gereken malzemeler olmaktan çıkarak yeniden değerlendirilebilen kaynaklar hâline gelebilecektir.

Yapay Zekâ Katkı Beyanı

Metin, veri analizi ve şekiller dâhil olmak üzere tüm içerik yazarlar tarafından oluşturulmuştur. Yapay zekâ (YZ) araçları yalnızca metinin dilini iyileştirmek amacıyla kullanılmıştır.

Kaynakça

Abdelbasir, S. M., Hassan, S. S. M., Kamel, A. H., & El-Nasr, R. S. (2018). Status of electronic waste recycling techniques: A review. *Environmental Science and Pollution Research, 25*(17), 16533–16547. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2136-6

Abubakar, I. R., Maniruzzaman, K. M., Dano, U. L., AlShihri, F. S., AlShammari, M. S., Ahmed, S. M. S., Al-Gehlani, W. A. G., & Alrawaf, T. I. (2022). Environmental sustainability impacts of solid

waste management practices in the global South. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 19*(19), 12717. https://doi.org/10.3390/ijerph191912717

Ahmad, S., Cedraz, F. M.-A., Borne, N., Albert, J. N. L., & Aw, T. G. (2025). Characterization and evaluation of recycled glass sand as water filtration media. *Journal of Water and Health, 23*(6), 780–793. https://doi.org/10.2166/wh.2025.023

Ahmed, K. S., & Rana, L. R. (2023). Fresh and hardened properties of concrete containing recycled waste glass: A review. *Journal of Building Engineering, 70*, 106327. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.106327

Aji, M. M., Narendren, S., Purkait, M. K., & Katiyar, V. (2020). Utilization of waste polyvinyl chloride (PVC) for ultrafiltration membrane fabrication and its characterization. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 8*(2), 103650. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103650

Al-Asheh, S., Aidan, A., Allawi, T., Hammoud, F., Al Ali, H., & Al Khamiri, M. (2024). Treatment and recycling of spent lithium-based batteries: A review. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 26*(1), 76–95. https://doi.org/10.1007/s10163-023-01842-1

Ali, B. T. I., Kusumawati, Y., Jaafar, J., Sulistiono, D. O., & Widiastuti, N. (2023). Low-cost membrane from polyethylene terephthalate bottle waste for water purification and chromium removal: Modification and application. *RSC Advances, 13*(13), 8985–8995. https://doi.org/10.1039/d3ra00827d

Amalia, R., Noviyanto, A., Rahma, L. A., Labanni, A., Fahroji, M., Purwajanti, S., Hapidin, D. A., & Zulfi, A. (2024). PVC waste-derived nanofiber: Simple fabrication with high potential performance for PM removal in air filtration. *Sustainable Materials*

and Technologies, 40, e00928. https://doi.org/10.1016/j.susmat.2024.e00928

Andooz, A., Eqbalpour, M., Kowsari, E., Ramakrishna, S., & Cheshmeh, Z. A. (2022). A comprehensive review on pyrolysis of E-waste and its sustainability. *Journal of Cleaner Production, 333*, 130191. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130191

Antelava, A., Jablonska, N., Constantinou, A., Manos, G., Salaudeen, S. A., Dutta, A., & Al-Salem, S. M. (2021). Energy potential of plastic waste valorization: A short comparative assessment of pyrolysis versus gasification. *Energy & Fuels, 35*(5), 3558–3571. https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c04017

Arat, S. A. (2024). Microplastics in landfill leachate: Sources, abundance, characteristics, remediation approaches and future perspective. *Desalination and Water Treatment, 319*, 100445. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100445

Awasthi, A. K., & Li, J. (2017). Management of electrical and electronic waste: A comparative evaluation of China and India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 76*, 434–447. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.02.067

Awino, F. B., & Apitz, S. E. (2024). Solid waste management in the context of the waste hierarchy and circular economy frameworks: An international critical review. *Integrated Environmental Assessment and Management, 20*(1), 9–35. https://doi.org/10.1002/ieam.4774

Babu, B. R., Parande, A. K., & Basha, C. A. (2007). Electrical and electronic waste: A global environmental problem. *Waste Management & Research, 25*(4), 307–318. https://doi.org/10.1177/0734242X07076941

Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B., & Hopp, M. (2008). An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. *Resources, Conservation and Recycling, 52*(3), 481–495. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.06.002

Beghetto, V., Sole, R., Buranello, C., Al-Abkal, M., & Facchin, M. (2021). Recent advancements in plastic packaging recycling: A mini-review. *Materials, 14*(17), 4782. https://doi.org/10.3390/ma14174782

Bezabih, B. B., Adam, D. B., & Ede, A. G. (2026). Assessing the impact of community environmental literacy on the performance of solid waste management education. *Environmental Pollution and Management, 3*, 256–263. https://doi.org/10.1016/j.epm.2026.04.002

Bin Abu Sofian, A. D. A., Majid, S. R., Kang, K., Kim, J.-K., & Show, P. L. (2025). Upcycling and recycling of spent battery waste for a sustainable future: Progress and perspectives. *Progress in Materials Science, 153*, 101478. https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2025.101478

Birloaga, I., De Michelis, I., Ferella, F., Buzatu, M., & Vegliò, F. (2013). Study on the influence of various factors in the hydrometallurgical processing of waste printed circuit boards for copper and gold recovery. *Waste Management, 33*(4), 935–941. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.003

Bogiatzidis, C., & Zoumpoulakis, L. (2021). Thermoset polymer matrix composites of epoxy, unsaturated polyester, and novolac resin embedding construction and demolition wastes powder: A comparative study. *Polymers, 13*(5), 737. https://doi.org/10.3390/polym13050737

Bonfim, D. P. F., Cruz, F. G. S., Bretas, R. E. S., Guerra, V. G., & Aguiar, M. L. (2021). A sustainable recycling alternative: Electrospun PET-membranes for air nanofiltration. *Polymers, 13*(7), 1166. https://doi.org/10.3390/polym13071166

Bourguignon, D. (2015). Understanding waste streams: Treatment of specific waste. European Parliamentary Research Service. 19 Ekim 2026 tarihinde https://www.europarl.europa.eu/thinktank/ adresinden erişildi.

Bristogianni, T., & Oikonomopoulou, F. (2023). Glass up-casting: A review on the current challenges in glass recycling and a novel approach for recycling "as-is" glass waste into volumetric glass components. *Glass Structures & Engineering, 8*(2), 255–302. https://doi.org/10.1007/s40940-022-00206-9

Broadbent, C. (2016). Steel's recyclability: Demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 21*(11), 1658–1665. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1081-1

Brooks, L., Gaustad, G., Gesing, A., Mortvedt, T., & Freire, F. (2019). Ferrous and non-ferrous recycling: Challenges and potential technology solutions. *Waste Management, 85*, 519–528. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.043

Burghardt, T. E., Ettinger, K., Köck, B., & Hauzenberger, C. (2022). Glass beads for road markings and other industrial usage: Crystallinity and hazardous elements. *Case Studies in Construction Materials, 17*, e01213. https://doi.org/10.1016/j.cscm.2022.e01213

Caldera, S., Ryley, T., & Zatyko, N. (2020). Enablers and barriers for creating a marketplace for construction and demolition waste: A systematic literature review. *Sustainability, 12*(23), 9931. https://doi.org/10.3390/su12239931

Capuzzi, S., & Timelli, G. (2018). Preparation and melting of scrap in aluminum recycling: A review. *Metals, 8*(4), 249. https://doi.org/10.3390/met8040249

Caro, D., Lodato, C., Damgaard, A., Cristóbal, J., Foster, G., Flachenecker, F., & Tonini, D. (2024). Environmental and socio-economic effects of construction and demolition waste recycling in the European Union. *Science of the Total Environment, 908*, 168295. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168295

Charitopoulou, M. A., Lappas, A. A., & Achilias, D. S. (2023). Thermo-chemical recycling of plastics retrieved from waste electric and electronic equipment (WEEE) by pyrolysis: Identification of the polymer type, removal of bromine compounds from plastics based on an environmentally-friendly process and characterizat. *Sustainable Chemistry and Pharmacy, 35*, 101210. https://doi.org/10.1016/j.scp.2023.101210

Chemrak, M. A., Chougui, A., Hafani, M., Benali, S. C., Benattia, D. A., & Djennad, M. (2024). Preparation and characterization of ultrafiltration membranes derived from recycled polyethylene terephthalate (PET) bottles. *Stud Eng Exact Sci, 5*(1), 151–170. https://doi.org/10.54021/seesv5n1-009

Chen, H., Qin, R., Chow, C. L., & Lau, D. (2023). Recycling thermoset plastic waste for manufacturing green cement mortar. *Cement and Concrete Composites, 137*, 104922. https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2022.104922

Costa, E., Oshita, K., & Takaoka, M. (2026). Global warming potential assessment of municipal solid waste management in Greater Lisbon. *Waste Management, 220*, 115609. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2026.115609

Das, P., Leonardi, A., Yan, Q., Peier, K., & Gabriel, J.-C. P. (2026). Techno-economic evaluation of electronic component recovery for

reuse from waste PCBs: Advancing circular economy practices in automotive electronics. *Journal of Industrial Ecology, 30*(1), 405–419. https://doi.org/10.1007/s44498-026-00028-w

de Matos, P. R., Sakata, R. D., Onghero, L., Uliano, V. G., de Brito, J., Campos, C. E. M., & Gleize, P. J. P. (2021). Utilization of ceramic tile demolition waste as supplementary cementitious material: An early-age investigation. *Journal of Building Engineering, 38*, 102187. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2021.102187

de Sa, P., & Korinek, J. (2021). *Resource efficiency, the circular economy, sustainable materials management and trade in metals and minerals* (OECD Trade Policy Papers No. 245). OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/69abc1bd-en

Delbari, S. A., & Hof, L. A. (2024). Glass waste circular economy—Advancing to high-value glass sheets recovery using Industry 4.0 and 5.0 technologies. *Journal of Cleaner Production, 462*, 142629. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142629

Dolan, P. J., Lampo, R. G., & Dearborn, J. C. (1999). *Concepts for reuse and recycling of construction and demolition waste*. US Army Corps of Engineers, Construction Engineering Research Laboratories. doi:10.21236/ada368252

Domínguez, A., Domínguez, M. I., Ivanova, S., Centeno, M. A., & Odriozola, J. A. (2016). Recycling of construction and demolition waste generated by building infrastructure for the production of glassy materials. *Ceramics International, 42*(14), 15217–15223. https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2016.06.157

Dutta, N., & Gupta, A. (2022). Use of waste plastic char as adsorbent for removal of arsenic and COD from aqueous solution. *Research Square* [Preprint]. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1247280/v1

Ebin, B., Petranikova, M., & Ekberg, C. (2018). Physical separation, mechanical enrichment and recycling-oriented characterization of spent NiMH batteries. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 20*(4), 2018–2027. https://doi.org/10.1007/s10163-018-0751-4

Eisa, M. S., Basiouny, M. E., & Daloob, M. I. (2021). Effect of adding glass fiber on the properties of asphalt mix. *International Journal of Pavement Research and Technology, 14*(4), 403–409. https://doi.org/10.1007/s42947-020-0072-6

Eldomiaty, N., Elbayoumy, E., Aboelnga, M. M., & Mostafa, M. R. (2026). Repurposing waste plastic into a sustainable adsorbent for removing synthetic dye: Experimental, optimization and theoretical modeling. *RSC Advances, 16*(2), 1008–1029. https://doi.org/10.1039/d5ra08601a

Erbs, A., Nagalli, A., de Carvalho, K. Q., Mazer, W., de Moraes Erbs, M., Paz, D. H. F., & Lafayette, K. P. V. (2021). Development of plasterboard sheets exclusively from waste. Journal of Building Engineering, 44, 102524. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2021.102524

European Commission. (2011–2014). Innovative Strategies for High-Grade Material Recovery from Construction and Demolition Waste (IRCOW). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/265212. (n.d.-e).

European Commission. (FP7). Advanced Technologies for the Production of Cement and Clean Aggregates from Construction and Demolition Waste (C2CA). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/265189. (n.d.-f).

European Commission. (HORIZON 2020). Cost-effective recycling of CDW in high added value energy efficient prefabricated concrete components for massive retrofitting of our built environment

(VEEP). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/723582. (n.d.-a).

European Commission. (HORIZON 2020). Holistic Innovative Solutions for an Efficient Recycling and Recovery of Valuable Raw Materials from Complex Construction and Demolition Waste (HISER). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/642085. (n.d.-d).

European Commission. (HORIZON 2020). Innovative pre-fabricated components including different waste construction materials reducing building energy and minimising environmental impacts (InnoWEE). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/723916. (n.d.-b).

European Commission. (HORIZON 2020). REuse and REcycling of CDW materials and structures in energy efficient pREfabricated elements for building REfurbishment and construction (RE4). CORDIS. Retrieved October 20, 2026 from https://cordis.europa.eu/project/id/723583. (n.d.-c).

Ezeudu, O. B., & Ezeudu, T. S. (2019). Implementation of circular economy principles in industrial solid waste management: Case studies from a developing economy (Nigeria). *Recycling, 4*(4), 42. https://doi.org/10.3390/recycling4040042

Fadiya, O. O., Georgakis, P., & Chinyio, E. (2014). Quantitative analysis of the sources of construction waste. *Journal of Construction Engineering, 2014*(1), 651060. https://doi.org/10.1155/2014/651060

Fahimi, A., Alessandri, I., Cornelio, A., Frontera, P., Malara, A., Mousa, E., Ye, G., Valentim, B., & Bontempi, E. (2023). A microwave-enhanced method able to substitute traditional pyrometallurgy for the future of metals supply from spent lithium-

ion batteries. *Resources, Conservation and Recycling, 194*, 106989. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106989

Feil, A., Pretz, T., Julius, J., Go, N., Bosling, M., & Johnen, K. (2019). Metal waste. In *Waste: A handbook for management* (2nd ed., pp. 211–223). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-3.00010-4

Fleischmann, J., Hanicke, M., Horetsky, E., Ibrahim, D., Jautelat, E., Linder, M., Schaufuss, P., Torscht, L., & van de Rijt, A. (2023, January 16). *Battery 2030: Resilient, sustainable, and circular*. McKinsey & Company. Retrieved October 20, 2026, from https://www.mckinsey.com/industries/automotive-and-assembly/our-insights/battery-2030-resilient-sustainable-and-circular

Fogarasi, S., Imre-Lucaci, Á., & Imre-Lucaci, F. (2021). Dismantling of waste printed circuit boards with the simultaneous recovery of copper: Experimental study and process modeling. *Materials, 14*(18), 5186. https://doi.org/10.3390/ma14185186

Gao, Z., Sridhar, S., Spiller, D. E., & Taylor, P. R. (2021). Review of impurity removal methods in steel scrap recycling. *The Journal of Solid Waste Technology and Management, 47*(4), 732–745. https://doi.org/10.5276/JSWTM/2021.732

Geisendorf, S., & Pietrulla, F. (2018). The circular economy and circular economic concepts—a literature analysis and redefinition. *Thunderbird International Business Review, 60*(5), 771–782. https://doi.org/10.1002/tie.21924

Ghaffar, S. H., Burman, M., & Braimah, N. (2020). Pathways to circular construction: An integrated management of construction and demolition waste for resource recovery. *Journal of Cleaner Production, 244*, 118710. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118710

Gill, L., Doran, C., Misstear, D., & Sheahan, B. (2009). The use of recycled glass as a filter media for on-site wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment, 4*(1–3), 198–205. https://doi.org/10.5004/dwt.2009.376

Goh, P. S., Othman, M. H. D., & Matsuura, T. (2021). Waste reutilization in polymeric membrane fabrication: A new direction in membranes for separation. *Membranes, 11*(10), 782. https://doi.org/10.3390/membranes11100782

Gulliani, S., Volpe, M., Messineo, A., & Volpe, R. (2023). Recovery of metals and valuable chemicals from waste electric and electronic materials: A critical review of existing technologies. *RSC Sustainability, 1*(5), 1085–1108. https://doi.org/10.1039/d3su00034f

Haase, M., Bernegger, H., & Meslec, M. (2024). Models of circular economy principles. In V. Ungureanu, L. Bragança, C. Baniotopoulos, & K. M. Abdalla (Eds.), *4th International Conference "Coordinating Engineering for Sustainability and Resilience" & Midterm Conference of CircularB "Implementation of Circular Economy in the Built Environment"* (Lecture Notes in Civil Engineering, Vol. 489, pp. 461–470). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-57800-7_42

Haba, B., Djellali, S., Abdelouahed, Y., Boudjelida, S., Faleschini, F., & Carraro, M. (2025). Transforming plastic waste into value: A review of management strategies and innovative applications in sustainable construction. *Polymers, 17*(7), 881. https://doi.org/10.3390/polym17070881

Hamed, H., Eldiasty, M., Seyedi-Sahebari, S.-M., & Abou-Ziki, J. D. (2023). Applications, materials, and fabrication of micro glass parts and devices: An overview. *Materials Today, 66*, 194–220. https://doi.org/10.1016/j.mattod.2023.03.005

Hasan, M. M., Haque, R., Jahirul, M. I., & Rasul, M. G. (2025). Pyrolysis of plastic waste for sustainable energy recovery: Technological advancements and environmental impacts. *Energy Conversion and Management, 326*, 119511. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2025.119511

Hossain, M. U., & Ng, S. T. (2019). Influence of waste materials on buildings' life cycle environmental impacts: Adopting resource recovery principle. *Resources, Conservation and Recycling, 142*, 10–23. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.010

Illés, I. B., Nagy, S., & Kékesi, T. (2022). The recycling of pure metallic indium from waste LCD screens by a combined hydro-electrometallurgical method. *Hydrometallurgy, 213*, 105945. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2022.105945

Jin, R., Li, H., Li, X., & Shen, M. (2025). Research advances of micro/nanoplastics in groundwater: Occurrence, environmental impacts and control strategies. *Environmental Pollution, 383*, 126899. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126899

Kalupahana, R., Dushyantha, N., & Ratnayake, A. S. (2025). Circular hydrometallurgy to overcome the limitations of conventional extractive metallurgy. *Journal of Sustainable Metallurgy, 11*(4), 3322–3342. https://doi.org/10.1007/s40831-025-01247-4

Kamaruddin, M. A., Abdullah, M. M. A., Zawawi, M. H., & Zainol, M. (2017). Potential use of plastic waste as construction materials: Recent progress and future prospect. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 267*(1), 012011. https://doi.org/10.1088/1757-899X/267/1/012011

Kasem, N. F., Hannan, M. A., Ker, P. J., Abu, S. M., Begum, R. A., Salam, M. A., & Mahlia, T. M. I. (2025). Techno-economic impact analysis of solid waste collection optimization and management for

smart city towards achieving sustainable development goals. *Cleaner Waste Systems, 12*, 100447. https://doi.org/10.1016/j.clwas.2025.100447

Katz, A., & Baum, H. (2011). A novel methodology to estimate the evolution of construction waste in construction sites. *Waste Management, 31*(2), 353–358. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.008

Kaza, Silpa, Lisa Yao, Perinaz Bhada-Tata, and Frank Van Woerden. 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development Series. Washington, DC: World Bank. doi:10.1596/978-1-4648 -1329-0. License: Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO

Khaled, M., Noby, H., Mansor, E. S., Elshazly, A. H., & Aissa, W. A. (2023). Waste high impact polystyrene (HIPS) microfiltration membranes for water treatment: A thorough experimental study. *Environmental Quality Management, 32*(4), 93–102. https://doi.org/10.1002/tqem.21948

Kim, D., Lee, S., Woo, S.-Y., & Park, K. Y. (2025). Enhanced hydrogen production through temperature-optimized pyrolysis of mixed plastic waste for sustainable energy recovery. *Process Safety and Environmental Protection, 196*, 106934. https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.106934

Kityk, A., Pavlik, V., & Hnatko, M. (2024). Reshaping the future of battery waste: Deep eutectic solvents in Li-ion battery recycling. *Journal of Energy Storage, 97 (Part B)*, 112990. https://doi.org/10.1016/j.est.2024.112990

Krall, P., Weißensteiner, I., & Pogatscher, S. (2024). Recycling aluminum alloys for the automotive industry: Breaking the source-sink paradigm. *Resources, Conservation and Recycling, 202*, 107370. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107370

Kuchhal P, Sharma UC. Battery waste management. In: Gurjar BR, Sharma UC, Singh N, editors. Environmental Science and Engineering Vol. 5 Solid Waste Management, Texas: Studium Press LLC; 2017, p. 141−155.

Kulenova, N., Sadenova, M., & Boldyryev, S. (2026). Review of reagent-free electronic waste recycling: Technology, energy, materials and spatial effects. *Recycling, 11*(2), 27. https://doi.org/10.3390/recycling11020027

Kumari, S., Agarwal, S., & Khan, S. (2022). Micro/nano glass pollution as an emerging pollutant in near future. *Journal of Hazardous Materials Advances, 6*, 100063. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100063

Lalrinfela, P., Vanlalsangi, R., Lalrinzuali, K., & Babu, P. J. (2024). Microplastics: Their effects on the environment, human health, and plant ecosystems. *Environmental Pollution and Management, 1*, 248–259. https://doi.org/10.1016/j.epm.2024.11.004

Larouche, F., Tedjar, F., Amouzegar, K., Houlachi, G., Bouchard, P., Demopoulos, G. P., & Zaghib, K. (2020). Progress and status of hydrometallurgical and direct recycling of Li-ion batteries and beyond. *Materials, 13*(3), 801. https://doi.org/10.3390/ma13030801

Leal Filho, W., Barbir, J., Carpio-Vallejo, E., Dobri, A., & Voronova, V. (2025). Decarbonising the plastic industry: A review of carbon emissions in the lifecycle of plastics production. *Science of the Total Environment, 999*, 180337. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180337

Lee, J., Choi, H., & Kim, J. (2024). Environmental and economic impacts of e-waste recycling: A systematic review. *Chemical Engineering Journal, 494*, 152917. https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.152917

Lombana, R., Peña-Icart, M., & Mendiguchía, C. (2025). Recycled plastics as innovative low-cost adsorbents to reduce lead concentrations in waters. *Environmental Research, 279*(1), 121784. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121784

Makuza, B., Tian, Q., Guo, X., Chattopadhyay, K., & Yu, D. (2021). Pyrometallurgical options for recycling spent lithium-ion batteries: A comprehensive review. *Journal of Power Sources, 491*, 229622. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2021.229622

Malinauskaite, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., Thorne, R. J., Colon, J., Ponsá, S., & Al-Mansour, F. (2017). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy, 141*, 2013–2044. https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128

Marín-Cortés, S., Serrano, A., Enríquez, E., & Fernández, J. F. (2024). Dense ceramics by cold reaction sintering using 95% powdered construction and demolition waste and sodium silicate. *Construction and Building Materials, 451*, 138917. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.138917

Mazhar, M. A., Alam, P., Ahmed, S., Khan, M. S., & Adam, F. A. (2023). Sustainable usage of demolished concrete waste as a sub-base material in road pavement. *Frontiers in Sustainability, 4*, 1060878. https://doi.org/10.3389/frsus.2023.1060878

Melchor-Martínez, E. M., Macias-Garbett, R., Malacara-Becerra, A., Iqbal, H. M. N., Sosa-Hernández, J. E., & Parra-Saldívar, R. (2021). Environmental impact of emerging contaminants from battery waste: A mini review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 3*, 100104. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100104

Meneses, R. A. M., Cabrera-Papamija, G., Machuca-Martínez, F., Rodríguez, L. A., Diosa, J. E., & Mosquera-Vargas, E. (2022). Plastic recycling and their use as raw material for the synthesis of carbonaceous materials. *Heliyon, 8*(3), e09028. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09028

Meng, Y., Lai, J., Fan, L., Mo, S., Gou, C., & Zhang, C. (2023). Recycling of the waste battery: Effect of waste battery on property of asphalt and environmental impact evaluation. *Science of the Total Environment, 904*, 166983. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166983

Meshram, P., Somani, H., Pandey, B. D., Mankhand, T. R., Deveci, H., & Abhilash. (2017). Two stage leaching process for selective metal extraction from spent nickel metal hydride batteries. *Journal of Cleaner Production, 157*, 322–332. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.144

Minghua, Z., Xiumin, F., Rovetta, A., Qichang, H., Vicentini, F., Bingkai, L., Giusti, A., & Yi, L. (2009). Municipal solid waste management in Pudong new area, China. *Waste Management, 29*(3), 1227–1233. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.016

Mohajerani, A., Vajna, J., Cheung, T. H. H., Kurmus, H., Arulrajah, A., & Horpibulsuk, S. (2017). Practical recycling applications of crushed waste glass in construction materials: A review. *Construction and Building Materials, 156*, 443–467. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.09.005

Morel, S., Mura, G., Gallarate, M., & Sapino, S. (2024). Cosmetic packaging: European regulatory aspects and sustainability. *Cosmetics, 11*(4), 110. https://doi.org/10.3390/cosmetics11040110

Morf, L. S., Tremp, J., Gloor, R., Schuppisser, F., Stengele, M., & Taverna, R. (2007). Metals, non-metals and PCB in electrical and

electronic waste—Actual levels in Switzerland. *Waste Management, 27*(10), 1306–1316. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.014

Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling, 153*, 104553. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553

Mrozik, W., Rajaeifar, M. A., Heidrich, O., & Christensen, P. (2021). Environmental impacts, pollution sources and pathways of spent lithium-ion batteries. *Energy & Environmental Science, 14*(12), 6099–6121. https://doi.org/10.1039/d1ee00691f

Muhammad, C., Onwudili, J. A., & Williams, P. T. (2015). Catalytic pyrolysis of waste plastic from electrical and electronic equipment. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 113*, 332–339. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.02.016

Munir, M. M., Adrian, M., Burhanuddin, M., & Iskandar, F. (2022). Fabrication and structure optimization of expanded polystyrene (EPS) waste fiber for high-performance air filtration. *Powder Technology, 402*, 117357. https://doi.org/10.1016/j.powtec.2022.117357

Munir, M. T., Li, B., Naqvi, M., & Nizami, A.-S. (2024). Green loops and clean skies: Optimizing municipal solid waste management using data science for a circular economy. *Environmental Research, 243*, 117786. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117786

Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., Hurme, M., & Kärki, J. (2014). Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste. *Waste Management, 34*(8), 1398–1407. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.011

Ongondo, F. O., Williams, I. D., & Cherrett, T. J. (2011). How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and

electronic wastes. *Waste Management, 31*(4), 714–730. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.023

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2022, February 22). *Plastic pollution is growing relentlessly as waste management and recycling fall short.* 19 Ekim 2026 tarihinde https://www.oecd.org/en/about/news/press-releases/2022/02/plastic-pollution-is-growing-relentlessly-as-waste-management-and-recycling-fall-short.html adresinden erişildi.

Panda, S., Nanda, A., & Panigrahi, S. K. (2024). Potential utilization of waste plastic in sustainable geopolymer concrete production: A review. *Journal of Environmental Management, 366*, 121705. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121705

Payne, J., McKeown, P., & Jones, M. D. (2019). A circular economy approach to plastic waste. *Polymer Degradation and Stability, 165*, 170–181. https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.05.014

Petter, P. M. H., Veit, H. M., & Bernardes, A. M. (2014). Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones. *Waste Management, 34*(2), 475–482. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.032

Pires, A., & Martinho, G. (2019). Waste hierarchy index for circular economy in waste management. *Waste Management, 95*, 298–305. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014

Plastics Europe. (2025). Plastics: The fast facts 2025. 19 Ekim 2026 tarihinde https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2025/ adresinden erişildi.

Rarotra, S., Sahu, S., Kumar, P., Kim, K., Tsang, Y. F., Kumar, V., Kumar, P., Srinivasan, M., Veksha, A., & Lisak, G. (2020). Progress and challenges on battery waste management: A critical review.

ChemistrySelect, 5(20), 6182–6193. https://doi.org/10.1002/slct.202000618

Rashid, M. I., & Shahzad, K. (2021). Food waste recycling for compost production and its economic and environmental assessment as circular economy indicators of solid waste management. *Journal of Cleaner Production, 317*, 128467. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128467

Reis, W. F., Barreto, C. G., & Capelari, M. G. M. (2023). Circular economy and solid waste management: Connections from a bibliometric analysis. *Sustainability, 15*(22), 15715. https://doi.org/10.3390/su152215715

Romero-Hernández, O., & Romero, S. (2018). Maximizing the value of waste: From waste management to the circular economy. *Thunderbird International Business Review, 60*(5), 757–764. https://doi.org/10.1002/tie.21968

Russo, R. E., Awais, M., Fattobene, M., Santoni, E., Cavallera, R., Zamponi, S., Conti, P., Berrettoni, M., & Giuli, G. (2024). Silver recovery from silicon solar cells waste by hydrometallurgical and electrochemical technique. *Environmental Technology & Innovation, 36*, 103803. https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103803

Salgın, B., İpekçi, C. A., Coşgun, N., & Karadayı, T. T. (2021). Enerji ve ham madde korunumu açısından yapısal atıkların yeniden kullanımına/geri dönüşümüne yönelik bir değerlendirme. *Journal of Architectural Sciences and Applications, 6*(2), 526–537. https://doi.org/10.30785/mbud.927981

Selvaraj, S., & Chan, T.-M. (2024). Recommendations for implementing circular economy in construction: Direct reuse of steel structures. *Journal of Constructional Steel Research, 214*, 108439. https://doi.org/10.1016/j.jcsr.2023.108439

Shah, H. H., Amin, M., Iqbal, A., Nadeem, I., Kalin, M., Soomar, A. M., & Galal, A. M. (2023). A review on gasification and pyrolysis of waste plastics. *Frontiers in Chemistry, 10*, 960894. https://doi.org/10.3389/fchem.2022.960894

Sharma, H. B., Vanapalli, K. R., Samal, B., Cheela, V. R. S., Dubey, B. K., & Bhattacharya, J. (2021). Circular economy approach in solid waste management system to achieve UN-SDGs: Solutions for post-COVID recovery. *Science of the Total Environment, 800*, 149605. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149605

Shishkin, A., Aguedal, H., Goel, G., Peculevica, J., Newport, D., & Ozolins, J. (2021). Influence of waste glass in the foaming process of open cell porous ceramic as filtration media for industrial wastewater. *Journal of Cleaner Production, 282*, 124546. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124546

Shukla, B. K., Parashar, B., Patel, T., Gupta, Y., Verma, S., & Singh, S. (2025). Polymeric membranes in water treatment: Insights into contaminant removal mechanisms and advanced processes. *Engineering Proceedings, 87*(1), 69. https://doi.org/10.3390/engproc2025087069

Silva, R. V., de Brito, J., Lye, C. Q., & Dhir, R. K. (2017). The role of glass waste in the production of ceramic-based products and other applications: A review. *Journal of Cleaner Production, 167*, 346–364. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.185

Singh, G. K., Gupta, K., & Chaudhary, S. (2014). Solid waste management: Its sources, collection, transportation and recycling. *International Journal of Environmental Science and Development, 5*(4), 347–351. https://doi.org/10.7763/IJESD.2014.V5.507

Smith, R. L., & Behdad, S. (2025). From present to future: A review of e-waste recycling processes. *Waste Management, 204*, 114863. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.114863

Smith, Y. R., Nagel, J. R., & Rajamani, R. K. (2019). Eddy current separation for recovery of non-ferrous metallic particles: A comprehensive review. *Minerals Engineering, 133*, 149–159. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.12.025

Song, Q., Li, J., & Zeng, X. (2015). Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy. *Journal of Cleaner Production, 104*, 199–210. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.027

Sormunen, P., Deviatkin, I., Horttanainen, M., & Kärki, T. (2021). An evaluation of thermoplastic composite fillers derived from construction and demolition waste based on their economic and environmental characteristics. *Journal of Cleaner Production, 280*, 125198. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125198

T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı (2025). Ulusal döngüsel ekonomi stratejisi ve eylem planı (2025–2028). 19 Ekim 2026 tarihinde https://webdosya.csb.gov.tr/db/cygm/haberler/2025-2028-udesep-turkce-20251020103022.pdf adresinden erişildi.

Tam, V. W. Y., & Tam, C. M. (2006). A review on the viable technology for construction waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling, 47*(3), 209–221. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.12.002

Tanabe, E. H., Silva, R. M., Junior, D. L. O., & Bertuol, D. A. (2019). Recovery of valuable metals from waste cables by employing mechanical processing followed by spouted bed elutriation. *Particuology, 45*, 74–80. https://doi.org/10.1016/j.partic.2018.12.002

Tang, Y., Zhang, B., Xie, H., Qu, X., Xing, P., & Yin, H. (2020). Recovery and regeneration of lithium cobalt oxide from spent lithium-ion batteries through a low-temperature ammonium sulfate roasting approach. *Journal of Power Sources, 474*, 228596. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2020.228596

Tian, J., Gong, Y., Li, Y., Chen, X., Zhang, L., & Sun, Y. (2022). Can policy implementation increase public waste sorting behavior? The comparison between regions with and without waste sorting policy implementation in China. *Journal of Cleaner Production, 363*, 132401. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132401

Torkashvand, J., Saeedi-Jurkuyeh, A., Rezaei Kalantary, R., Gholami, M., Esrafili, A., Yousefi, M., & Farzadkia, M. (2022). Preparation of a cellulose acetate membrane using cigarette butt recycling and investigation of its efficiency in removing heavy metals from aqueous solution. *Scientific Reports, 12*(1), 20336. https://doi.org/10.1038/s41598-022-24432-x

Townsend, T. G., Ingwersen, W. W., Niblick, B., Jain, P., & Wally, J. (2019). CDDPath: A method for quantifying the loss and recovery of construction and demolition debris in the United States. *Waste Management, 84*, 302–309. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.048

Tsydenova, O., & Bengtsson, M. (2011). Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. *Waste Management, 31*(1), 45–58. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.014

Udourioh, G. A., Okwute, S. K., Matthews-Amune, C. O., & Udowo, V. M. (2026). Innovative processes and technologies for plastic waste valorization and implications for the green economy. *Discover Chemistry, 3*(1), 154. https://doi.org/10.1007/s44371-026-00580-1

UN. (2015). Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development 2015. In *Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development* (2015). Retrieved October 20, 2026, from https://sdgs.un.org/2030agenda

UNEP (2011). Recycling Rates of Metals – A Status Report, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Reck, B. K., Sibley, S. F., Sonnemann, G., Buchert, M., & Hagelüken, C. (n.d.). UNEP (2011). Retrieved October 20, 2026, from https://wedocs.unep.org/items/87066c0a-c28c-4f50-b6b7-c6d22b884314

UNEP (2013). Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Reuter, M. A., Hudson, C., van Schaik, A., Heiskanen, K., Meskers, C., & Hagelüken, C. (n.d.). UNEP (2013). Retrieved October 20, 2026, from https://wedocs.unep.org/items/22714310-7432-4d60-9aaf-092c76823fc8

Vancea, C., & Lazău, I. (2014). Glass foam from window panes and bottle glass wastes. *Central European Journal of Chemistry, 12*(7), 804–811. https://doi.org/10.2478/s11532-014-0510-x

Veit, H. M., Bernardes, A. M., Ferreira, J. Z., Tenório, J. A. S., & de Fraga Malfatti, C. (2006). Recovery of copper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy. *Journal of Hazardous Materials, 137*(3), 1704–1709. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.010

Villoria Sáez, P., del Río Merino, M., Sorrentino, M., Porras Amores, C., Santa Cruz Astorqui, J., & Viñas Arrebola, C. (2020). Mechanical characterization of gypsum composites containing inert and insulation materials from construction and demolition waste and further application as a gypsum block. *Materials, 13*(1), 193. https://doi.org/10.3390/ma13010193

Voukkali, I., Papamichael, I., Loizia, P., & Zorpas, A. A. (2024). Urbanization and solid waste production: Prospects and challenges.

Environmental Science and Pollution Research, 31(12), 17678–17689. https://doi.org/10.1007/s11356-023-27670-2

Wang, L., Wei, Q., Cai, K., Ma, Y., Song, Q., Xu, H., & Li, J. (2026). Circular economy strategies in metal production: A comparative environmental and economic analysis of primary lead and secondary lead smelting in China. *Journal of Cleaner Production, 572*, 148926. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2026.148926

Wu, Y., Song, Y., Wu, D., Mao, X., Yang, X., Jiang, S., Zhang, C., & Guo, R. (2023). Recent progress in modifications, properties, and practical applications of glass fiber. *Molecules, 28*(6), 2466. https://doi.org/10.3390/molecules28062466

Xiao, Y., Bai, X., Ouyang, Z., Zheng, H., & Xing, F. (2007). The composition, trend and impact of urban solid waste in Beijing. *Environmental Monitoring and Assessment, 135*(1), 21–30. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9708-0

Yan, S., Jiang, Y., Chen, X., Yuan, L., Min, T., Cao, Y., Peng, W., & Zhou, T. (2024). Engineering classification recycling of spent lithium-ion batteries through pretreatment: A comprehensive review from laboratory to scale-up application. *Rare Metals, 43*(3), 915–941. https://doi.org/10.1007/s12598-023-02377-y

Yao, Z., Ling, T.-C., Sarker, P. K., Su, W., Liu, J., Wu, W., & Tang, J. (2018). Recycling difficult-to-treat e-waste cathode-ray-tube glass as construction and building materials: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 81*, 595–604. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.08.027

Yıldız, S., Bölükbaş, Y., & Keleştemur, O. (2010). Effect of glass fiber addition on the compressive and tensile strength of concrete. *Journal of Polytechnic-Politeknik Dergisi, 13*(3), 239–243. https://izlik.org/JA74PH47BD

Zhan, R., Zhang, H., Pei, J., Yang, H., Lu, W., Ye, P., He, B., Luo, S., Lu, Z., & Jiang, F. (2025). Recent advances in recycling of copper-based waste materials: A critical review. *CMat, 2*(2), e70005. https://doi.org/10.1002/cmt2.70005

Zhang, J., Tian, X., Chen, W., Geng, Y., & Wilson, J. (2022). Measuring environmental impacts from primary and secondary copper production under the upgraded technologies in key Chinese enterprises. *Environmental Impact Assessment Review, 96*, 106855. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106855

Zhang, M., Zhou, K., Saunders, T., Wang, G., Wesling, K., Liu, J., Busfield, J., Bilotti, E., & Yan, H. (2025). Low cost small scale recycling aluminium cans for energy conservation and environmental sustainability. *Environmental Technology, 46*(22), 4575–4582. https://doi.org/10.1080/09593330.2025.2509994

Zhu, P., Driscoll, E. H., Dong, B., Sommerville, R., Zorin, A., Slater, P. R., & Kendrick, E. (2023). Direct reuse of aluminium and copper current collectors from spent lithium-ion batteries. *Green Chemistry, 25*(9), 3503–3514. https://doi.org/10.1039/d2gc03940k


BİDGE